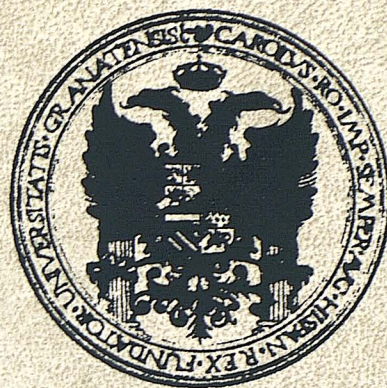


**UNIVERSIDAD DE GRANADA  
E.T.S. DE INGENIEROS DE CAMINOS,  
CANALES Y PUERTOS.  
DEPARTAMENTO DE INGENIERIA CIVIL**



**TESIS DOCTORAL**

**TOMO II**

**ANEJOS**

**ESTUDIO COMPARATIVO DE RELLENOS EN SISTEMAS  
DE DEPURACIÓN DE LECHOS INUNDADOS**



Biblioteca Universitaria de Granada



01328278

**MONTSERRAT ZAMORANO TORO**

**GRADO DE DOCTOR DE INGENIERO DE CAMINOS,  
CANALES Y PUERTOS**

Granada, Diciembre de 1996

E.T.S. I. CAMINOS  
BIBLIOTECA

CDU T 628  
AUTOR ZAM  
TITULO est

---

**UNIVERSIDAD DE GRANADA  
E.T.S. DE INGENIEROS DE CAMINOS,  
CANALES Y PUERTOS.  
DEPARTAMENTO DE INGENIERIA CIVIL**



**TESIS DOCTORAL**

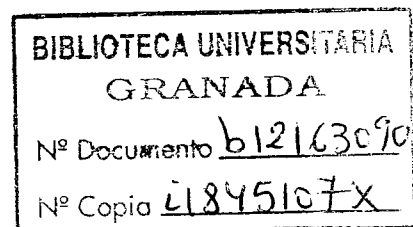
TOMO II  
ANEJOS

**ESTUDIO COMPARATIVO DE RELLENOS EN SISTEMAS  
DE DEPURACIÓN DE LECHOS INUNDADOS**

Por  
**MONTSERRAT ZAMORANO TORO**  
Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos.

Para la obtención del  
**GRADO DE DOCTOR DE INGENIERO DE CAMINOS,  
CANALES Y PUERTOS**

Granada, Diciembre de 1996



# INDICE

## TOMO II: ANEJOS

ANEJO N° 1: LEGISLACION

ANEJO N° 2: BARRIDO BIBLIOGRAFICO

ANEJO N° 3: INVESTIGACIÓN DE CHOQUE. GRAFICOS

ANEJO N° 4: INVESTIGACIÓN DE FONDO. GRAFICOS

ANEJO N° 5: CONCLUSIONES DEFINITIVAS. GRAFICOS

ANEJO N° 6: REPORTAJE FOTOGRÁFICO

## INDICE GRAFICOS

- Gráfico nº 7.1.- Investigación de choque. Relleno sepiolita. Entrada y salida DQO
- Gráfico nº 7.2.- Investigación de choque. Relleno sepiolita. Entrada y salida DBO<sub>5</sub>
- Gráfico nº 7.3.- Investigación de choque. Relleno sepiolita. Entrada y salida SS
- Gráfico nº 7.4.- Investigación de choque. Relleno plástico. Entrada y salida DQO
- Gráfico nº 7.5.- Investigación de choque. Relleno plástico. Entrada y salida DBO<sub>5</sub>
- Gráfico nº 7.6.- Investigación de choque. Relleno plástico. Entrada y salida SS.
- Gráfico nº 7.7.- Investigación de choque. Relleno plástico. Rendimientos en DQO
- Gráfico nº 7.8.- Investigación de choque. Relleno plástico. Rendimientos en DBO
- Gráfico nº 7.9.- Investigación de choque. Relleno plástico. Rendimientos en SS
- Gráfico nº 7.10.- Investigación de choque. Relleno plástico. Rendimientos en DQO
- Gráfico nº 7.11.- Investigación de choque. Relleno plástico. Rendimientos en DBO<sub>5</sub>
- Gráfico nº 7.12.- Investigación de choque. Relleno plástico. Rendimientos en SS
- Gráfico nº 7.13.- Investigación de choque. Relleno plástico. Salida DQO
- Gráfico nº 7.14.- Investigación de choque. Relleno plástico. Salida DBO
- Gráfico nº 7.15.- Investigación de choque. Relleno plástico. Salida SS
- Gráfico nº 7.16.- Investigación de choque. Relleno plástico. Salida DQO
- Gráfico nº 7.17.- Investigación de choque. Relleno plástico. Salida DBO
- Gráfico nº 7.18.- Investigación de choque. Relleno plástico. Salida SS
- Gráfico nº 7.19.- Investigación de choque. Relleno cerámico. Entrada y salida DQO
- Gráfico nº 7.20.- Investigación de choque. Relleno cerámico. Entrada y salida DBO
- Gráfico nº 7.21.- Investigación de choque. Relleno cerámico. Entrada y salida SS
- Gráfico nº 7.22.- Investigación de choque. Relleno cerámico. Rendimientos en DQO
- Gráfico nº 7.23.- Investigación de choque. Relleno cerámico. Rendimientos en DBO

- Gráfico nº 7.24.- Investigación de choque. Relleno cerámico. Rendimientos en SS
- Gráfico nº 7.25: Investigación de choque. Relleno cerámico. Rendimientos en DQO
- Gráfico nº 7.26: Investigación de choque. Relleno cerámico. Rendimientos en DBO
- Gráfico nº 7.27: Investigación de choque. Relleno cerámico. Rendimientos en SS
- Gráfico nº 7.28.- Investigación de choque. Relleno cerámico. Salida DQO
- Gráfico nº 7.29.- Investigación de choque. Relleno cerámico. Salida DBO
- Gráfico nº 7.30.- Investigación de choque. Relleno cerámico. Salida SS
- Gráfico nº 7.31.- Investigación de choque. Relleno cerámico. Salida DQO
- Gráfico nº 7.32.- Investigación de choque. Relleno cerámico. Salida DBO
- Gráfico nº 7.33.- Investigación de choque. Relleno cerámico. Salida SS
- Gráfico nº 8.1.- Investigación de choque. Comparación entre relleno. Rendimientos
- Gráfico nº 8.2.- Investigación de choque. Comparación entre rellenos. Valores de salida
- Gráfico nº 10.1.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Mes Abril 1994. Rendimientos DQO.
- Gráfico nº 10.2.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Mes Abril 1994. Rendimientos  $DBO_5$ .
- Gráfico nº 10.3.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Mes Abril 1994. Rendimientos SS.
- Gráfico nº 10.4.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Mes Mayo 1994. Rendimientos DQO.
- Gráfico nº 10.5.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Mes Mayo 1994. Rendimientos  $DBO_5$ .
- Gráfico nº 10.6.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Mes Mayo 1994. Rendimientos SS.

- Gráfico nº 10.7.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Mes Junio 1994. Rendimientos DQO.
- Gráfico nº 10.8.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Mes Junio 1994. Rendimientos DBO<sub>5</sub>.
- Gráfico nº 10.9.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Mes Junio 1994. Rendimientos SS.
- Gráfico nº 10.10.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Entrada y salida DQO. Mes Abril 1994.
- Gráfico nº 10.11.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Entrada y salida DBO<sub>5</sub>. Mes Abril 1994.
- Gráfico nº 10.12.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Entrada y salida SS. Mes Abril 1994.
- Gráfico nº 10.13.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Entrada y salida DQO. Mes Mayo 1994.
- Gráfico nº 10.14.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Entrada y salida DBO<sub>5</sub>. Mes Mayo 1994.
- Gráfico nº 10.15.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Entrada y salida SS. Mes Mayo 1994.
- Gráfico nº 10.16.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Entrada y salida DQO. Mes Junio 1994.
- Gráfico nº 10.17.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Entrada y salida DBO<sub>5</sub>. Mes Junio 1994.
- Gráfico nº 10.18.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Entrada y salida SS. Mes Junio 1994.

- Gráfico nº 10.19.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Rendimientos DQO/carga DBO<sub>5</sub>.
- Gráfico nº 10.20.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Rendimientos DBO<sub>5</sub>/carga DBO<sub>5</sub>.
- Gráfico nº 10.21.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Rendimientos SS/carga DBO<sub>5</sub>.
- Gráfico nº 10.22.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Rendimientos DQO /carga SS.
- Gráfico nº 10.23.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Rendimientos DBO<sub>5</sub> /carga SS.
- Gráfico nº 10.24.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Rendimientos SS/carga SS.
- Gráfico nº 10.25.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Rendimientos DQO /carga hidraulica.
- Gráfico nº 10.26.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Rendimientos DBO<sub>5</sub> /carga hidraulica.
- Gráfico nº 10.27.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Rendimientos SS/carga hidraulica.
- Gráfico nº 10.28.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. DQO de salida/carga DBO<sub>5</sub>.
- Gráfico nº 10.29.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. DBO<sub>5</sub> de salida/carga DBO<sub>5</sub>.
- Gráfico nº 10.30.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. SS de salida/carga DBO<sub>5</sub>.



- Gráfico nº 10.31.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. DQO de salida/carga SS.
- Gráfico nº 10.32.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. DBO<sub>5</sub> de salida/carga SS.
- Gráfico nº 10.33.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. SS de salida/carga SS.
- Gráfico nº 10.34.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Rendimientos del proceso en DQO.
- Gráfico nº 10.35.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Rendimientos del proceso en DBO<sub>5</sub>.
- Gráfico nº 10.36.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 1ª fase. Rendimientos del proceso en SS.
- Gráfico nº 10.37.- Investigación de fondo. Relleno plástico. Rendimientos medios en función del caudal de aire de proceso. 1ª fase.
- Gráfico nº 10.38.- Investigación de fondo. Relleno plástico. Relación oxígeno y kg DBO eliminada.
- Gráfico nº 10.39.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Mes de Julio 1994. Rendimientos DQO.
- Gráfico nº 10.40.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Mes de Julio 1994. Rendimientos DBO<sub>5</sub>.
- Gráfico nº 10.41.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Mes de Julio 1994. Rendimiento SS.
- Gráfico nº 10.42.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Mes de Agosto 1994. Rendimiento DQO.

- Gráfico nº 10.43.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Mes de Agosto 1994. Rendimiento  $DBO_5$ .
- Gráfico nº 10.44.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Mes de Agosto 1994. Rendimiento SS.
- Gráfico nº 10.45.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Entrada y salida DQO. Mes Julio 1994.
- Gráfico nº 10.46.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Entrada y salida  $DBO_5$ . Mes Julio 1994.
- Gráfico nº 10.47.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Entrada y salida SS. Mes Julio 1994.
- Gráfico nº 10.48.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Entrada y salida DQO. Mes Agosto 1994.
- Gráfico nº 10.49.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Entrada y salida  $DBO_5$ . Mes Agosto 1994.
- Gráfico nº 10.50.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Entrada y salida SS. Mes Agosto 1994.
- Gráfico nº 10.51.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Rendimientos DQO/carga  $DBO_5$ .
- Gráfico nº 10.52.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Rendimientos  $DBO_5$ /carga  $DBO_5$ .
- Gráfico nº 10.53.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Rendimientos SS/carga  $DBO_5$ .
- Gráfico nº 10.54.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Rendimientos DQO /carga SS.

- Gráfico nº 10.55.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Rendimientos  $DBO_5$  /carga SS.
- Gráfico nº 10.56.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Rendimientos SS/carga SS.
- Gráfico nº 10.57.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Rendimientos DQO /carga hidraulica.
- Gráfico nº 10.58.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Rendimientos  $DBO_5$  /carga hidraulica.
- Gráfico nº 10.59.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Rendimientos SS/carga hidraulica.
- Gráfico nº 10.60.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. DQO de salida/carga  $DBO_5$ .
- Gráfico nº 10.61.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase.  $DBO_5$  de salida / carga  $DBO_5$ .
- Gráfico nº 10.62.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. SS de salida / carga  $DBO_5$ .
- Gráfico nº 10.63.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. DQO de salida / carga SS.
- Gráfico nº 10.64.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase.  $DBO_5$  de salida / carga SS.
- Gráfico nº 10.65.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. SS de salida / carga SS.
- Gráfico nº 10.66.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Rendimientos del proceso en DQO.

- Gráfico nº 10.67.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Rendimientos del proceso en  $DBO_5$ .
- Gráfico nº 10.68.- Investigación de fondo. Relleno plástico. 2ª fase. Rendimientos del proceso en SS.
- Gráfico nº 10.69.- Investigación de fondo. Relleno plástico. Rendimientos medios en función del caudal de aire de proceso. 2ª fase.
- Gráfico nº 10.70.- Investigación de fondo. Relleno plástico. Relación oxígeno y kg  $DBO$  eliminada. 2ª fase.
- Gráfico nº 10.71.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Mes Diciembre 1994. Rendimientos DQO.
- Gráfico nº 10.72.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Mes Diciembre 1994. Rendimientos  $DBO_5$
- Gráfico nº 10.73.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Mes Diciembre 1994. Rendimientos SS
- Gráfico nº 10.74.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Mes Enero 1995. Rendimientos DQO.
- Gráfico nº 10.75.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Mes Enero 1995. Rendimientos  $DBO_5$
- Gráfico nº 10.76.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Mes Enero 1995. Rendimientos SS
- Gráfico nº 10.77.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Entrada y salida DQO . Mes Diciembre 1994.
- Gráfico nº 10.78.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Entrada y salida  $DBO_5$ . Mes Diciembre 1994.

- Gráfico nº 10.79.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Entrada y salida SS. Mes Diciembre 1994.
- Gráfico nº 10.80.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Entrada y salida DQO. Mes Enero 1995.
- Gráfico nº 10.81.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Entrada y salida DBO<sub>5</sub>. Mes Enero 1995.
- Gráfico nº 10.82.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Entrada y salida SS. Mes Enero 1995.
- Gráfico nº 10.83.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Entrada y salida pH. Mes Diciembre 1994
- Gráfico nº 10.84.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Entrada y salida pH. Mes Enero 1995.
- Gráfico nº 10.85.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Rendimientos DQO/carga DBO<sub>5</sub>
- Gráfico nº 10.86.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Rendimientos DBO/carga DBO<sub>5</sub>
- Gráfico nº 10.87.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Rendimientos SS/carga DBO<sub>5</sub>
- Gráfico nº 10.88.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Rendimientos DQO/carga SS
- Gráfico nº 10.89.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Rendimientos DBO<sub>5</sub>/carga SS
- Gráfico nº 10.90.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Rendimientos SS/carga SS

- Gráfico nº 10.91.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Rendimientos DQO/carga hidráulica
- Gráfico nº 10.92.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Rendimientos DBO<sub>5</sub>/carga hidráulica
- Gráfico nº 10.93.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Rendimientos SS/carga hidráulica
- Gráfico nº 10.94.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. DQO de salida/carga DBO<sub>5</sub>
- Gráfico nº 10.95.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. DBO<sub>5</sub> de salida/carga DBO<sub>5</sub>
- Gráfico nº 10.96.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. SS de salida / carga DBO<sub>5</sub>
- Gráfico nº 10.97.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. DQO de salida/carga SS
- Gráfico nº 10.98.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. DBO<sub>5</sub> de salida/carga SS
- Gráfico nº 10.99.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. SS de salida/carga SS
- Gráfico nº 10.100.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Rendimientos del proceso en DQO
- Gráfico nº 10.101.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Rendimientos del proceso en DBO<sub>5</sub>
- Gráfico nº 10.102.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 1ª fase. Rendimientos del proceso en SS

- Gráfico nº 10.103.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Rendimientos medios en función del caudal de aire de proceso. 1ª fase.
- Gráfico nº 10.104.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Relación oxígeno y DBO eliminada. 1ª fase
- Gráfico nº 10.105.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Volumen de agua de lavado. 1ª fase
- Gráfico nº 10.106.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. % de agua de lavado respecto al caudal de agua de proceso. 1ª fase
- Gráfico nº 10.107.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Volumen de aire de lavado. 1ª fase
- Gráfico nº 10.108.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Mes Abril 1995. Rendimientos DQO.
- Gráfico nº 10.109.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Mes Abril 1995. Rendimientos DBO
- Gráfico nº 10.110.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Mes Abril 1995. Rendimientos SS
- Gráfico nº 10.111.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Mes Mayo 1995. Rendimientos DQO.
- Gráfico nº 10.112.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Mes Mayo 1995. Rendimientos DBO
- Gráfico nº 10.113.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Mes Mayo 1995. Rendimientos SS
- Gráfico nº 10.114.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Entrada y salida DQO . Mes Abril 1995.

- Gráfico nº 10.115.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Entrada y salida DBO. Mes Abril 1995.
- Gráfico nº 10.116.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Entrada y salida SS. Mes Abril 1995.
- Gráfico nº 10.117.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Entrada y salida DQO. Mes Mayo 1995.
- Gráfico nº 10.118.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Entrada y salida DBO. Mes Mayo 1995.
- Gráfico nº 10.119.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 2ª fase. Entrada y salida SS. Mes Mayo 1995.
- Gráfico nº 10.120.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 2ª fase. Entrada y salida pH. Mes Abril 1995
- Gráfico nº 10.121.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 2ª fase. Entrada y salida pH. Mes Mayo 1995.
- Gráfico nº 10.122.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Rendimientos DQO/carga DBO<sub>5</sub>
- Gráfico nº 10.123.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Rendimientos DBO/carga DBO<sub>5</sub>
- Gráfico nº 10.124.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Rendimientos SS/carga DBO
- Gráfico nº 10.125.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Rendimientos DQO/carga SS
- Gráfico nº 10.126.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Rendimientos DBO/carga SS



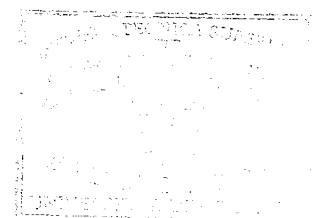
- Gráfico nº 10.127.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Rendimientos SS/ carga SS
- Gráfico nº 10.128.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Rendimientos DQO/carga hidraulica
- Gráfico nº 10.129.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Rendimientos DBO/carga hidraulica
- Gráfico nº 10.130.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Rendimientos SS/carga hidraulica
- Gráfico nº 10.131.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. DQO de salida/carga DBO
- Gráfico nº 10.132.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. DBO de salida/carga DBO
- Gráfico nº 10.133.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. SS de salida / carga DBO
- Gráfico nº 10.134.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. DQO de salida/carga SS
- Gráfico nº 10.135.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. DBO de salida/carga SS
- Gráfico nº 10.136.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. SS de salida/carga SS
- Gráfico nº 10.137.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Rendimientos del proceso en DQO
- Gráfico nº 10.138.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Rendimientos del proceso en DBO

- Gráfico nº 10.139.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. 5ª fase. Rendimientos del proceso en SS
- Gráfico nº 10.140.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Rendimientos medios en función del caudal de aire de proceso. 5ª fase.
- Gráfico nº 10.141.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Relación oxígeno y DBO eliminada. 5ª fase.
- Gráfico nº 10.142.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Volumen de agua de lavado. 5ª fase
- Gráfico nº 10.143.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. % de agua de lavado respecto al caudal de agua de proceso. 5ª fase
- Gráfico nº 10.144.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Volumen de aire de lavado. 1ª fase
- Gráfico nº 10.145.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Estudio de sedimentabilidad del fango. 5ª fase. Muestra nº 1.
- Gráfico nº 10.146.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Estudio de sedimentabilidad del fango. 5ª fase. Muestra nº 2.
- Gráfico nº 10.147.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Estudio de sedimentabilidad del fango. 5ª fase. Muestra nº 3.
- Gráfico nº 10.148.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Estudio de sedimentabilidad del fango. 5ª fase. Muestra nº 4.
- Gráfico nº 10.149.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Estudio de sedimentabilidad del fango. 5ª fase. Media muestras 1,2,3 y 4.
- Gráfico nº 10.150.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Recuperación del lecho tras los lavados. Muestra 1. 5ª fase

- Gráfico nº 10.151.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Recuperación del lecho tras los lavados. Muestra 2. 5ª fase.
- Gráfico nº 10.152.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Recuperación del lecho tras los lavados. Muestra 3. 5ª fase.
- Gráfico nº 10.153.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Recuperación del lecho tras los lavados. Muestra 4 . 5ª fase
- Gráfico nº 10.154.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Recuperación del lecho tras los lavados. Muestras 1-4. Rendimientos DQO. 5ª fase.
- Gráfico nº 10.155.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Recuperación del lecho tras los lavados. Muestras 1-4. Rendimientos DBO. 5ª fase
- Gráfico nº 10.156.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Recuperación del lecho tras los lavados. Muestras 1-4. Rendimientos SS. 5ª fase.
- Gráfico nº 10.157.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Muestra 1. 5ª fase
- Gráfico nº 10.158.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Muestra 2. 5ª fase
- Gráfico nº 10.159.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Muestra 3. 5ª fase
- Gráfico nº 10.160.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Muestra 4. 5ª fase
- Gráfico nº 10.161.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Rendimientos en DQO. 5ª fase
- Gráfico nº 10.162.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Rendimientos en DBO. 5ª fase

- Gráfico nº 10.163.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Rendimientos en SS. 5ª fase.
- Gráfico nº 10.164.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Porcentaje de depuración en DQO. 5ª fase. Muestra 1
- Gráfico nº 10.165.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Porcentaje de depuración en DBO. 5ª fase. Muestra 1
- Gráfico nº 10.166.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Porcentaje de depuración en SS. 5ª fase. Muestra 1
- Gráfico nº 10.167.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Porcentaje de depuración en DQO. 5ª fase. Muestra 2
- Gráfico nº 10.168.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Porcentaje de depuración en DBO. 5ª fase. Muestra 2
- Gráfico nº 10.169.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Porcentaje de depuración en SS. 5ª fase. Muestra 2
- Gráfico nº 10.170.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Porcentaje de depuración en DQO. 5ª fase. Muestra 3
- Gráfico nº 10.171.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Porcentaje de depuración en DBO. 5ª fase. Muestra 3
- Gráfico nº 10.172.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Porcentaje de depuración en SS. 5ª fase. Muestra 3
- Gráfico nº 10.173.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Porcentaje de depuración en DQO. 5ª fase. Muestra 4
- Gráfico nº 10.174.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Porcentaje de depuración en DBO. 5ª fase. Muestra 4

- Gráfico nº 10.175.- Investigación de fondo. Relleno cerámico. Depuración a distintas alturas del filtro. Porcentaje de depuración en SS. 5ª fase. Muestra 4
- Gráfico nº 10.176.- Investigación de fondo. Doble capa. Porcentaje de rendimientos en DQO. Julio 1995
- Gráfico nº 10.177.- Investigación de fondo. Doble capa. Porcentaje de rendimientos en DBO. Julio 1995
- Gráfico nº 10.178.- Investigación de fondo. Doble capa. Porcentaje de rendimientos en SS. Julio 1995.
- Gráfico nº 11.1.- Conclusiones. Relleno plástico. Alimentación superior agua. Curva de rendimientos en DBO y SS en relación con la carga en DBO
- Gráfico nº 11.2.- Conclusiones. Relleno plástico. Alimentación superior agua. Curva de rendimientos en DBO y SS en relación con la carga en SS
- Gráfico nº 11.3.- Conclusiones. Relleno plástico. Alimentación superior agua. DBO y SS estimados de salida en función de la DBO de entrada.
- Gráfico nº 11.4.- Conclusiones. Relleno plástico. Alimentación superior agua. DBO y SS estimados de salida en función de los SS de entrada.
- Gráfico nº 11.5.- Conclusiones. Relleno plástico. Alimentación superior agua. Relación kg O<sub>2</sub> y kg DBO<sub>5</sub> eliminada.
- Gráfico nº 11.6.- Conclusiones. Relleno plástico. Alimentación inferior agua. Curva de rendimientos en DBO y SS en relación con la carga en DBO
- Gráfico nº 11.7.- Conclusiones. Relleno plástico. Alimentación inferior agua. Curva de rendimientos en DBO y SS en relación con la carga en SS
- Gráfico nº 11.8.- Conclusiones. Relleno plástico. Alimentación inferior agua. DBO y SS estimados de salida en función de la DBO de entrada.



- Gráfico nº 11.9.- Conclusiones. Relleno plástico. Alimentación inferior agua. DBO y SS estimados de salida en función de los SS de entrada.
- Gráfico nº 11.10.- Conclusiones. Relleno plástico. Alimentación inferior agua. kg oxígeno en función de la carga de DBO
- Gráfico nº 11.6.- Conclusiones. Relleno plástico. Alimentación inferior agua. Curva de rendimientos en DBO y SS en relación con la carga en DBO
- Gráfico nº 11.7.- Conclusiones. Relleno plástico. Alimentación inferior agua. Curva de rendimientos en DBO y SS en relación con la carga en SS
- Gráfico nº 11.8.- Conclusiones. Relleno plástico. Alimentación inferior agua. DBO y SS estimados de salida en función de la DBO de entrada.
- Gráfico nº 11.9.- Conclusiones. Relleno plástico. Alimentación inferior agua. DBO y SS estimados de salida en función de los SS de entrada.
- Gráfico nº 11.10.- Conclusiones. Relleno plástico. Alimentación inferior agua. kg oxígeno en función de la carga de DBO
- Gráfico nº 11.11.- Conclusiones. Relleno cerámico. Rendimientos DBO y SS en función de la carga de DBO de entrada. Granulometría 2 a 5 mm.
- Gráfico nº 11.12.- Conclusiones. Relleno cerámico. Rendimientos DBO y SS en función de la carga de SS de entrada. Granulometría 2 a 5 mm
- Gráfico nº 11.13.- Conclusiones. Relleno cerámico. Estimación DBO y SS de salida en función de la carga DBO de entrada. Granulometría 2 a 5 mm
- Gráfico nº 11.14.- Conclusiones. Relleno cerámico. Estimación DBO y SS de salida en función de la carga SS de entrada. Granulometría 2 a 5 mm
- Gráfico nº 11.15.- Conclusiones. Relleno cerámico. kg oxígeno consumidos en función de la carga de DBO eliminada. Granulometría 2 a 5 mm.

- Gráfico nº 11.16.- Conclusiones. Relleno cerámico. Volumen de agua de lavado en función de la carga de DBO. Granulometría 2 a 5 mm.
- Gráfico nº 11.17.- Conclusiones. Relleno cerámico. Volumen de aire de lavado en función de la carga de DBO. Granulometría 2 a 5 mm
- Gráfico nº 11.18.- Conclusiones. Relleno cerámico. % agua de lavado respecto de la de entrada. Granulometría 2 a 5 mm
- Gráfico nº 11.19.- Conclusiones. Relleno cerámico. Sedimentabilidad del fango. Granulometría 2 a 5 mm.
- Gráfico nº 11.20.- Conclusiones. Comparación entre sistemas. Rendimientos medios en DBO
- Gráfico nº 11.21.- Conclusiones. Comparación entre sistemas. Rendimientos medios en SS

## INDICE DE FOTOGRAFIAS

- Fotografía nº 1: Planta piloto de laboratorio
- Fotografía nº 2: Planta piloto semitécnica
- Fotografía nº 3: Relleno sepiolita
- Fotografía nº 4: Relleno plástico
- Fotografía nº 5: Relleno cerámico. Granulometría de 5 a 7 mm
- Fotografía nº 6: Relleno cerámico. Granulometría de 2 a 5 mm. Sin impermeabilizar
- Fotografía nº 7: Relleno cerámico. Granulometría de 2 a 5 mm. Impermeabilizado
- Fotografía nº 8: Depuradora Sur- Churriana. Decantador primario
- Fotografía nº 9: Estación depuradora de aguas residuales de Churriana
- Fotografía nº 10: Espectrofotómetro
- Fotografía nº 11: Equipo de filtración y bomba de vacío para la determinación de sólidos en suspensión
- Fotografía nº 12: Frigotermostato para la determinación de la  $DBO_5$
- Fotografía nº 13: Aparato para la determinación de  $DBO_5$
- Fotografía nº 14: pH-metro
- Fotografía nº 15: Digestor para la determinación de DQO
- Fotografía nº 16: Balanza analítica
- Fotografía nº 17: Estufa de desecación y esterilización
- Fotografía nº 18: Compresor doméstico utilizado para aire de proceso a escala de laboratorio
- Fotografía nº 19: Planta piloto semitécnica
- Fotografía nº 20: Bomba sumergida para agua de lavado
- Fotografía nº 21: Bomba para agua de proceso. Caudales de 50 a 120 l/h



Fotografía nº 22: Bomba para agua de proceso. Caudales de 20 a 50 l/h

Fotografía nº 23: Caudalímetros de agua de lavado, aire de lavado y aire de proceso

Fotografía nº 24: Caudalímetro agua de lavado

Fotografía nº 25: Compresor para aire de lavado y proceso

Fotografía nº 26: Tanque para recogida del agua depurada para ser utilizada en los lavados

Fotografía nº 27: Panel de control

Fotografía nº 28: Salida superior de agua depurada

Fotografía nº 29: Tubos piezométricos para medida de pérdida de carga

Fotografía nº 30: Toma de agua de proceso inferior. Flujo ascendente

Fotografía nº 31: Espumas producidas con el producto impermeabilizante

Fotografía nº 32: Biopelícula con relleno plástico

Fotografía nº 33: Columna con relleno plástico

Fotografía nº 34: Lavado relleno cerámico

Fotografía nº 35: Planta piloto semitécnica. Relleno cerámico

Fotografía nº 36: Biopelícula relleno cerámico

Fotografía nº 37: Ensayo de sedimentabilidad de fangos

Fotografía nº 38: Doble capa

Fotografía nº 39: Colonia bacteriana de Zooglea amorfa y dactiforme

Fotografía nº 40: Colonia bacteriana de Zooglea ramígera

## **ANEJO N° 1: LEGISLACION**

el Presidente y designados por el Secretario de Estado de Administración Militar.

c) Vocales eventuales: A solicitud del Presidente, con voz pero sin voto, podrán no ser especialistas diplomados en Psiquiatría. Cuando se trate de Psicólogos Clínicos, preferentemente serán de la Unidad de Psicología de la Secretaría General Técnica del departamento.

d) Secretario: Un Oficial del Cuerpo Militar de Sanidad, Médico, designado por el Presidente, que actuará con voz pero sin voto.

Segundo.—La presente Orden entrará en vigor el día siguiente al de su publicación en el «Boletín Oficial del Estado».

Madrid, 4 de mayo de 1995.

GARCIA VARGAS

## MINISTERIO DE OBRAS PUBLICAS, TRANSPORTES Y MEDIO AMBIENTE

11343 RESOLUCIÓN de 28 de abril de 1995, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda, por la que se dispone la publicación del Acuerdo del Consejo de Ministros de 17 de febrero de 1995, por el que se aprueba el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales.

El Consejo de Ministros, en su reunión de 17 de febrero de 1995, adoptó un Acuerdo por el que se aprueba el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales.

Con el fin de asegurar la efectividad de su publicidad, esta Secretaría de Estado ha resuelto disponer la publicación en el «Boletín Oficial del Estado» del citado Acuerdo, como anexo a la presente Resolución.

Madrid, 28 de abril de 1995.—La Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda, Cristina Narbona Ruiz.

### ANEXO

Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales (1995-2005)

Texto aprobado por el Consejo de Ministros de 17 de febrero de 1995

### INDICE

0. Introducción.
1. Diagnóstico de la situación actual.
2. Objetivos y principales líneas de actuación del Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales.
3. Medidas de fomento de la reducción progresiva de la carga contaminante.
4. El programa de infraestructuras de depuración y su financiación.

### CUADROS

Cuadro 1. Población equivalente servida conforme a la Directiva 91/271.

Cuadro 2. Objetivos y líneas de actuación en la gestión del dominio público hidráulico.

Cuadro 3. Inversiones totales necesarias para la financiación del Plan Nacional de Depuración 1995-2005.

Cuadro 4. Recursos de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda y de Fondos de Cohesión para el Plan Nacional de Depuración de Aguas Residuales.

### 0. Introducción

El presente documento tiene como objetivo fijar las directrices y los escenarios de financiación del Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales 1995-2005 y se eleva para su aprobación por parte del Consejo de Ministros, aido el Consejo Asesor de Medio Ambiente, que ha incorporado observaciones a través de su grupo de trabajo de Políticas de Agua, y una vez consideradas sus líneas básicas con las Comunidades Autónomas, que se presentaron en la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente (Guadalupu, 19 de septiembre de 1994).

El objetivo básico de este Plan es el de garantizar la calidad de la depuración y del vertido de las aguas residuales urbanas, acorde con los criterios de la Unión Europea, mediante la integración y coherencia de las inversiones de los tres niveles de la Administración, y el desarrollo normativo básico propiciado por la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda. El Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales constituye una pieza fundamental de la política de gestión del dominio público hidráulico; en particular, deberá verse acompañado por actuaciones—no incluidas en este Plan Nacional, pero en gran medida ya avanzadas—que favorezcan la reducción en origen de la carga contaminante y el correcto control de los vertidos, así como por el desarrollo de los programas ya iniciados y no incluidos en este Plan en materia de vigilancia de calidad de las aguas (SAICA), de destino del dominio público (LINDE), y de restauración hidroclógico ambiental de las cuencas (PICHRA).

Con el diseño de este Plan se pretende superar el modelo de actuación de la Administración Central en cuanto a la financiación de este tipo de infraestructuras, mediante el uso exclusivo del instrumento de la declaración de determinadas inversiones como «obras de interés general de Estado», decisión que si bien ha guardado relación con la gravedad de los problemas a abordar, se ha producido de forma esporádica, sin una visión global de referencia ni la suficiente corresponsabilización de las Administraciones territoriales competentes. El Plan intenta establecer criterios objetivos para fijar el compromiso de apoyo en todo el territorio nacional de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda, con cargo a sus propios presupuestos o canalizando recursos del Fondo de Cohesión hacia proyectos de las Comunidades Autónomas.

El Plan va acompañado de varias disposiciones normativas, en avanzado estado de elaboración (entre las que destaca la transposición de la Directiva 91/271), cuya aprobación durante el presente ejercicio no impide que, una vez aprobado el Plan por el Consejo de Ministros se pueda proceder de inmediato a la firma de Convenios bilaterales con cada una de las Comunidades Autónomas. Los compromisos resultantes serán revisados, en su caso, con los necesarios acuerdos bilaterales previos.

El Gráfico 1, describe el conjunto de las normas comunitarias que están ya aplicándose en España, o en fase de transposición, relativas a la calidad de las aguas.

LAS DIRECTIVAS EUROPEAS SOBRE EL AGUA

LA CONTAMINACION DEL AGUA  
Directivas Europeas

Calidad del agua para consumo humano	Calidad de Aguas para otros usos	Verificas, Valores límite y objetivos de calidad
<p>Directiva 75/442/CEE Agua destinada a la producción de agua potable Código Oficial de la UE: L196/01</p> <p>Directiva 75/443/CEE Agua para la agricultura Código Oficial de la UE: L197/01</p> <p>Directiva 80/769/CEE Agua para consumo humano Código Oficial de la UE: L270/01</p>	<p>Directiva 78/176/CEE Código Oficial de la UE: L46/01</p> <p>Directiva 78/177/CEE Código Oficial de la UE: L47/01</p> <p>Directiva 78/178/CEE Código Oficial de la UE: L48/01</p> <p>Directiva 78/179/CEE Código Oficial de la UE: L49/01</p> <p>Directiva 78/180/CEE Código Oficial de la UE: L50/01</p>	<p>Directiva 75/442/CEE Código Oficial de la UE: L196/01</p> <p>Directiva 75/443/CEE Código Oficial de la UE: L197/01</p> <p>Directiva 80/769/CEE Código Oficial de la UE: L270/01</p> <p>Directiva 78/176/CEE Código Oficial de la UE: L46/01</p> <p>Directiva 78/177/CEE Código Oficial de la UE: L47/01</p> <p>Directiva 78/178/CEE Código Oficial de la UE: L48/01</p> <p>Directiva 78/179/CEE Código Oficial de la UE: L49/01</p> <p>Directiva 78/180/CEE Código Oficial de la UE: L50/01</p> <p>Directiva 83/182/CEE Código Oficial de la UE: L27/01</p> <p>Directiva 83/183/CEE Código Oficial de la UE: L28/01</p> <p>Directiva 83/184/CEE Código Oficial de la UE: L29/01</p> <p>Directiva 83/185/CEE Código Oficial de la UE: L30/01</p> <p>Directiva 83/186/CEE Código Oficial de la UE: L31/01</p> <p>Directiva 83/187/CEE Código Oficial de la UE: L32/01</p> <p>Directiva 83/188/CEE Código Oficial de la UE: L33/01</p> <p>Directiva 83/189/CEE Código Oficial de la UE: L34/01</p> <p>Directiva 83/190/CEE Código Oficial de la UE: L35/01</p> <p>Directiva 83/191/CEE Código Oficial de la UE: L36/01</p> <p>Directiva 83/192/CEE Código Oficial de la UE: L37/01</p> <p>Directiva 83/193/CEE Código Oficial de la UE: L38/01</p> <p>Directiva 83/194/CEE Código Oficial de la UE: L39/01</p> <p>Directiva 83/195/CEE Código Oficial de la UE: L40/01</p> <p>Directiva 83/196/CEE Código Oficial de la UE: L41/01</p> <p>Directiva 83/197/CEE Código Oficial de la UE: L42/01</p> <p>Directiva 83/198/CEE Código Oficial de la UE: L43/01</p> <p>Directiva 83/199/CEE Código Oficial de la UE: L44/01</p> <p>Directiva 83/200/CEE Código Oficial de la UE: L45/01</p>

La participación ciudadana en el desarrollo del Plan se garantiza a través del Consejo Asesor de Medio Ambiente y de las organizaciones que lo integran.

### 1. Diagnóstico de la situación actual

En España existen más de tres mil depuradoras de aguas residuales en servicio, y alrededor de doscientas más en construcción, que suponen una dotación teórica para el 80 por 100 de la población de derecho. Pero ni los sistemas de tratamiento ni los de gestión de las plantas son, en muchos casos, los adecuados, ni todas las plantas están —salvo excepciones—, correctamente dimensionadas para atender la población de hecho ni la carga contaminante de origen industrial que le corresponde.

De acuerdo con los criterios de la Unión Europea, la población equivalente (que incluye la población de hecho y la carga contaminante de origen industrial) servida actualmente en España es apenas el 40,7 por 100 del total. Con las depuradoras actualmente en construcción se alcanzaría un porcentaje del 53,7 por 100 a medio plazo. Ello supone un enorme esfuerzo inversor a llevar a cabo de acuerdo con los calendarios y las definiciones de la Directiva 91/271, esfuerzo que será muy diferente en cada ámbito territorial, como se aprecia en el cuadro 1. El análisis concreto de la situación en las principales ciudades españolas pone aún más de manifiesto las carencias existentes en núcleos urbanos de gran relevancia (por la calidad ambiental de su entorno, por sus potencialidades turísticas, por tamaño de la población...).

CUADRO 1

Población equivalente servida conforme a la Directiva 91/271

Comunidad Autónoma	Cumplido		No conforme en construcción		No conforme (hecho)		Total (he)	Coste unitario (pt/m <sup>3</sup> )
	(he)	Porcentaje	(he)	Porcentaje	(he)	Porcentaje		
Andalucía	4.787.733	34,96	2.049.935	14,97	5.856.717	50,07	13.694.365	38.960
Aragón	1.037.000	40,76	—	—	1.507.000	59,24	2.544.000	39.429
Asturias	736.311	34,70	120.000	5,66	1.265.494	59,64	2.121.805	61.084
Baleares	969.848	51,05	211.252	11,12	718.834	37,83	1.899.935	35.211
Canarias	2.002.075	61,48	175.000	5,37	1.079.548	33,15	3.256.624	38.286
Cantabria	25.000	1,87	70.000	0,75	1.305.000	97,39	1.340.000	45.506
Castilla y León	783.666	13,15	755.255	12,71	4.402.072	74,10	5.940.993	36.182
Castilla-La Mancha	1.599.600	49,58	70.000	2,17	1.556.765	48,25	3.226.366	26.556
Cataluña	5.601.135	38,77	5.849.692	40,49	2.997.491	20,75	14.448.319	31.082
Extremadura	606.854	30,91	85.000	4,33	1.271.470	54,76	1.963.324	51.211
Galicia	365.732	6,67	224.500	4,09	4.896.982	89,24	5.467.214	31.986
Madrid	10.225.814	83,47	129.300	1,06	1.895.570	15,47	12.250.685	45.441
Murcia	700.000	23,73	108.000	3,66	2.142.000	72,61	2.950.000	23.778
Navarra	75.657	8,83	10.900	1,27	770.568	89,90	857.125	21.626
País Vasco	559.000	16,72	68.000	2,03	2.716.490	81,25	3.343.490	49.475
La Rioja	125.777	22,83	—	—	425.229	77,17	551.006	27.042
Comunidad Valenciana	4.364.318	48,71	1.147.000	12,80	3.449.287	38,49	8.960.606	34.350
Ceuta y Melilla	—	—	—	—	266.912	100,00	266.912	18.928
España	34.565.520	40,82	11.013.834	12,94	39.523.429	46,44	86.102.790	36.493

Con excepciones importantes, los principales problemas relativos a las aguas residuales que se detectan con mayor frecuencia —junto con la irregularidad geográfica de las dotaciones existentes ya señalada— son los siguientes:

Redes de saneamiento urbanas con insuficiente capacidad o en estado deficiente, lo que provoca fugas o la dilución con las aguas freáticas, que aunque independientes del Plan de Saneamiento, afecta a la explotación.

Obsolencia de las instalaciones de depuración y de vertido, en particular las construidas antes del inicio de la década de los ochenta.

Insuficientes medios humanos y materiales para la correcta explotación y mantenimiento de las plantas. Las tarifas o cánones aplicados —ni siquiera cuando se consigue cobrarlos— no siempre cubren los costos correspondientes.

Escaso control y seguimiento del funcionamiento de las depuradoras por parte de las autoridades competentes.

Inexistencia o insuficiente cumplimiento de las Ordenanzas municipales que regulan el vertido al alcantarillado.

Escasa preocupación por el tratamiento y eliminación de los lodos derivados de la depuración, lo que puede provocar incluso problemas de la calidad del efluente.

Insuficiente consideración y gestión de las aguas de tormenta, que impide en ocasiones el cumplimiento de los objetivos de calidad.

Los vertidos de las empresas industriales no cumplen, en su mayoría, con las normas de emisión, y los correspondientes procedimientos de autorización, control y sanción deben ser revisados.

Estos elementos negativos del diagnóstico no deben, en ningún caso, infravalorar el esfuerzo realizado, durante los últimos años, por las Corporaciones Locales y por aquellas Comunidades Autónomas donde se han aprobado normas que regulan sus funciones de planificación, coordinación y auxilio financiero y técnico, en materia de saneamiento. Prácticamente en todas las Comuni-

lades Autónomas existen ya Planes regionales de saneamiento y depuración, y en la mayoría de ellas se ha establecido o está en fase de implantación un canon de saneamiento que permitirá mejorar la financiación del establecimiento y de los sistemas de explotación de estas infraestructuras.

La innovación tecnológica y la capacidad de las empresas españolas operantes en este sector han mejorado también de forma muy significativa durante los últimos años, avanzando hacia una menor dependencia del exterior y hacia el diseño de soluciones cada vez más óptimas, desde el punto de vista técnico y económico, y la realidad española.

Asimismo, se ha tomado conciencia, por parte de las Administraciones y de los ciudadanos del impacto ambiental de las infraestructuras de depuración (olors, ruidos, impacto visual...), y se están incorporando nuevos criterios, en esta línea, en el diseño y funcionamiento de las plantas.

La correcta depuración de las aguas residuales permite su consideración como recursos susceptibles de reutilización, previos los tratamientos convenientes, que refieren su nueva concesión como recurso hidráulico.

**2. Objetivos y principales líneas de actuación del Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales**

Como se indica en el cuadro 2, este Plan debe entenderse como un instrumento fundamental al servicio del objetivo general de protección de la calidad del agua y del medio hídrico, ya que su concepción resultaría desvirtuada si no se actuara simultáneamente en la reducción en origen de la contaminación y en todos los aspectos de la gestión del dominio público hidráulico.

En efecto, de acuerdo con los criterios comunitarios relativos a la prevención, debe concederse una atención preferente a la disminución de la carga contaminante, en particular de origen industrial, lo que implica fortalecer las tareas de control y de vigilancia, así como la incentivación de cambios en los procesos productivos. Sólo si se avanza en esta dirección, se conseguirá un tratamiento adecuado de las aguas residuales en las infraestructuras de saneamiento, y se podrán obtener resultados satisfactorios en materia de reutilización de las aguas residuales, en el ámbito de los planes hidrológicos como elemento básico de una política hidráulica que favorezca el uso racional del agua.

CUADRO 2

**Objetivos y líneas de actuación en la gestión del dominio público hidráulico**

Para cada empresa	Instrumentos	Objetivos específicos	Principales líneas de actuación
Protección de la calidad del agua y del medio hídrico.	Medidas Preventivas.	Reducción progresiva de la carga contaminante.	Fomento del ahorro del agua. Fomento de la reducción en origen de la contaminación. Mejora del control de las autorizaciones de vertido. Establecimiento de normas de emisión y de objetivos de calidad acordes con la UE.
		Control y Calidad de las Aguas.	Establecimiento de una Red Nacional de Vigilancia de la Calidad de las Aguas (SAICA)
	Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales.	Tratamiento Adecuado de las Aguas Residuales.	Completar las infraestructuras, según criterios Directiva 91/271. Fomento de la reutilización de aguas residuales.
		Tratamiento adecuado de los lodos.	Fomento de la reutilización de los lodos. Minimización del impacto ambiental de su tratamiento o depósito.
	Programas de actuación sobre dominio público hidráulico.	Uso adecuado del dominio público.	Delimitación del dominio público hidráulico (Programa «LINDE»); Revisión concesiones de uso del dominio público.
		Recuperación ambiental del dominio público.	Programa de Restauración Hidrológica Ambiental (PIHRA).
Plan Nacional de Reutilización de las Aguas Residuales.	Utilización más eficiente del recurso.	Fomento de la reutilización de aguas residuales (medidas normativas y financieras).	

**3. Medidas de fomento de la reducción progresiva de la carga contaminante**

La carga contaminante puede verse disminuida por una reducción en origen de la contaminación, derivada de cambios en los procesos productivos, y, en algunos supuestos, por la reducción en el consumo del agua.

El ahorro de agua, y sobre todo, la descontaminación, se verán incentivados por el establecimiento en todo el territorio nacional de una figura de canon de saneamiento, entendiéndose como tal una figura impositiva que

grava la contaminación producida en el agua que se vierte. Esta línea de actuación será impulsada por la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda en el contexto del presente Plan. En particular la implantación generalizada de la mencionada figura de canon por parte de las Comunidades Autónomas será condición imprescindible para la aplicación de las ayudas estatales, como se explica en el punto 4 de este documento.

La reducción en origen de la contaminación, en sentido estricto, requiere cambios en los procesos productivos que serán incentivados mediante créditos subven-

cionados (MIBOR menos 3 puntos), a través de las oportunas modificaciones en la ya creada «línea verde» del ICO. Los sistemas de tratamiento fin de línea tendrán también acceso a créditos blandos (MIBOR menos 2 puntos). La Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda establecerá una línea de ayudas para fomentar planes sectoriales de empresas o de empresa, de reducción de contaminación en origen, en aquellas ámbitos que se consideren prioritarios.

La obtención de las ayudas a las empresas quedará supeditada a su compromiso de reducción gradual de la carga contaminante, en la forma que se determine por la administración competente en la autorización del vertido.

En cuanto a la autorización de vertidos, el sistema en vigor no resulta satisfactorio. Hay que tener en cuenta que en España se producen más de 300.000 vertidos puntuales a las aguas, tanto superficiales como subterráneas, de los que aproximadamente 240.000 se efectúan a través de las redes urbanas de saneamiento. Del resto de los vertidos sólo un 23 por 100 tienen autorización (provisional o definitiva, representando estos últimos solo el 5 por 100 del total).

Está prevista la modificación del actual procedimiento de autorización de vertidos —en el que el expediente se inicia a instancias de parte—, mediante un proyecto de Decreto que en estos momentos se encuentra en el Consejo de Estado, después de haber sido sometido a los Consejeros competentes de las Comunidades Autónomas y al Consejo Asesor de Medio Ambiente, a través de su grupo de trabajo de políticas de agua.

#### 4. El programa de infraestructuras de depuración y su financiación

En el cuadro 3 se recogen los datos necesarios para analizar el escenario de inversión, por Comunidades Autónomas, en el horizonte del año 2005 de acuerdo con los datos facilitados por las propias Comunidades Autónomas y contrastados por la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda. La población equivalente, así como la definición de zonas sensibles, comporta, en cada Comunidad Autónoma, unas necesidades totales de inversión a desarrollar antes del año 2005, en estricta aplicación de la Directiva 91/271, que supere en el conjunto del territorio nacional la cuantía de 1,8 billones de pesetas.

Desde el traspaso de competencias el MOPTMA ha actuado directamente en esta materia sólo vía obras declaradas de interés general del Estado, exclusivamente en algunas Comunidades Autónomas. En realidad, sólo en el caso de Asturias se habían aplicado hasta 1994 recursos de la Administración central, estando el resto de las obras en fase de licitación o de inicio de las obras en 1995.

La aportación del MOPTMA, con cargo a los recursos de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda o con cargo a Fondo de Cohesión, para proyectos gestionados por las Comunidades Autónomas, será el 25 por 100 de la inversión total necesaria hasta el año 2005 en cada una de las Comunidades Autónomas, incluyendo para el cómputo de dicho porcentaje el importe de las obras que en su caso hayan sido declaradas de interés general del Estado por el MOPTMA desde el momento del traspaso de competencias. Este porcentaje sólo se superará, en este momento, en el caso de Asturias, cuyo plan de saneamiento se declaró Plan Nacional de Interés Comunitario por parte de la Unión Europea y que constituye por lo tanto una excepción justificada por la gravedad de los problemas de contaminación de las cuencas mineras.

CUADRO 3

Inversiones totales necesarias para la financiación del Plan Nacional de Saneamiento y Depuración 1995-2005 (1)

Comunidades Autónomas	Miliones de pesetas
Andalucía .....	347.000
Aragón .....	59.420
Asturias .....	84.831
Baleares .....	32.749
Canarias .....	48.031
Cantabria .....	59.840
Castilla y León .....	186.600
Castilla-La Mancha .....	43.200
Cataluña .....	311.718
Extremadura .....	69.466
Galicia .....	163.814
Madrid .....	108.012
Murcia .....	53.500
Navarra .....	16.900
País Vasco .....	137.763
La Rioja .....	11.499
Valencia .....	157.790
Ceuta y Melilla .....	5.052
España .....	1.896.985

(1) De acuerdo con los datos administrados por las Comunidades Autónomas.

El Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente en el caso que dejaran de existir los Fondos de Cohesión o su dotación resultara insuficiente, asumirá la diferencia mediante reajustes internos en su presupuesto, a costa, en su caso, de otras políticas del Departamento.

En el supuesto de que se crearan nuevos mecanismos de financiación europeos para obras de interés comunitario, se asignarían a inversiones a realizar en Comunidades Autónomas distintas de Asturias, y con los siguientes criterios de prioridad:

- Saneamiento de ríos transfronterizos;
- Saneamiento de áreas de alto valor ecológico;
- Saneamiento de ríos que vierten al mar Mediterráneo.

A efectos del cálculo en cada Comunidad Autónoma de la ayuda vía presupuestos de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda o vía recursos del Fondo de Cohesión, para proyectos gestionados por las Comunidades Autónomas, y de su calendario de aplicación, se han tenido en cuenta otros dos factores:

El coste en pesetas/habitante de la población equivalente pendiente de atender conforme a la Directiva. Se han fijado unos límites de un 30 por 100 por arriba y por abajo del coste medio que resulta de los datos disponibles para abarcar suficientemente las diferencias que puedan estar justificadas por las especificidades de cada territorio. Tales límites se han utilizado para introducir una cierta homogeneidad en la ayuda estatal.

Cinco Comunidades Autónomas (Cataluña, Valencia, Madrid, Baleares y Canarias) están actualmente en niveles de depuración de la población equivalente, conforme a la Directiva 91/271, por encima de la media nacional. Estos resultados implican un mayor esfuerzo, en términos relativos, de las respectivas Administraciones territoriales en esta materia, por lo que las ayudas estatales que les corresponden se aplicarán según un calendario más

rápido que en el resto de las Comunidades Autónomas (5 años en lugar de 10).

En los convenios bilaterales que se proponen a las Comunidades Autónomas, se incorpora como requisito para la obtención de los recursos de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda o de los Fondos de Cohesión el establecimiento —en el plazo máximo de dos años a contar desde la firma del Convenio— de un canon específico que preferentemente cubra los costes de establecimiento y explotación de las plantas que se construyan en el desarrollo del Plan, así como la aprobación de un Plan Regional de Saneamiento, acorde con los criterios de las Directivas comunitarias. Teniendo en cuenta que la mayoría de las Comunidades Autónomas tienen ya —o están en fase de aprobar— dichos instrumentos, estas exigencias son perfectamente

asumibles y garantizan una mayor homogeneidad en los medios, en los objetivos de actuación y en el diseño de las soluciones concretas, para el conjunto del territorio.

El resultado de los criterios de cofinanciación hasta aquí expuestos por Comunidades Autónomas, se recoge en el cuadro 4. Las cifras correspondientes son la suma de los recursos presupuestarios actuales y previstos de la Dirección General de Calidad de las Aguas (a través del capítulo 6 y del capítulo 7, que por primera vez se instrumenta en 1995 para permitir la cofinanciación de obras gestionadas por las Comunidades Autónomas) más los recursos procedentes de Fondo de Cohesión, aplicables a proyectos gestionados por las Comunidades Autónomas, previo informe ante la Comisión Europea de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda.

CUADRO 4

Recursos de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda y de Fondos de Cohesión. Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales

Comunidades Autónomas	1995-2000	2001-2005	Total	Porcentaje
Andalucía	43.375	43.375	86.750	18
Aragón	7.428	7.428	14.856	3
Asturias	15.475	—	15.475	3
Balears	3.187	—	3.187	2
Canarias	12.008	—	12.008	3
Cantabria	7.480	7.480	14.960	3
Castilla y León	23.325	23.325	46.650	10
Castilla-La Mancha	5.400	5.400	10.800	2
Cataluña	77.930	—	77.930	16
Extremadura	8.064	8.064	16.128	3
Galicia	20.473	20.477	40.950	9
Madrid	27.003	—	27.003	6
Murcia	7.203	7.203	14.406	3
Navarra	5.064	—	5.064	1
País Vasco	16.554	16.555	33.109	7
La Rioja	2.874	—	2.874	1
Valencia	39.448	—	39.448	8
Ceuta y Melilla	2.526	2.526	5.052	1
España	330.817	141.834	472.651	100

ANEXOS

Anexo 1. Directiva del Consejo de 21 de mayo de 1991 sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Anexo 2. Estado de depuración de las principales ciudades españolas.

Anexo 3. Obras declaradas de interés general.

ANEXO 1

Directiva del Consejo de 21 de mayo de 1991 sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas

Directiva del Consejo de 21 de mayo de 1991 sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (91/271)

(«Diario Oficial de las Comunidades Europeas» número L 135, de 30 de mayo de 1991)

El Consejo de las Comunidades Europeas.

Visto el Tratado constitutivo de la Comunidad Económica Europea y, en particular, su artículo 130 S;

Vista la propuesta de la Comisión;

Visto el dictamen del Parlamento Europeo;

Visto el dictamen del Comité Económico y Social;

Considerando que, en su Resolución de 28 de junio de 1981 sobre la protección del Mar del Norte y de otras aguas de la Comunidad, el Consejo solicitó a la Comisión que presentara propuestas con las medidas necesarias a nivel comunitario para el tratamiento de las aguas residuales urbanas;

Considerando que la contaminación debida a un tratamiento insuficiente de las aguas residuales de un Estado miembro repercute a menudo en las de otros Estados miembros y que, por tanto, es necesario una acción comunitaria, con arreglo al artículo 130 A;

Considerando que es necesario un tratamiento secundario de las aguas residuales urbanas para evitar que la evacuación de dichas aguas tratadas de manera insuficiente tenga repercusiones negativas en el medio ambiente;

Considerando que es necesario exigir un tratamiento más riguroso en las zonas sensibles mientras que un tratamiento primario puede ser adecuado en algunas zonas menos sensibles;

Considerando que los sistemas colectores de entrada de aguas residuales industriales, así como la evacuación de aguas residuales y lodos procedentes de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas deberían ser objeto de normas generales, reglamentaciones y/o autorizaciones específicas;



Considerando que deben someterse a requisitos adecuados los vertidos de aguas residuales industriales biodegradables, procedentes de determinados sectores industriales, que no entren en las plantas de tratamiento de las aguas residuales urbanas antes del vertido de las aguas receptoras;

Considerando que debe fomentarse el reciclado de los fangos producidos por el tratamiento de las aguas residuales, que debe suprimirse progresivamente la evacuación de fangos a las aguas superficiales;

Considerando que es necesario controlar las instalaciones de tratamiento, las aguas receptoras y la evacuación de fangos para garantizar la protección del medio ambiente de las repercusiones negativas de los vertidos de aguas residuales;

Considerando que es importante garantizar la información al público, mediante la publicación de informes periódicos sobre la evacuación de aguas residuales urbanas y fangos;

Considerando que los Estados miembros deberán elaborar y presentar a la Comisión programas nacionales para la aplicación de la presente Directiva;

Considerando que deberá crearse un comité que colabore con la Comisión en los temas relacionados con la aplicación de la presente Directiva y con su adaptación al progreso técnico,

Ha adoptado la presente Directiva:

#### Artículo 1.

La presente Directiva tiene por objeto la recogida, el tratamiento y el vertido de las aguas residuales urbanas y el tratamiento y vertido de las aguas residuales procedentes de determinados sectores industriales.

El objetivo de la Directiva es proteger el medio ambiente de los efectos negativos de los vertidos de las mencionadas aguas residuales.

#### Artículo 2.

A efectos de la presente Directiva, se entenderá por:

1. «Aguas residuales urbanas»: Las aguas residuales domésticas o la mezcla de las mismas con aguas residuales industriales y/o aguas de escorrentía pluvial.

2. «Aguas residuales domésticas»: Las aguas residuales procedentes de zonas de vivienda y de servicios y generadas principalmente por el metabolismo humano y las actividades domésticas.

3. «Aguas residuales industriales»: Todas las aguas residuales vertidas desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad comercial o industrial que no sean aguas residuales domésticas ni aguas de escorrentía pluvial.

4. «Aglomeración urbana»: La zona cuya población y/o actividades económicas presentan concentración suficiente para la recogida y conducción de las aguas residuales urbanas a una instalación de tratamiento de dichas aguas o a un punto de vertido final.

5. «Sistema colector»: Un sistema de conductos que recoja y conduzca las aguas residuales urbanas.

6. «1 e-h (equivalente habitante)»: La carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno de cinco días (DBO<sub>5</sub>) de 60 g de oxígeno por día.

7. «Tratamiento primario»: El tratamiento de aguas residuales urbanas mediante un proceso físico y/o químico que incluya la sedimentación de sólidos en suspensión u otros procesos en los que la DBO<sub>5</sub> de las aguas residuales que entren se reduzca por lo menos en un 20 por 100 antes del vertido y el total de sólidos en suspensión en las aguas residuales de entrada se reduzca por lo menos en un 50 por 100.

8. «Tratamiento secundario»: El tratamiento de aguas residuales urbanas mediante un proceso que incluya, por lo general, un tratamiento biológico con sedimentación secundaria, u otro proceso en el que respeten los requisitos del cuadro 1 del anexo I.

9. «Tratamiento adecuado»: El tratamiento de las aguas residuales urbanas mediante cualquier proceso y/o sistema de eliminación en virtud del cual, después del vertido de dichas aguas, las aguas receptoras cumplan los objetivos de calidad pertinentes y las disposiciones de la presente y de las restantes Directivas comunitarias.

10. «Fangos»: Los fangos residuales, tratados o no, procedentes de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas.

11. «Eutrofización»: El aumento de nutrientes en el agua, especialmente de los compuestos de nitrógeno y/o fósforo, que provoca un crecimiento acelerado de algas y especies vegetales superiores, con el resultado de trastornos no deseados en el equilibrio entre organismos presentes en el agua y en la calidad del agua a la que afecta.

12. «Estuario»: La zona de transición, en la desembocadura de un río, entre las aguas dulces y las aguas costeras. Cada Estado miembro determinará los límites exteriores (orientados hacia el mar) de los estuarios o efectos de la presente Directiva, dentro del programa para su aplicación a que se refieren los apartados 1 y 2 del artículo 17.

13. «Aguas costeras»: Las aguas situadas fuera de la línea de bajamar o del límite exterior de un estuario.

#### Artículo 3.

1. Los Estados miembros velarán porque todas las aglomeraciones urbanas dispongan de sistemas colectores para las aguas residuales urbanas:

A más tardar, el 31 de diciembre del año 2000 en el caso de las aglomeraciones con más de 15.000 habitantes equivalentes («h-e»), y

A más tardar, el 31 de diciembre del año 2005 en el caso de las aglomeraciones que tengan entre 2.000 y 15.000 h-e.

Cuando se trate de aguas residuales urbanas vertidas en aguas receptoras que se consideren «zonas sensibles» con arreglo a la definición del artículo 5, los Estados miembros velarán porque se instalen sistemas colectores, a más tardar el 31 de diciembre de 1998, en las aglomeraciones con más de 10.000 h-e.

Cuando no se justifique la instalación de un sistema colector, bien por no suponer ventaja alguna para el medio ambiente o bien porque su instalación implique un coste excesivo, se utilizarán sistemas individuales u otros sistemas adecuados que consigan un nivel igual de protección medioambiental.

2. Los sistemas colectores mencionados en el apartado 1 cumplirán los requisitos establecidos en la letra A del anexo I. Dichos requisitos podrán modificarse según el procedimiento establecido en el artículo 18.

#### Artículo 4.

1. Los Estados miembros velarán porque las aguas residuales urbanas que entren en los sistemas colectores sean objeto, antes de verse, de un tratamiento secundario o de un proceso equivalente, en las siguientes circunstancias:

A más tardar, el 31 de diciembre del año 2000 para todos los vertidos que procedan de aglomeraciones que representen más de 15.000 h-e.

A más tardar, el 31 de diciembre del año 2005 para todos los vertidos que procedan de aglomeraciones que representen entre 10.000 y 15.000 h-e.

A más tardar, el 31 de diciembre del año 2005 para los vertidos en aguas dulces o estuarios que procedan de aglomeraciones que representen entre 2.000 y 10.000 h-e.

2. Los vertidos de aguas residuales urbanas en aguas situadas en regiones de alta montaña (más 1.500 m sobre el nivel del mar) en las que resulte difícil la aplicación de un tratamiento biológico eficaz debido a las bajas temperaturas, podrán someterse a un tratamiento menos riguroso que el que determina el apartado 1, siempre y cuando existan estudios detallados que indiquen que tales vertidos no perjudican al medio ambiente.

3. Los vertidos procedentes de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas mencionados en los apartados 1 y 2 cumplirán los requisitos pertinentes de la letra B del anexo I. Dichos requisitos podrán modificarse según el procedimiento establecido en el artículo 18.

4. La carga exaresada en h-e se calculará a partir del valor medio diario correspondiente a la semana de carga máxima del año, sin tener en cuenta situaciones excepcionales, como, por ejemplo, las producidas por una lluvia intensa.

#### Artículo 5.

1. A efectos del apartado 2, los Estados miembros determinarán, a más tardar el 31 de diciembre de 1993, las zonas sensibles según los criterios establecidos en el anexo II.

2. A más tardar, el 31 de diciembre de 1998, los Estados miembros velarán porque las aguas residuales urbanas que entren en los sistemas colectores sean objeto, antes de ser vertidas en zonas sensibles, de un tratamiento más riguroso que el descrito en el artículo 4, cuando se trate de vertidos procedentes de aglomeraciones urbanas que representen más de 10.000 h-e.

3. Los vertidos de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas que se mencionan en el apartado 2 cumplirán los requisitos pertinentes de la letra C del anexo I. Dichos requisitos podrán fijarse o modificarse según el procedimiento establecido en el artículo 18.

4. No obstante, los requisitos para instalaciones individuales indicados en los anteriores apartados 2 y 3 no deberán necesariamente aplicarse en zonas sensibles cuando se pueda demostrar que el porcentaje mínimo de reducción de la carga referido a todas las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas de dicha zona alcanza, al menos, el 75 por 100 del total del fósforo y, al menos, el 75 por 100 del total del nitrógeno.

5. Los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas que estén situadas en las áreas tributarias de zonas sensibles y que contribuyan a la contaminación de dichas zonas quedarán sujetos a lo dispuesto en los apartados 2, 3 y 4.

Las disposiciones del artículo 9 se aplicarán en los casos en que las áreas tributarias contempladas en el párrafo primero estén situadas total o parcialmente en otro Estado miembro.

6. Los Estados miembros velarán porque la designación de las zonas sensibles se revise al menos cada cuatro años.

7. Los Estados miembros velarán porque las zonas identificadas como sensibles como resultado de la revisión

a que se refiere el apartado 8 cumplan los requisitos anteriormente citados en un plazo de siete años.

8. A efectos de la presente Directiva, un Estado miembro no deberá designar zonas sensibles cuando aplique en la totalidad de su territorio el tratamiento establecido en los apartados 2, 3 y 4.

#### Artículo 6.

1. A efectos del apartado 2, los Estados miembros podrán determinar, a más tardar el 31 de diciembre de 1993, zonas menos sensibles según los criterios expuestos en el anexo II.

2. Los vertidos de aguas residuales urbanas procedentes de aglomeraciones urbanas que representen entre 10.000 y 150.000 h-e en aguas costeras y de las aglomeraciones de entre 2.000 y 10.000 h-e en estuarios situados en las zonas a que se refiere el apartado 1 podrán ser objeto de un tratamiento menos riguroso que el establecido en el artículo 4, cuando:

Dichos vertidos reciban, al menos, un tratamiento primario con arreglo a la definición del apartado 7) del artículo 2 y de conformidad con los procedimientos de control que se establecen en el letra D del anexo I.

Existan estudios globales que indiquen dichos vertidos no tendrán efectos negativos sobre el medio ambiente.

Los Estados miembros facilitarán a la Comisión cualquier información importante relativa a los citados estu-  
gios.

3. Si la Comisión considerase que no se cumplen las condiciones establecidas en el apartado 2 presentará al Consejo una propuesta adecuada.

4. Los Estados miembros velarán porque la lista de zonas menos sensibles se revise, al menos, cada cuatro años.

5. Los Estados miembros velarán porque las zonas que hayan dejado de ser consideradas zonas menos sensibles cumplan los requisitos de los artículos 4 y 5, según proceda, en un plazo de siete años.

#### Artículo 7.

Los Estados miembros velarán porque el 31 de diciembre del año 2005, a más tardar, las aguas residuales urbanas que entren en los sistemas colectores sean objeto de un tratamiento adecuado, tal como se define en el punto 9) del artículo 2, antes de ser vertidas, en los siguientes casos:

Cuando procedan de aglomeraciones urbanas que representen menos de 2.000 h-e y se viertan en aguas dulces y estuarios.

Cuando procedan de aglomeraciones urbanas que representen menos de 10.000 h-e y se viertan en aguas costeras.

#### Artículo 8.

1. En casos excepcionales debidos a problemas técnicos y para grupos de población geográficamente definidos, los Estados miembros podrán presentar a la Comisión una solicitud especial de ampliación del plazo para dar cumplimiento a lo dispuesto en el artículo 4.

2. En esta solicitud, que deberá ser debidamente justificada, se expondrán las dificultades técnicas experimentadas y se propondrá un programa de acción, con un calendario apropiado, que deberá llevarse a cabo para alcanzar el objetivo de la presente Directiva. Dicho calendario se incluirá en el programa para la aplicación contemplado en el artículo 17.

3. Sólo se aceptarán razones técnicas y el aplazamiento no podrá exceder del 31 de diciembre del año 2005.

4. La comisión examinará esta solicitud y tomará las medidas apropiadas con arreglo al procedimiento establecido en el artículo 18.

5. En circunstancias excepcionales en las que se demuestre que un tratamiento más avanzado no redundará en ventajas para el medio ambiente podrán someterse los vertidos en zonas menos sensibles de aguas residuales procedentes de aglomeraciones urbanas con más de 150.000 h.e. al tratamiento contemplado en el artículo 8 para las aguas residuales procedentes de aglomeraciones urbanas que representen entre 10.000 y 150.000 h.e.

En tales circunstancias, los Estados miembros presentarán previamente a la Comisión un expediente. La Comisión estudiará la situación y tomará las medidas pertinentes, de acuerdo con el procedimiento previsto en el artículo 18.

#### Artículo 9.

Cuando los vertidos de aguas residuales urbanas de un Estado miembro tengan efectos negativos para aguas comprendidas en la zona de jurisdicción de otro Estado miembro, el Estado miembro cuyas aguas resulten afectadas podrá notificar los hechos correspondientes al otro Estado miembro y a la Comisión.

Los Estados miembros implicados organizarán la concertación necesaria para identificar los vertidos de que se trate, con intervención de la Comisión, cuando proceda, y dispondrán las medidas necesarias en origen para proteger las aguas afectadas, a fin de velar por el cumplimiento de las disposiciones de la presente Directiva.

#### Artículo 10.

Los Estados miembros velarán porque las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas construidas a fin de cumplir los requisitos de los artículos 4, 5, 6 y 7 sean diseñadas, construidas, utilizadas y mantenidas de manera que en todas las condiciones climáticas normales de la zona tengan un rendimiento suficiente. En el diseño de las instalaciones se tendrán en cuenta las variaciones de la carga propias de cada estación.

#### Artículo 11.

1. Los Estados miembros velarán porque, a más tardar el 31 de diciembre de 1993, el vertido de aguas residuales industriales en sistemas de colectores e instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas se someta a la normativa previa y/o autorizaciones específicas por parte de la autoridad competente o de los organismos adecuados.

2. Las normativas y/o autorizaciones específicas cumplirán los requisitos expuestos en la letra C del anexo I. Dichos requisitos podrán modificarse según el procedimiento establecido en el artículo 18.

3. Las normativas y autorizaciones específicas se revisarán y, en su caso, se adaptarán a intervalos regulares.

#### Artículo 12.

1. Las aguas residuales tratadas se reutilizarán cuando proceda. Las vías de evacuación reducirán al mínimo los efectos adversos sobre el medio ambiente.

2. Las autoridades competentes o los organismos adecuados velarán porque los vertidos de aguas residuales procedentes de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas estén sujetos a normativas preexistentes y/o autorizaciones específicas.

3. Las normativas preexistentes y/o las autorizaciones específicas relativas a vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas, concedidas en aplicación del apartado 2, en aglomeraciones urbanas de 2.000 a 10.000 h.e. cuando se trate de vertidos en aguas dulces y estuarios, y en aglomeraciones urbanas de 10.000 h.e. o más, para todo tipo de vertidos, incluirán las condiciones necesarias para cumplir los requisitos correspondientes de la letra B del anexo I. Dichos requisitos podrán modificarse según el procedimiento establecido en el artículo 18.

4. Las normativas y/o autorizaciones se revisarán y, en caso necesario, se adaptarán a intervalos regulares.

#### Artículo 13.

1. Los Estados miembros velarán porque, a más tardar el 31 de diciembre del año 2000, las aguas residuales industriales biodegradables procedentes de instalaciones que procedan de los sectores industriales enumerados en el anexo III y que no penetren en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas antes de ser vertidas en las aguas receptoras se sometan antes del vertido a las condiciones establecidas en la normativa previa y/o autorización específica por parte de la autoridad competente o del organismo que corresponda, para todos los vertidos procedentes de instalaciones que representen 4.000 h.e. o más.

2. El 31 de diciembre de 1993 a más tardar, las autoridades competentes o los organismos correspondientes de cada Estado miembro establecerán los requisitos para el vertido de dichas aguas residuales adecuados a la índole de la industria de que se trate.

3. La Comisión efectuará un estudio comparativo de los requisitos de los Estados miembros a más tardar el 31 de diciembre de 1994. Publicará en un informe el resultado de este estudio y, en caso necesario, presentará una propuesta adecuada.

#### Artículo 14.

1. Los fangos que se originen en el tratamiento de las aguas residuales se reutilizarán cuando proceda. Las vías de evacuación reducirán al mínimo los efectos adversos sobre el medio ambiente.

2. Las autoridades competentes u organismos correspondientes velarán porque, a más tardar el 31 de diciembre de 1998, la evacuación de los fangos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas esté sometida a normas generales, a registro o a autorización.

3. Los Estados miembros velarán porque, a más tardar el 31 de diciembre de 1998, se suprima la evacuación de fangos a aguas de superficie, ya sea mediante vertido desde barcos, conducción por tuberías o cualquier otro medio.

4. Hasta la supresión de las formas de evacuación que se mencionan en el apartado 3, los Estados miembros velarán porque medie autorización para la evacuación de la cantidad total de materiales tóxicos, persistentes o bioacumulables presentes en los fangos evacuados a aguas de superficie y porque dicha cantidad se reduzca progresivamente.

## Estado de depuración de las principales ciudades españolas

Ciudad	Tipo de tratamiento	Funcionamiento	Observaciones
<i>Comunidad Autónoma de Andalucía</i>			
Algeciras	Sin EDAR	No conforme	Proyecto.
Almería	Fangos activados	No conforme	Se va a sustituir.
Almuñécar	Fangos activados	No conforme	Construcción (sustituye a la anterior).
Benalmádena costa	Fangos activados	No conforme	Construcción.
Cádiz-San Fernando	Sin EDAR	No conforme	Ampliación en construcción.
Córdoba	Fangos activados	Conforme	En licitación.
Granada (Los Vaños)	Fangos activados	Conforme	—
Granada (Churrriana)	Fangos activados	Conforme	—
Huelva	Sin EDAR	No conforme	En licitación.
Jaén	Sin EDAR	No conforme	Proyecto.
Jerez de la Frontera	Fangos activados	Conforme	—
Málaga (Peñón del Cuervo)	Pretratamiento	No conforme	—
Málaga (Guadalhorco)	Pretratamiento	No conforme	Ampliación en construcción.
Málaga	Fangos activados	Conforme	—
Motril-Sañobrón	Fangos activados	No conforme	Construcción.
Puerto de Santa María	Filtros biológicos	Conforme	—
Sevilla (Tablada)	Fangos activados	Conforme	—
Sevilla (Copejo)	Primario	No conforme	Ampliación en construcción.
Sevilla (Norte)	Fangos activados	Conforme	—
Sevilla (Rambla)	Fangos activados	Conforme	—
Mancomunidad del Aljarafe I y II	Fangos activados	No conforme	En construcción.
Aljarafe III	Más riguroso	No conforme	En construcción.
<i>Comunidad Autónoma de Aragón</i>			
Calatayud	Sin EDAR	No conforme	—
Ejea de los Caballeros	Sin EDAR	No conforme	—
Huesca	Sin EDAR	No conforme	—
Jaca	Sin EDAR	No conforme	—
Monzón	Filtros verdes	No conforme	—
Teruel	Sin EDAR	No conforme	—
Zaragoza (EDAR de La Almozara)	Fangos activados	Conforme	—
Zaragoza (EDAR de La Cartuja)	Fangos activados	Conforme	—
<i>Comunidad Autónoma de Asturias</i>			
Avilés	Sin EDAR	No conforme	Proyecto.
Gijón	Pretratamiento	No conforme	Proyecto.
Sarna de Langreo	Más riguroso	Conforme	—
Mieres	Más riguroso	Conforme	—
Oviedo (Villapérez)	Más riguroso	No conforme	Ampliación en construcción.
Oviedo (San Claudio)	Más riguroso	No conforme	Construcción.
Luarca	Sin EDAR	No conforme	—
<i>Comunidad Autónoma de Baleares</i>			
Calviá	Fangos activados	No conforme	Ampliación en construcción.
Ibiza	Filtros biológicos	No conforme	—
Palma de Mallorca (Palma I)	Fangos activados	No conforme	Declarada zona sensible.
Palma de Mallorca (Palma II)	Fangos activados	No conforme	Declarada zona sensible.
Ciudadela Norte	Fangos activados	Conforme	—
Ciudadela Sur	Fangos activados	Conforme	—
Bahía de San Antonio	Fangos activados	Conforme	—
Cala Millor	Primario	No conforme	—
Mao/Es Castell	Sin EDAR	No conforme	—
<i>Comunidad Autónoma de Canarias</i>			
Adeje-Arona	Fangos activados	No conforme	Construcción.
Las Palmas de Gran Canaria	Fangos activados	Conforme	Recién terminada ampliación.
Santa Cruz de Tenerife	Fangos activados	No conforme	Mejora y ampliación.
Valle de La Orotava	Sin EDAR	No conforme	—

Ciudad	Tipo de tratamiento	Funcionamiento	Observaciones
<i>Comunidad Autónoma de Cantabria</i>			
Santander	Primario	No conforme	—
Torrelavega	Sin EDAR	No conforme	—
<i>Comunidad Autónoma de Castilla y León</i>			
Aranda de Duero	Sin EDAR	No conforme	Anteproyecto.
Ávila	Fangos activados	Conforme	—
Burgos	Fangos activados	No conforme	Ampliación en obra.
León	Fangos activados	No conforme	Construcción.
Miranda de Ebro	Sin EDAR	No conforme	Anteproyecto.
Palencia	Fangos activados	No conforme	Se va a sustituir.
Pontevedra	Sin EDAR	No conforme	Anteproyecto.
Salamanca	Primario	No conforme	Proyecto depuradora nueva.
Segovia	Fangos activados	No conforme	Construcción.
Soria	Fangos activados	Conforme	—
Valladolid	Sin EDAR	No conforme	Anteproyecto.
Zamora	Sin EDAR	No conforme	Anteproyecto.
<i>Comunidad Autónoma de Castilla-La Mancha</i>			
Albacete	Lechos bacterianos	Conforme	—
Alcazar de San Juan	Fangos activados	No conforme	Ampliación en construcción.
Ciudad Real	Fangos activados	Conforme	—
Cuenca	Canal de oxidación	Conforme	—
Gudalajara	Fangos activados	Conforme	—
Puertollano	Fangos activados	Conforme	—
Talavera de la Reina	Fangos activados	No conforme	En construcción.
Toledo (polígono industrial)	Fangos activados	Conforme	—
Toledo (EDAR Toledo)	Lechos bacterianos	Conforme	—
Valdepeñas	Fangos activados	No conforme	En construcción.
<i>Comunidad Autónoma de Cataluña</i>			
Abrera	Primario	No conforme	Construcción.
Banyoles	Primario	No conforme	Construcción.
Barcelona	Primario	Conforme	Zona menos sensible.
Castell-Plaça D'Aro	Fangos activados	Conforme	—
Cubelles-Cunit	Fangos activados	Conforme	—
Fondarella	Sin EDAR	No conforme	—
Gavà-Viladecans	Fangos activados	Conforme	—
Girona	Fangos activados	Conforme	—
Granollers	Primario	No conforme	—
Igualada	Primario	No conforme	Ampliación en construcción.
La Llagosta	Primario	No conforme	Construcción.
Llerda	Más riguroso	No conforme	Construcción.
Lloret de Mar	Fangos activados	Conforme	—
Manresa	Fangos activados	No conforme	—
Martorell	Fangos activados	Conforme	—
Mataró	Sin EDAR	No conforme	—
Montcada	Primario	No conforme	—
Montornés del Vallés	Primario	No conforme	Construcción.
Navarres-Sant Fruitós de Bages	Más riguroso	No conforme	Construcción.
Palamós	Fangos activados	Conforme	—
Pineda de Mar	Sin EDAR	No conforme	—
El Prat de Llobregat	Sin EDAR	No conforme	—
Reus	Fangos activados	Conforme	—
Roses	Fangos activados	Conforme	—
Rubí	Primario	No conforme	Construcción.
Sabadell (riu Ripoll)	Sin EDAR	No conforme	—
Sabadell (riu sec)	Primario	No conforme	—
Sant Feliu de Llobregat	Más riguroso	No conforme	Construcción.
Tarragona	Fangos activados	Conforme	—
Teia	Sin EDAR	No conforme	—
Torrasa	Primario	No conforme	Construcción.
Torredembarra	Sin EDAR	No conforme	—
El Vendrell	Sin EDAR	No conforme	—

Ciudad	Tipo de tratamiento	Funcionamiento	Observaciones
Vic	Primario	No conforme	—
Vilafranca	Fangos activados	No conforme	Construcción.
Vila Seca-Salou	Fangos activados	No conforme	Construcción.
<i>Comunidad Autónoma de Extremadura</i>			
Almendraléjo	Fangos activados	Conforme	Sobrecargada vertidos industriales.
Badajoz	Fangos activados	Conforme	—
Cáceres	Fangos activados	Conforme	—
Coria	Sin EDAR	No conforme	—
Don Benito	Fangos activados	Conforme	—
Mérida	Fangos activados	No conforme	En construcción.
Navalmoral de la Mata	Lechos bacterianos	Conforme	—
Plasencia	Fangos activados	Conforme	—
Trujillo	Sin EDAR	No conforme	—
Villanueva de la Serena	Fangos activados	Conforme	—
Zafra	Sin EDAR	No conforme	—
<i>Comunidad Autónoma de Galicia</i>			
Betanzos	Más rigurosa	Conforme	—
La Coruña	Pretratamiento	No conforme	En construcción.
El Ferrol	Sin EDAR	No conforme	—
Lugo	Fangos activados	Conforme	—
Orense	Fangos activados	Conforme	—
Pontevedra	Primario	No conforme	—
Santiago de Compostela	Fangos activados	Conforme	—
Vigo	Fangos activados	No conforme	En construcción.
Vilagarcía de Arosa	Fangos activados	No conforme	En construcción.
<i>Comunidad Autónoma de Madrid</i>			
Alcalá de Henares (urbana)	Fangos activados	Conforme	—
Alcalá de Henares (industrial)	F-Q + fangos activados	Conforme	—
Alcobendas, San Sebastián de los Reyes	Fangos activados	Conforme	—
Alcorcón	Sin EDAR *	No conforme	Parcial a EDAR Butarque. Parcial a EDAS Móstoles.
Aranjuez	Fangos activados	Conforme	—
Casa Quemada	Fangos activados	No conforme	—
Puentes Viejas	Más riguroso	Conforme	—
El Chaparral	Más riguroso	Conforme	—
Soto Gutiérrez	Fangos activados	Conforme	—
El Endrinal	Más riguroso	Conforme	—
El Escorial	Más riguroso	Conforme	—
Fuente El Saz de Jarama	Fangos activados	Conforme	—
Fuenlabrada	Sin EDAR *	No conforme	Parcial a EDAR Móstoles. Parcial a EDAR Sur.
Getafe	Sin EDAR *	No conforme	Parcial a EDAR Sur.
Leganés	Sin EDAR *	Conforme	Parcial a EDAR Sur. Parcial a EDAR Butarque.
Madrid (PSIM) (Butarque)	Fangos activados	Conforme	Sobrecargada.
Madrid (PSIM) (La China)	Fangos activados	Conforme	—
Madrid (PSIM) (Rejas)	Fangos activados	Conforme	—
Madrid (PSIM) (Sur)	Fangos activados	Conforme	Sobrecargada.
Madrid (PSIM) (Sur Oriental)	Fangos activados	Conforme	—
Madrid (PSIM) (Valdebebas)	Fangos activados	Conforme	—
Madrid (PSIM) (Viveros)	Fangos activados + lechos bacterianos	Conforme	—
Móstoles	Físico-químico + fangos activados	No conforme	Sistema con parte de Fuenlabrada y de Alcorcón (necesita ampliación).
Navalcarnero	Fangos activados	Conforme	—
La Pinilla	Fangos activados	Conforme	—
Cuenca Media del Guadarrama	Fangos activados	Conforme	—
Picadas	Fangos activados	Conforme	—

Ciudad	Tipo de tratamiento	Funcionamiento	Observaciones
Velillo de San Antonio, Mejorada del Campo, Loeches, Torres, Villalbilla	Fangos activados	Conforme	—
<i>Comunidad Autónoma de Murcia</i>			
Alcantarilla	Físico-químico + lagunaje	Conforme	—
Alguazas	Lagunaje	Conforme	—
Cartagena	Lagunaje	No conforme	Necesita mejoras.
Cieza	Lagunaje	No conforme	Necesita mejoras.
Lorca	Fangos activados	No conforme	No está servida toda la población.
Lorquí-Ceuti	Lagunaje	No conforme	Necesita mejoras.
Molina del Segura	Lagunaje	Conforme	—
Molina de Segura (La Ermita)	Fangos activados	Conforme	—
Mula	Lagunaje	No conforme	Necesita mejoras.
Murcia (Zarandona)	Fangos activados	No conforme	No está servida toda la población **.
Murcia (Beniján)	Fangos activados	No conforme	Abandonada.
Torres de Cotillas	Lagunaje	Conforme	—
<i>Comunidad Autónoma de Navarra</i>			
Ancosán (EDAR Arazuri)	Primario	No conforme	En proyecto ampliación a secundario.
Barañain (EDAR Arazuri)	Primario	No conforme	En proyecto ampliación a secundario.
Burlica (EDAR Arazuri)	Primario	No conforme	En proyecto ampliación a secundario.
Estella	Filtro percolador + fangos activados	Conforme	—
Pamplona (EDAR Arazuri)	Primario	No conforme	En proyecto ampliación a secundario.
Tafalla-Olite	Fangos activados	No conforme	Necesita ampliación.
Tudela	Sin EDAR	No conforme	—
<i>Comunidad Autónoma del País Vasco</i>			
Baracaldo (EDAR Galindo)	Físico-químico	No conforme	En proyecto ampliación a secundario.
Basauri (EDAR Galindo)	Físico-químico	No conforme	En proyecto ampliación a secundario.
Bilbao (EDAR Galindo)	Físico-químico	No conforme	En proyecto ampliación a secundario.
San Sebastián	Sin EDAR	No conforme	En estudio.
Guecho	Sin EDAR	No conforme	—
Irún	Sin EDAR	No conforme	—
Portugaiteta (EDAR Galindo)	Físico-químico	No conforme	En proyecto ampliación a secundario.
Santurce (EDAR Galindo)	Físico-químico	No conforme	En proyecto ampliación a secundario.
Vitoria	Fangos activados	No conforme	Necesita ampliación y mejoras.
<i>Comunidad Autónoma de La Rioja</i>			
Aifaro	Lechos bacterianos	Conforme	—
Arnedo-Quel	Lagunaje	Conforme	—
Autil	Lagunaje + lechos de turba	No conforme	Sobrecargas industriales.
Calahorra	Filtro verde	No conforme	No cumple requisitos vertido.
Logroño	Sin EDAR	No conforme	En proyecto.
Nájera	Biocilindros	Conforme	—
Pradejón	Lagunaje	No conforme	—
Santo Domingo de la Calzada	Lagunaje	No conforme	Vertidos tóxicos.
<i>Comunidad Autónoma de Valencia</i>			
Alcoy	Fangos activados	Conforme	—
Alicante (Monte Orgueja)	Fangos activados	Conforme	—

Ciudad	Tipo de tratamiento	Funcionamiento	Observaciones
Alicante (Rincón de León)	Fangos activados	No conforme	Ampliación en proyecto.
Benidorm I	Fangos activados	Conforme	—
Benidorm II, Alfaz del Pi, Villajoyosa	Sin EDAR	No conforme	Nueva EDAR en proyecto.
Castellón de la Plana	Fangos activados	Conforme	—
Denia, Ondara, Pedreguer	Más riguroso	No conforme	En construcción.
Elche	Fangos activados	Conforme	—
Élda	Fangos activados	No conforme	En ampliación.
Gandía	Fangos activados	No conforme	Ampliación en proyecto.
Oribuela	Fangos activados	No conforme	Nueva EDAR en construcción.
Sagunto	Fangos activados	No conforme	Ampliación en ejecución.
Sistema Cuenca del Carraixent	Fangos activados	No conforme	En construcción.
Sistema de L'Horta Nord	Primario	No conforme	En construcción.
Sistema Quart Benacher	Fangos activados	No conforme	En construcción.
Torrent	Fangos activados	Conforme	—
Valencia	Fangos activados	Conforme	—
<b>Ceuta y Melilla</b>			
Ceuta	Sin EDAR	No conforme	—
Melilla	Fangos activados	No conforme	—

Estas ampliaciones se van a conectar a las nuevas EDAR del sistema Araya del Colebro, desconectando las EDAR del PSIV.  
 Estas dos EDAR serán sustituidas próximamente por la nueva EDAR de Murcia-Este.

ANEXO 3

Obras declaradas de interés general

Comunidad Autónoma	Actuación	Importe	Situación administrativa	Declaración interés general
Andalucía.	Saneamiento entorno Doñana:			
	I. EDAR Aljarafe III	1.762	En ejecución.	RD-Ley 3/1993.
	II. Colectores Aljarafe III	3.000	En liquidación.	RD-Ley 3/1993.
	III. EDAR Huelva	3.700	En licitación.	RD-Ley 3/1993.
	Campo Dalías:			
	I. Depuración y reutilización Campo Dalías.	5.290	En proyecto de construcción.	RD-Ley 3/1993
	II. Red de colectores	4.000	En estudio.	RD-Ley 3/1993.
	Campo de Gibraltar, Guadix y Depuración Costa del Sol:			
	I. EDAR La Línea	652	En proyecto de construcción.	RD-Ley 3/1993.
	II. Colectores La Línea	600	En estudio.	RD-Ley 3/1993.
III. EDAR Benalmádena	3.000	En pliego de bases.	RD-Ley 3/1993.	
IV. Colectores Costa del Sol (sector Torremuelle)	2.000	En anteproyecto.	RD-Ley 3/1993.	
V. EDAR Motril-Salobreña	1.165	En proyecto de construcción.	RD-Ley 3/1993.	
VI. EDAR Almuñécar	1.398	En proyecto de construcción.	RD-Ley 3/1993.	
VII. EDAR Ronda	2.000	En estudio.	RD-Ley 3/1993.	
VIII. Saneamiento Costa Sol Oriental	5.000	En estudio.	RD-Ley 3/1993.	
IX. EDAR Fuengirola	2.000	En estudio.	RD-Ley 3/1993.	
Aragón.	Saneamiento ríos pirenaicos de alto interés turístico-paisajístico:			
	I. EDAR Jaca	900	En licitación.	RD-Ley 3/1993.
II. EDAR Sobinánigo	500	En licitación.	RD-Ley 3/1993.	
Asturias.	Aprovechamiento integral de las aguas en la zona central de Asturias:			
	I. PNIC	40.000	En ejecución.	RD-Ley 26-12-1984.
	II. Obras complementarias PNIC	—	En ejecución (parte).	RD-Ley 26-12-1984.
	III. Saneamiento Gijón	5.000	En ejecución (parte).	RD-Ley 26-12-1984.
IV. Saneamiento Avilés	5.000	En licitación.	RD-Ley 26-12-1984.	



Comunidad Autónoma	Actuación	Importe	Situación administrativa	Declaración, normas legales
Balears.	Saneamiento y reutilización en bahía de Palma:			
	I. EDAR Calviá .....	2.000	En ejecución.	RD-Ley 3/1993.
	II. EDAR Llucmajor .....	2.000	En pliego de bases.	RD-Ley 3/1993.
	III. EDAR Palma I y II .....	5.000	En estudio.	RD-Ley 3/1993.
Canarias.	Reutilización de las aguas residuales en Canarias .....	—	En estudio.	RD-Ley 3/1993.
	EDAR Adeje-Arona .....	2.580	En ejecución.	RD-Ley 3/1992.
Cantabria.	Saneamiento Saja-Bosaya.	—	En estudio.	Ley 42/1994, 30-12.
Castilla y León.	Saneamiento de Santoña.	—	En estudio.	Ley 42/1994, 30-12.
	EDAR Palencia .....	2.500	En estudio.	Ley 42/1994, 30-12.
Castilla-La Mancha.	EDAR Solamanca .....	3.500	En estudio.	Ley 42/1994, 30-12.
	Depuración de vertidos de aguas residuales que pueden afectar a las Tablas de Daimiel, Lagunas de Ruidora y cuenca alta del Guadiana:			
	‡ Ampliación y mejora EDAR Atcázar de San Juan .....	1.000	En anteproyecto.	RD-Ley 5/1993, 16-4.
Cataluña.	Depuración y reutilización por recarga de las aguas residuales del Bajo Llobregat:			
	‡ EDAR Llobregat .....	—	En estudio.	RD-Ley 3/1993, 26-2.
	Saneamiento ríos pirenaicos de alto interés turístico-paisajístico .....	—	—	RD-Ley 3/1993, 26-2.
Extremadura.	—	—	—	—
Galicia.	Saneamiento cuenca del río Louro .....	10.000	Proyectos en redacción.	RD-Ley 3/1993, 26-2.
	Madrid.	Saneamiento y depuración de arroyo Culebro:		
	I. EDAR Fuenlabrada .....	10.000	En estudio.	Ley 42/1994, 30-12.
Murcia.	Sistema depuración Mar Menor:			
	I. EDAR Mar Menor sur .....	3.409	En ejecución.	RD-Ley 3/1992, 22-5.
	II. Colector sur .....	1.000	En estudio.	RD-Ley 3/1992, 22-5.
	III. EDAR Mar Menor norte .....	2.500	En estudio.	RD-Ley 3/1992, 22-5.
	Saneamiento tramo medio del río Segura:			
	I. EDAR Murcia .....	3.774	En proyecto de construcción.	RD-Ley 3/1992, 28-2.
Navarra.	Depuración comarca Pamplana:			
	I. EDAR Arazuri .....	3.500	En proyecto de construcción.	Ley 42/1994, 30-12.
País Vasco.	Depuración y vertido ría Guernica .....	—	En estudio.	Ley 42/1994, 30-12.
	EDAR Galindo-2.ª fase .....	6.972	En proyecto de construcción.	Ley 42/1994, 30-12.
	Saneamiento y depuración del alto Nervión .....	—	En estudio.	Ley 42/1994, 30-12.
La Rioja.	Depuración y vertido de S. Sebastián Pasejes.	—	En estudio.	Ley 42/1994, 30-12.
	Depuración de aguas de Logroño:			
	I. EDAR Logroño .....	3.500	En pliego de bases.	Ley 42/1994, 30-12.

Comunidad Autónoma	Actuación	Importe	Situación administrativa	Declaración interta general
Valencia.	Sistema depuración de Eldo-Petró .....	1.132	En proyecto de construcción.	RD-Ley 3/1992.
	Reutilización aguas residuales en Marina Baja y Vinulopo:			
	I. EDAR Aticante .....	2.740	En proyecto de construcción.	RD-Ley 3/1993.
	II. EDAR Aitca .....	1.000	En estudio.	RD-Ley 3/1993.
	III. EDAR Benidorm .....	1.500	En estudio.	RD-Ley 3/1993.
	Sanearrimento de La Albufera:			
	I. EDAR Albufera Sur .....	3.000	En licitación.	RD-Ley 3/1993.
	II. EDAR Algemes-Albalat .....	850	En licitación.	RD-Ley 3/1993.

MINISTERIO DE EDUCACION Y CIENCIA

**11344** RESOLUCION de 24 de abril de 1995, de la Secretaría de Estado de Universidades e Investigación, de modificación y de corrección de errores de la dc 21 de febrero de 1995, por la que se hizo pública la relación de los miembros que integran la Comisión Nacional Evaluadora de la Actividad Investigadora.

La Resolución de 21 de febrero de 1995 («Boletín Oficial del Estado» del 23), hizo pública la relación de los miembros que habían sido designados para formar parte de la Comisión Nacional Evaluadora de la Actividad Investigadora.

Con posterioridad, la Comunidad Autónoma de Cataluña acordó la sustitución de su representante en la referida Comisión.

Asimismo, observó el error de transcripción padecido en el apartado b) del punto primero de la mencionada Resolución procede su subsanación.

En consecuencia, esta Secretaría de Estado ha resuelto:

Primero.—Hacer público el nombramiento como Vocal de la Comisión Nacional Evaluadora de la Actividad Investigadora de don Antoni Giró i Roca, Director general de Investigación de la Generalidad, como representante de la Comunidad Autónoma de Cataluña, en sustitución de don Joan Albaigés i Riera.

Segundo.—Sustituir la denominación del cargo del Vocal representante de la Comunidad Autónoma de Galicia, don José Manuel Touriñán López, que debe ser Director general de Universidades e Investigación, en vez de Director general de Ordenación Universitaria y Política Científica, como fue publicado.

Madrid, 24 de abril de 1995.—El Secretario de Estado de Universidades e Investigación, Emilio Octavio de Toledo y Ubieta.

Ilmo. Sr. Director general de Investigación Científica y Técnica.

MINISTERIO DE INDUSTRIA Y ENERGIA

**11345** RESOLUCION de 11 de mayo de 1995, de la Dirección General de la Energía, por la que se publican los precios máximos de venta al público de gasolinas y gasóleos, aplicables en el ámbito de la península e islas Baleares a partir del día 13 de mayo de 1995.

Por Orden de 28 de diciembre de 1994, previo acuerdo de la Comisión Océlogafa del Gobierno para Asuntos Económicos de 28 de diciembre de 1994, se aprobó el sistema de precios máximos de venta al público de gasolinas y gasóleos en el ámbito de la península e islas Baleares.

En cumplimiento de lo dispuesto en dicha Orden, Esta Dirección General de la Energía ha resuelto lo siguiente:

Desde las cero horas del día 13 de mayo de 1995 los precios máximos de venta al público en el ámbito de la península e islas Baleares de los productos que a continuación se relacionan, impuestos incluidos, en su caso, serán los siguientes:

1. Gasolinas auto en estación de servicio o aparato surtidor:

	Precios por litro
Gasolina auto I.O. 97 (super) .....	114,8
Gasolina auto I.O. 92 (normal) .....	111,3
Gasolina auto I.O. 95 (sin plomo) .....	108,8

El precio de las gasolinas auto para las representaciones diplomáticas que, en régimen de reciprocidad, tengan concedido la exención del impuesto sobre Hidrocarburos, será el que resulte de restar al precio aplicable, el tipo del citado impuesto vigente en cada momento.

2. Gasóleos A y B en estación de servicio o aparato surtidor:

	Precios por litro
Gasóleo A .....	87,2
Gasóleo B .....	63,0

## I. Disposiciones generales

### JEFATURA DEL ESTADO

**27963** REAL DECRETO-LEY 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

La Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas, y la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas, establecen diferentes medidas para conseguir una mejor calidad de las aguas continentales y marítimas respectivamente, entre las que cabe destacar el sometimiento a autorización previa de las actividades susceptibles de provocar la contaminación del dominio público hidráulico o del dominio público marítimo-terrestre y, en especial, los vertidos.

Ahora bien, una adecuada protección de la calidad de las aguas exigiría completar las medidas establecidas en las leyes citadas, con otras que sometan los vertidos de las aguas residuales urbanas, previamente a su evacuación, a una serie de tratamientos en instalaciones adecuadas, para limitar los efectos contaminantes de dichas aguas residuales, con el fin último de garantizar la protección del medio ambiente.

Con este objetivo, la Unión Europea aprobó la Directiva 91/271/CEE, del Consejo, de 21 de mayo, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, en la cual se establece que los Estados miembros adoptarán las medidas necesarias para garantizar que dichas aguas son tratadas correctamente antes de su vertido.

Para ello, la norma comunitaria impone la obligación de someter dichas aguas residuales a tratamientos, más o menos rigurosos, en diferentes plazos. Los criterios que utiliza la Directiva para fijar estas obligaciones son el número de «habitantes-equivalentes», concepto definido en función de la carga contaminante tanto de personas, como de animales e industrias y las «aglomeraciones urbanas», que son las zonas que presentan una concentración suficiente para la recogida y conducción de las aguas residuales; asimismo, también se toma en consideración la mayor o menor sensibilidad de la zona en la que van a realizarse los vertidos.

Con carácter general, la Directiva establece dos obligaciones claramente diferenciadas: En primer lugar, las «aglomeraciones urbanas» deberán disponer, según los casos, de sistemas colectores para la recogida y conducción de las aguas residuales y, en segundo lugar, se prevén distintos tratamientos a los que deberán someterse dichas aguas antes de su vertido a las aguas continentales o marítimas.

En la determinación de los tratamientos a que deberán ser sometidas las aguas residuales urbanas antes

de su vertido, se tiene en cuenta si dichos vertidos se efectúan en «zonas sensibles» o «zonas menos sensibles», lo cual determinará un tratamiento más o menos riguroso.

El presente Real Decreto-ley tiene por objeto la transposición al ordenamiento interno la Directiva 91/271/CEE. De acuerdo con la finalidad de protección del medio ambiente que constituye el objeto de la presente disposición, la misma constituye legislación básica, dictada al amparo del artículo 149.1.23.º de la Constitución, correspondiendo su ejecución a las Comunidades Autónomas, en virtud de las competencias estatutarias atribuidas a éstas, en el marco del artículo 148.1.9.º de la Constitución. Ahora bien, junto a este marco competencial general, la disposición final primera tiene en cuenta la incidencia de otras habilitaciones constitucionales: De una parte, las competencias que, en virtud de lo dispuesto en el artículo 149.1.22.º de la Constitución, corresponden a la Administración General del Estado, en las cuencas hidrográficas que exceden el ámbito territorial de una Comunidad Autónoma, respecto de las cuales, el régimen aquí establecido constituye un complemento de lo dispuesto en el capítulo segundo del título V de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas, y normas de desarrollo. Y, de otra parte, se menciona el título competencial recogido en el artículo 149.1.18.º de la Constitución, lo que obedece a la modificación que esta norma introduce en los criterios establecidos en el artículo 26 de la Ley 7/1985, de 2 de abril, reguladora de las Bases del Régimen Local, al cambiar el criterio de número de habitantes por el número de «habitantes-equivalentes» y deferir a las Comunidades Autónomas la delimitación de las aglomeraciones urbanas, con las consecuencias que tal delimitación tiene en el cumplimiento de las obligaciones establecidas en este Real Decreto-ley.

Esta modificación de los criterios establecidos en la Ley 7/1985, junto con las circunstancias de extraordinaria y urgente necesidad que al respecto exige el artículo 86 de la Constitución española, imponen que la transposición de esta normativa comunitaria se efectúe mediante Real Decreto-ley.

En el procedimiento de elaboración de la presente disposición han sido consultadas las Comunidades Autónomas y la Comisión Nacional de Administración Local.

En su virtud, en uso de la autorización contenida en el artículo 86 de la Constitución, a propuesta del Ministro de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente, de acuerdo con el Consejo de Estado y previa deliberación del Consejo de Ministros en su reunión del día 28 de diciembre de 1995,

## DISPONGO:

## Artículo 1. Objeto.

Este Real Decreto-ley tiene por objeto complementar el régimen jurídico establecido en el título V de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas, y en el título III de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas, con el fin de proteger la calidad de las aguas continentales y marítimas de los efectos negativos de los vertidos de las aguas residuales urbanas.

## Artículo 2. Definiciones.

A los efectos de este Real Decreto-ley se entiende por:

- a) «Aguas residuales urbanas»: Las aguas residuales domésticas o la mezcla de éstas con aguas residuales industriales o con aguas de escorrentía pluvial.
- b) «Aguas residuales domésticas»: Las aguas residuales procedentes de zonas de vivienda y de servicios, generadas principalmente por el metabolismo humano y las actividades domésticas.
- c) «Aguas residuales industriales»: Todas las aguas residuales vertidas desde locales utilizados para cualquier actividad comercial o industrial, que no sean aguas residuales domésticas ni aguas de escorrentía pluvial.
- d) «Aglomeración urbana»: Zona geográfica formada por uno o varios municipios, o por parte de uno o varios de ellos, que por su población o actividad económica constituya un foco de generación de aguas residuales que justifique su recogida y conducción a una instalación de tratamiento o a un punto de vertido final.
- e) «Sistema colector»: Todo sistema de conductos que recoga y conduzca las aguas residuales urbanas, desde las redes de alcantarillado de titularidad municipal, a las estaciones de tratamiento.
- f) «1 h.e. (habitante equivalente)»: La carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno de cinco días (DBO 5), de 60 gramos de oxígeno por día.
- g) «Tratamiento primario»: El tratamiento de aguas residuales urbanas mediante un proceso físico o físico-químico que incluya la sedimentación de sólidos en suspensión, u otros procesos en los que la DBO 5 de las aguas residuales que entren, se reduzca, por lo menos, en un 20 por 100 antes del vertido, y el total de sólidos en suspensión en las aguas residuales de entrada se reduzca, por lo menos, en un 50 por 100.
- h) «Tratamiento secundario»: El tratamiento de aguas residuales urbanas mediante un proceso que incluya un tratamiento biológico con sedimentación secundaria u otro proceso, en el que se respeten los requisitos que se establecerán reglamentariamente.
- i) «Tratamiento adecuado»: El tratamiento de las aguas residuales urbanas mediante cualquier proceso o sistema de eliminación, en virtud del cual las aguas receptoras cumplan después del vertido, los objetivos de calidad previstos en el ordenamiento jurídico aplicable.
- j) «Fangos»: Los lodos residuales, tratados o no, procedentes de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas.
- k) «Zona sensible»: Medio o zona de aguas declaradas expresamente con los criterios que se establecerán reglamentariamente.
- l) «Zona menos sensible»: Medio o zona de aguas marítimas declaradas expresamente con los criterios que se establecerán reglamentariamente.

m) «Estuario»: La zona de transición, en la desembocadura de un río, entre las aguas dulces y las aguas costeras.

## Artículo 3. Aglomeraciones urbanas.

Las Comunidades Autónomas fijarán, previa audiencia de los Ayuntamientos afectados, las aglomeraciones urbanas en que se estructura su territorio, estableciendo el ente público representativo de los municipios a los que corresponda, en cada caso, el cumplimiento de las obligaciones establecidas en este Real Decreto-ley.

## Artículo 4. Sistemas colectores.

1. Las aglomeraciones urbanas que se indican a continuación deberán disponer de sistemas colectores para las aguas residuales urbanas, en los siguientes plazos:

- a) Antes del 1 de enero del año 2001, aquellas que cuenten con más de 15.000 habitantes-equivalentes.
- b) Antes del 1 de enero del año 2006, aquellas que tengan entre 2.000 y 15.000 habitantes-equivalentes.
- c) Antes del 1 de enero del año 1999, aquellas que cuenten con más de 10.000 habitantes-equivalentes y viertan en una «zona sensible», declarada de acuerdo con lo establecido en el artículo 7 de este Real Decreto-ley.

2. No obstante, en los supuestos en que no se estime justificada la instalación de un sistema colector, bien por no suponer ventajoso alguno para el medio ambiente, o bien porque su instalación implique un coste excesivo, en relación a la utilización de sistemas individuales, las Comunidades Autónomas podrán establecer que las aglomeraciones urbanas utilicen sistemas individuales u otros sistemas adecuados que impliquen un análogo nivel de protección ambiental.

## Artículo 5. Tratamiento secundario de las aguas residuales urbanas.

1. Las aglomeraciones urbanas que se indican a continuación deberán aplicar a las aguas residuales que entren en los sistemas colectores un tratamiento secundario o proceso equivalente, en los siguientes plazos:

- a) Antes del 1 de enero del año 2001, aquellas que cuenten con más de 15.000 habitantes-equivalentes.
- b) Antes del 1 de enero del año 2006, aquellas que cuenten entre 10.000 y 15.000 habitantes-equivalentes.
- c) Antes del 1 de enero del año 2006, aquellas que cuenten entre 2.000 y 10.000 habitantes-equivalentes y viertan en aguas continentales o estuarios.

2. Para las aglomeraciones urbanas contempladas en el párrafo a) del apartado anterior, se podrá solicitar a la Comisión Europea, excepcionalmente y por problemas técnicos, una ampliación del plazo, que tendrá como límite el 31 de diciembre del año 2005. En tales supuestos, las Comunidades Autónomas justificarán debidamente las dificultades técnicas y propondrán un programa de acción, que formará parte integrante del programa de aplicación regulado en el artículo 9 de este Real Decreto-ley. Las Comunidades Autónomas comunicarán estos programas de acción a la Administración General del Estado para su traslado a la Comisión Europea.

3. Las Comunidades Autónomas podrán determinar que las aglomeraciones urbanas situadas en regiones de alta montaña, a más de 1.500 metros sobre el nivel

del mar, en las que resulta difícil la aplicación de un tratamiento biológico eficaz debido a las bajas temperaturas, apliquen a las aguas residuales urbanas un tratamiento menos riguroso que el que determina el apartado 1 de este artículo, siempre y cuando estudios detallados justifiquen que tales vertidos no perjudican al medio ambiente.

**Artículo 6. Tratamiento adecuado de las aguas residuales urbanas.**

Las aglomeraciones urbanas que se indican a continuación dispondrán de un tratamiento adecuado para sus aguas residuales, antes del día 1 de enero del año 2006, en las siguientes circunstancias:

- a) Aquellas que cuenten con menos de 2.000 habitantes-equivalentes y viertan en aguas continentales y estuarios.
- b) Aquellas que cuenten con menos de 10.000 habitantes-equivalentes y viertan en aguas marítimas.

**Artículo 7. Tratamiento de aguas residuales urbanas en «zonas sensibles» y «zonas menos sensibles».**

1. Las aglomeraciones urbanas que cuenten con más de 10.000 habitantes-equivalentes y que viertan las aguas residuales urbanas en «zonas sensibles» deberán disponer, antes del 1 de enero de 1999, de instalaciones adecuadas para que dichas aguas sean sometidas, antes de su vertido, a un tratamiento más riguroso que el tratamiento secundario establecido en el artículo 5, cuyos requisitos se establecerán reglamentariamente.

2. Las aglomeraciones urbanas que viertan en «zonas menos sensibles» podrán someter las aguas residuales urbanas a un tratamiento menos riguroso que el secundario, siempre que existan estudios globales que indiquen que dichos vertidos no tendrán efectos negativos sobre el medio ambiente y se les aplique un tratamiento primario, y se encuentren, entre las siguientes:

- a) Aquellas que cuenten entre 10.000 y 150.000 habitantes-equivalentes y viertan en aguas marítimas.
- b) Aquellas que cuenten entre 2.000 y 10.000 habitantes-equivalentes y viertan en estuarios.
- c) En casos excepcionales, aquellas que cuenten con más de 150.000 habitantes-equivalentes, cuando se demuestre que un tratamiento más avanzado no implicaría vertidos para el medio ambiente.

3. La Administración General del Estado, previa audiencia de las Comunidades Autónomas y de las entidades locales afectadas, declarará las «zonas sensibles» en las cuencas hidrográficas que excedan del ámbito territorial de una Comunidad Autónoma. Las Comunidades Autónomas efectuarán dicha declaración en los restantes casos y determinarán las «zonas menos sensibles» en las aguas marítimas.

Estas declaraciones se efectuarán de acuerdo con lo que se establezca reglamentariamente y serán publicadas en los diarios oficiales correspondientes.

**Artículo 8. Prohibición de vertidos de fangos.**

Queda prohibido el vertido de fangos procedentes de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales a las aguas marítimas, a partir del día 1 de enero de 1999. Su evacuación a aguas continentales queda prohibida a partir de la entrada en vigor del presente Real Decreto-ley.

**Artículo 9. Programa de aplicación.**

Las Comunidades Autónomas, en el ámbito de sus competencias, elaborarán, para la aplicación de lo establecido en este Real Decreto-ley, un plan o programa que deberá notificarse a la Administración General del Estado antes del 31 de diciembre de 1996, a efectos de comunicar a la Comisión Europea el cumplimiento de las medidas establecidas en esta norma en todo el territorio nacional.

**Disposición final primera. Habilitación competencial.**

Los preceptos de este Real Decreto-ley tienen naturaleza de legislación básica, dictada al amparo del artículo 149.1.18.ª y 23.ª de la Constitución. En lo que afecta a las cuencas hidrográficas que excedan el ámbito territorial de una Comunidad Autónoma, se dicta, asimismo, al amparo de lo dispuesto en el artículo 149.1.22.ª de la Constitución.

**Disposición final tercera. Entrada en vigor.**

Este Real Decreto-ley entrará en vigor el mismo día de su publicación en el «Boletín Oficial del Estado».

**Disposición final segunda. Desarrollo reglamentario.**

El Gobierno dictará las disposiciones reglamentarias que sean precisas para el desarrollo y aplicación de este Real Decreto-ley.

Dado en Madrid a 28 de diciembre de 1995.

JUAN CARLOS R.

El Presidente del Gobierno,  
FELIPE GONZÁLEZ MARQUEZ

27964 REAL DECRETO-LEY 12/1995, de 28 de diciembre, sobre medidas urgentes en materia presupuestaria, tributaria y financiera.

La devolución al Gobierno del Proyecto de Ley de Presupuestos Generales del Estado para 1996 ha traído como consecuencia la aplicación de la previsión contenida en el artículo 134.4 de la Constitución sobre la prórroga de los Presupuestos Generales del Estado.

En los Presupuestos Generales del Estado, por ministerio de la Constitución, se integran los estados de gastos e ingresos del sector público estatal y el importe de los beneficios fiscales. Asimismo, forman parte de los Presupuestos Generales del Estado un conjunto de normas que guardan conexión directa con el ingreso y con el gasto o con los beneficios fiscales y que, por consiguiente, sirven de soporte a las obligaciones y derechos del Estado en el correspondiente ejercicio económico. En consecuencia, la prórroga automática constitucionalmente prevista afecta tanto a los estados de gastos e ingresos como a las normas incluidas en la Ley de Presupuestos Generales del Estado para 1995.

La anterior afirmación hay que matizarla al tener en cuenta lo dispuesto en el artículo 56.2 de la Ley General Presupuestaria, a cuyo tenor «la prórroga no afectará a los créditos para gastos correspondientes a servicios o programas que deban terminar en el ejercicio cuyos presupuestos no prorrogan». Por ello, la prórroga de los Presupuestos no afecta a los créditos para gastos coyunturales.

Tampoco afectará la prórroga a las normas de vigencia indefinida que excepcionalmente se hubieran incluido

## MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS, TRANSPORTES Y MEDIO AMBIENTE

**7159** REAL DECRETO 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

El Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establece las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, ha incorporado al ordenamiento jurídico interno de los preceptos de la Directiva 91/271/CEE, de 21 de mayo, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, cuyo contenido no estaba ya incluido en el Título V de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas, o en el Título III de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas.

En dicho Real Decreto-ley se impone a determinadas aglomeraciones urbanas la obligación de disponer de sistemas colectores para la recogida y conducción de las aguas residuales, y de aplicar a éstas distintos tratamientos antes de su vertido a las aguas continentales o marítimas. En la determinación de estos tratamientos se tiene en cuenta si los vertidos se efectúan en «zonas sensibles» o en «zonas menos sensibles», lo que determinará un tratamiento más o menos riguroso.

Este Real Decreto completa la incorporación de la citada Directiva, desarrollando lo dispuesto en el Real Decreto-ley, para lo cual fija los requisitos técnicos que deberán cumplir los sistemas colectores y las instalaciones de tratamiento de las aguas residuales, los requisitos de los vertidos procedentes de instalaciones secundarias o de aquellos que vayan a realizarse en zonas sensibles y regula el tratamiento previo de los vertidos de las aguas residuales industriales cuando éstos se realicen a sistemas colectores o a instalaciones de depuración de aguas residuales urbanas.

Asimismo, se determinan los criterios que deberán tomarse en consideración para la declaración de las «zonas sensibles» y «zonas menos sensibles», que corresponderá efectuar bien a la Administración General del Estado o a las Comunidades Autónomas.

Por último, se establece que las Administraciones públicas, en el ámbito de sus respectivas competencias, deberán efectuar el seguimiento y los controles precisos para garantizar el cumplimiento de las obligaciones contempladas tanto en el Real Decreto-ley como en este Real Decreto y se fijan los métodos de referencia para el seguimiento y evaluación de los resultados de dichos controles.

En su virtud, a propuesta del Ministro de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente, de acuerdo con el Consejo de Estado y previa deliberación del Consejo de Ministros en su reunión del día 15 de marzo de 1996,

### DISPONGO:

#### Artículo 1. Objeto.

Este Real Decreto tiene por objeto desarrollar lo dispuesto en el Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establece las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, complementando las normas sobre recogida, depuración y vertido de dichas aguas.

#### Artículo 2. Condiciones técnicas de los sistemas colectores.

El proyecto, construcción y mantenimiento de los sistemas colectores a que hace referencia el artículo 4 del Real Decreto-ley, deberá realizarse teniendo presente el volumen y características de las aguas residuales urbanas y utilizando técnicas adecuadas que garanticen la estanquidad de los sistemas o impidan la contaminación de las aguas receptoras por el desbordamiento de las aguas procedentes de la lluvia.

#### Artículo 3. Condiciones técnicas de las instalaciones de tratamiento.

El proyecto, construcción, utilización y mantenimiento de las instalaciones para los tratamientos de aguas residuales urbanas, contemplados en los artículos 5, 6 y 7 del Real Decreto-ley, deberá realizarse teniendo presente todas las condiciones climáticas normales de la zona, así como las variaciones estacionales de carga.

Asimismo, dichas instalaciones deberán estar proyectadas y construidas de manera que permitan la obtención de muestras representativas de las aguas residuales de entrada y del efluente tratado antes de efectuar el vertido.

#### Artículo 4. Determinación de los habitantes-equivalentes.

A efectos de lo establecido en el citado Real Decreto-ley, los habitantes-equivalentes se calcularán a partir del valor medio diario de carga orgánica biodegradable, correspondiente a la semana de máxima carga del año, sin tener en consideración situaciones producidas por lluvias intensas u otras circunstancias excepcionales.

#### Artículo 5. Requisitos de los vertidos procedentes de las instalaciones de tratamiento secundario.

Los vertidos procedentes de las instalaciones de tratamiento secundario o de un proceso equivalente, a las que hace referencia el artículo 5 del Real Decreto-ley, deberán cumplir los requisitos que figuran en el cuadro 1 del anexo I de este Real Decreto.

No obstante, las autorizaciones de vertidos podrán imponer requisitos más rigurosos cuando ello sea necesario para garantizar que las aguas receptoras cumplan con los objetivos de calidad fijados en la normativa vigente.

#### Artículo 6. Requisitos de los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento realizadas en zonas sensibles.

1. Los vertidos de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles, deberán cumplir los requisitos que figuran en los cuadros 1 y 2 del anexo I de este Real Decreto.

No obstante, las autorizaciones de vertidos podrán imponer requisitos más rigurosos cuando ello sea necesario para garantizar que las aguas receptoras cumplan con los objetivos de calidad fijados en la normativa vigente. Asimismo, se podrá eximir en dichas autorizaciones a las instalaciones individuales de tratamiento del cumplimiento de los requisitos del cuadro 2 del anexo I, siempre que se demuestre que el porcentaje mínimo global de reducción de la carga referido a todas las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas de dicha zona sensible, alcanza al menos el 75 por 100 del total del fósforo y del total del nitrógeno.

2. Los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas que, sin realizarse directamente en zonas sensibles, contribuyan a la con-

taminación de dichas zonas, quedarán asimismo sujetos a lo dispuesto en el apartado anterior de este artículo.

**Artículo 7. Declaración de «zona sensible» y «zona menos sensible».**

1. Serán declaradas «zonas sensibles» y «zonas menos sensibles», de acuerdo con lo dispuesto en el artículo 7.3 del Real Decreto-ley, las masas de agua incluidas en alguno de los supuestos establecidos en los apartados I y II, respectivamente, del anexo II de este Real Decreto.

2. La declaración de dichas zonas se revisará al menos cada cuatro años.

3. En las «zonas sensibles» que pudieran declararse como consecuencia de la revisión prevista en el apartado anterior, se deberán cumplir las especificaciones del artículo 7.1 del Real Decreto-ley y las del artículo 6 de este Real Decreto, en el plazo máximo de siete años contados a partir de la citada revisión.

4. Asimismo, en las zonas que hayan dejado de ser consideradas menos sensibles y que no sean declaradas «zonas sensibles» como consecuencia de la antedicha revisión, se deberán cumplir las especificaciones contenidas en el artículo 5 del Real Decreto-ley y en el artículo 5 de este Real Decreto, en el plazo máximo de siete años contados a partir de la citada revisión.

**Artículo 8. Necesidad de tratamiento previo del vertido de las aguas residuales industriales.**

Los vertidos de las aguas residuales industriales en los sistemas de alcantarillado, sistemas colectores o en las instalaciones de depuración de aguas residuales urbanas serán objeto del tratamiento previo que sea necesario para:

- a) Proteger la salud del personal que trabaje en los sistemas colectores y en las instalaciones de tratamiento.
- b) Garantizar que los sistemas colectores, las instalaciones de tratamiento y los equipos correspondientes no se deterioren.
- c) Garantizar que no se obstaculice el funcionamiento de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales.
- d) Garantizar que los vertidos de las instalaciones de tratamiento no tengan efectos nocivos sobre el medio ambiente y no impidan que las aguas receptoras cumplan los objetivos de calidad de la normativa vigente.
- e) Garantizar que los fangos puedan evacuarse con completa seguridad de forma aceptable desde la perspectiva medioambiental. En ningún caso se autorizará su evacuación al alcantarillado o al sistema colector.

**Artículo 9. Seguimiento del cumplimiento de los requisitos.**

1. Las Administraciones públicas, en el ámbito de sus respectivas competencias, efectuarán el seguimiento correspondiente y los controles periódicos precisos para garantizar el cumplimiento adecuado de las obligaciones establecidas en el Real Decreto-ley y en este Real Decreto.

2. El control del cumplimiento de los requisitos establecidos respecto de los vertidos de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas, se efectuará con arreglo a los métodos de referencia establecidos en el anexo III de este Real Decreto.

3. Las Administraciones públicas competentes deberán elaborar y publicar cada dos años un informe de situación sobre el vertido de aguas residuales urbanas y de fangos en sus respectivos ámbitos.

4. Se notificará a la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda el resultado de la realización de los controles señalados en el apartado 1, el método de referencia previsto en el apartado 2 y el informe de situación del apartado 3, a efectos de su comunicación a la Comisión Europea.

**Disposición transitoria única. Adaptación de las instalaciones de tratamiento.**

Las instalaciones de tratamiento de aguas residuales, a que hacen referencia los artículos 5, 6 y 7 del Real Decreto-ley, existentes en el momento de la entrada en vigor de este Real Decreto, deberán ser modificados de modo que permitan obtener muestras representativas de las aguas residuales de entrada y del efluente tratado antes de efectuar el vertido.

**Disposición final primera. Normativa básica.**

Los preceptos de este Real Decreto tienen naturaleza de legislación básica en aplicación de lo dispuesto en el artículo 149.1.23.ª de la Constitución.

**Disposición final segunda. Entrada en vigor.**

Este Real Decreto entrará en vigor el mismo día de su publicación en el «Boletín Oficial del Estado».

Dado en Madrid a 15 de marzo de 1996.

JUAN CARLOS R.

El Ministro de Obras Públicas,  
Transportes y Medio Ambiente,  
JOSE BORRALL FONTELLES

**ANEXO I**

**Requisitos de los vertidos de aguas residuales**

**Cuadro 1**

Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas. Se aplicará el valor de concentración o el porcentaje de reducción.

Parámetro	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (%)	Método de muestreo de referencia
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO 5 a 20 °C) sin nitrificación (2).	25 mg/l O <sub>2</sub>	70-90 40 de conformidad con el apartado 3 del artículo 5 R.D.L. (3).	Muestra homogeneizada, sin filtrar ni decantar. Determinación del oxígeno disuelto antes y después de cinco días de incubación a 20 °C ± 1 °C, en completa oscuridad. Aplicación de un inhibidor de la nitrificación.

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (1)	Método de medida de referencia
Demanda química de oxígeno (DQO).	125 mg/l O <sub>2</sub>	75	Muestra homogeneizada, sin filtrar ni decantar. Dicromato potásico.
Total de sólidos en suspensión.	35 mg/l (4) 35 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 R.D.L. (más de 10.000 h-e) (3). 60 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 R.D.L. (de 2.000 a 10.000 h-e) (3).	90 (4) 90 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 R.D.L. (más de 10.000 h-e) (3). 70 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 R.D.L. (de 2.000 a 10.000 h-e) (3).	Filtración de una muestra representativa a través de una membrana de filtración de 0,45 micras. Secado a 105 °C y pesaje. Centrifugación de una muestra representativa (durante cinco minutos como mínimo, con una aceleración media de 2.800 a 3.200 g), secado a 105 °C y pesaje.

(1) Reducción referida a la carga del caudal de entrada.  
 (2) Este parámetro puede sustituirse por otros: carbono orgánico total (COT) o demanda total de oxígeno (DTO), si puede establecerse una correlación entre DQO y el parámetro sustituto.  
 (3) Su efecto a los supuestos en aguas consideradas de alta montaña recomendada en el apartado 3 del artículo 5 del Real Decreto-ley 11/1985, de 20 de diciembre.  
 (4) Este requisito es optativo.  
 Los análisis de vertidos procedentes de sistemas de depuración por lodosaje se harán a cabo sobre muestras filtradas; no obstante, la concentración de sólidos totales en suspensión en las muestras de agua se fijarán en 150 mg/l.

Cuadro 2

Requisitos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizadas en zonas sensibles cuyas aguas sean eutróficas o tengan tendencia a serlo en un futuro próximo. Según la situación local, se podrá aplicar uno o los dos parámetros. Se aplicarán el valor de concentración o el porcentaje de reducción.

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (1)	Método de medida de referencia
Fósforo total.	2 mg/l P (de 10.000 a 100.000 h-e). 1 mg/l P (más de 100.000 h-e).	80	Espectrofotometría de absorción molecular.
Nitrógeno total (2).	15 mg/l N (de 10.000 a 100.000 h-e). 10 mg/l N (más de 100.000 h-e) (3).	70-80	Espectrofotometría de absorción molecular.

(1) Reducción referida a la carga del caudal de entrada.  
 (2) Nitrógeno total entendido a la suma del nitrógeno Kjeldahl total (N orgánico + NH<sub>4</sub>) y nitrato en forma de nitrato (NO<sub>3</sub>) y nitrato en forma de nitrato (NO<sub>2</sub>).  
 (3) Alternativamente al promedio diario no deberá superar los 20 mg/l N. Este requisito se refiere a una temperatura del agua de 12 °C o más durante el funcionamiento del sistema biológico de la instalación de tratamiento de aguas residuales. En sustitución del requisito relativo a la temperatura, se podrá aplicar una limitación del tiempo de funcionamiento que tenga en cuenta las condiciones climáticas regionales. Se aplicará este criterio en caso de que pueda demostrarse que se cumple el apartado A)1 del Anexo II.

ANEXO II

Criterios para la determinación de zonas sensibles y menos sensibles

1. Zonas sensibles

Se considerará que un medio acuático es zona sensible si puede incluirse en uno de los siguientes grupos:

a) Lagos, lagunas, embalses, estuarios y aguas marítimas que sean eutróficas o que podrían llegar a ser eutróficas en un futuro próximo si no se adoptan medidas de protección.

(Se entenderá por «eutrofización»: el aumento de nutrientes en el agua, especialmente de los compuestos de nitrógeno o de fósforo, que provoca un crecimiento acelerado de algas y especies vegetales superiores, con el resultado de trastornos no deseados en el equilibrio entre organismos presentes en el agua y en la calidad del agua a la que afecta.)

Podrán tenerse en cuenta los siguientes elementos en la consideración del nutriente que deba ser reducido con un tratamiento adicional:

1.º Lagos y cursos de agua que desembocan en lagos, lagunas, embalses, bahías cerradas que tengan

un intercambio de aguas escaso y en los que, por lo tanto, puede producirse una acumulación. En dichas zonas conviene prever la eliminación de fósforo a no ser que se demuestre que dicha eliminación no tendrá consecuencias sobre el nivel de eutrofización. También podrá considerarse la eliminación de nitrógeno cuando se realicen vertidos de grandes aglomeraciones urbanas.

2.º Estuarios, bahías y otras aguas marítimas que tengan un intercambio de aguas escaso o que reciban gran cantidad de nutrientes. Los vertidos de aglomeraciones pequeñas tienen normalmente poca importancia en dichas zonas, pero para las grandes aglomeraciones deberá incluirse la eliminación de fósforo y/o nitrógeno a menos que se demuestre que su eliminación no tendrá consecuencias sobre el nivel de eutrofización.

b) Aguas continentales superficiales destinadas a la obtención de agua potable que podrían contener una concentración de nitratos superior a la que establecen las disposiciones pertinentes del Real Decreto 927/1988, de 29 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica.

c) Masas de agua en las que sea necesario un tratamiento adicional al tratamiento secundario establecido en el artículo 5 del Real Decreto-ley y en esta Real Decre-





to para cumplir lo establecido en la normativa comunitaria.

**II. Zonas menos sensibles**

Un medio o zona de agua marina podrá catalogarse como zona menos sensible cuando el vertido de aguas residuales no tenga efectos negativos sobre el medio ambiente debido a la morfología, hidrología o condiciones hidráulicas específicas existentes en esta zona.

Al determinar las zonas menos sensibles, se tomará en consideración el riesgo de que la carga vertida pueda desplazarse a zonas adyacentes y ser perjudicial para el medio ambiente.

Para determinar las zonas menos sensibles se tendrán en cuenta los siguientes elementos:

Bahías abiertas, estuarios y otras aguas marítimas con un intercambio de agua bueno y que no tengan eutrofización o agotamiento del oxígeno, o en las que se considere que es improbable que lleguen a desarrollarse fenómenos de eutrofización o de agotamiento del oxígeno por el vertido de aguas residuales urbanas.

**ANEXO III**

**Métodos de referencia para el seguimiento y evaluación de resultados**

**A) Criterios generales**

1. Se aplicará un método de control que corresponda al menos al nivel de los requisitos que se indican a continuación, teniendo en cuenta que no se computarán los valores extremos para la calidad del agua cuando éstos sean consecuencia de situaciones inusuales, como las ocasionadas por las lluvias intensas.

Podrán utilizarse métodos alternativos respecto a los indicados en el apartado B de este anexo, siempre que pueda demostrarse que se obtienen resultados equivalentes.

2. Se considerará que las aguas residuales tratadas se ajustan a los parámetros correspondientes cuando, para cada uno de los parámetros pertinentes, las muestras de dichas aguas indiquen que éstas respetan los valores paramétricos de que se trate, de la siguiente forma:

1.º El número máximo de muestras que pueden no cumplir los requisitos expresados en reducciones de porcentajes y/o concentraciones del cuadro 1 del anexo I de este Real Decreto y del tratamiento primario regulado en el artículo 2.g) del Real Decreto-ley, es el que se especifica en el apartado C) de este anexo III.

2.º Respecto de los parámetros del cuadro 1 del anexo I, expresados en concentración, las muestras no conformes tomadas en condiciones normales de funcionamiento no deberán desviarse de los valores paramétricos en más del 100 por 100. Por lo que se refiere a los valores paramétricos de concentración relativos al total de sólidos en suspensión, se podrán aceptar desviaciones de hasta un 150 por 100.

3.º Por lo que se refiere a los parámetros fijados en el cuadro 2 del anexo I, la media anual de las muestras deberá respetar los valores correspondientes para cada uno de los parámetros.

**B) Métodos de referencia**

1. Se tomarán muestras durante un período de veinticuatro horas, proporcionalmente al caudal o a intervalos regulares, en el mismo punto claramente definido de la salida de la instalación de tratamiento, y de ser neces-

sario en su entrada, para vigilar el cumplimiento de los requisitos aplicables a los vertidos de aguas residuales.

Se aplicarán prácticas internacionales de laboratorio correctas con objeto de que se reduzca al mínimo el deterioro de las muestras en el período que media entre la recogida y el análisis.

2. El número mínimo anual de muestras se establecerá según el tamaño de la instalación de tratamiento y se recogerá a intervalos regulares durante el año:

- a) De 2.000 a 9.999 h-e: 12 muestras durante el primer año, cuatro muestras los siguientes años, siempre que pueda demostrarse que el agua del primer año cumple las disposiciones del presente Real Decreto; si una de las cuatro muestras no resultara conforme, se tomarán 12 muestras el año siguiente.
- b) De 10.000 a 49.999 h-e: 12 muestras.
- c) De 50.000 h-e o más: 24 muestras.

C) Número máximo permitido de muestras no conformes en función de las series de muestras tomadas en un año

Serie de muestras tomadas en un año	Número máximo permitido de muestras no conformes
4-7	1
8-16	2
17-28	3
29-40	4
41-53	5
54-67	6
68-81	7
82-96	8
96-110	9
111-125	10
126-140	11
141-155	12
156-171	13
172-187	14
188-203	15
204-219	16
220-236	17
236-251	18
252-268	19
269-284	20
285-300	21
301-317	22
318-334	23
335-350	24
351-366	25

**MINISTERIO DE EDUCACION Y CIENCIA**

**7160** ORDEN de 20 de marzo de 1996 por la que se modifica el plazo de implantación progresiva del segundo ciclo de la Educación Infantil para los centros privados.

El artículo 5 del Real Decreto 986/1991, de 14 de junio («Boletín Oficial del Estado» del 25), por el que

II

*(Actos cuya publicación no es una condición para su aplicabilidad)*

## CONSEJO

## DIRECTIVA DEL CONSEJO

de 21 de mayo de 1991

sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas

(91/271/CEE)

EL CONSEJO DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS,

Visto el Tratado constitutivo de la Comunidad Económica Europea y, en particular, su artículo 130 S,

Vista la propuesta de la Comisión (1),

Visto el dictamen del Parlamento Europeo (2),

Visto el dictamen del Comité Económico y Social (3),

Considerando que, en su Resolución de 28 de junio de 1988 (4) sobre la protección del Mar del Norte y de otras aguas de la Comunidad, el Consejo solicitó a la Comisión que presentara propuestas con las medidas necesarias a nivel comunitario para el tratamiento de las aguas residuales urbanas;

Considerando que la contaminación debida a un tratamiento insuficiente de las aguas residuales de un Estado miembro repercute a menudo en las de otros Estados miembros y que, por tanto, es necesaria una acción comunitaria, con arreglo al artículo 130 R;

Considerando que es necesario un tratamiento secundario de las aguas residuales urbanas para evitar que la evacuación de dichas aguas tratadas de manera insuficiente tenga repercusiones negativas en el medio ambiente;

Considerando que es necesario exigir un tratamiento más riguroso en las zonas sensibles mientras que un tratamiento primario puede ser adecuado en algunas zonas menos sensibles;

Considerando que los sistemas colectores de entrada de aguas residuales industriales así como la evacuación de aguas residuales y lodo procedentes de las instalaciones de

tratamiento de aguas residuales urbanas deberían ser objeto de normas generales, reglamentaciones y/o autorizaciones específicas;

Considerando que deben someterse a requisitos adecuados los vertidos de aguas residuales industriales biodegradables, procedentes de determinados sectores industriales, que no entran en las plantas de tratamiento de las aguas residuales urbanas antes del vertido a las aguas receptoras;

Considerando que debe fomentarse el reciclado de los lodos producidos por el tratamiento de las aguas residuales; que debe suprimirse progresivamente la evacuación de lodos a las de aguas superficiales;

Considerando que es necesario controlar las instalaciones de tratamiento, las aguas receptoras y la evacuación de lodos para garantizar la protección del medio ambiente de las repercusiones negativas de los vertidos de aguas residuales;

Considerando que es importante garantizar la información al público, mediante la publicación de informes periódicos, sobre la evacuación de aguas residuales urbanas y lodos;

Considerando que los Estados miembros deberán elaborar y presentar a la Comisión programas nacionales para la aplicación de la presente Directiva;

Considerando que debería crearse un comité que colabore con la Comisión en los temas relacionados con la aplicación de la presente Directiva y con su adaptación al progreso técnico,

HA ADOPTADO LA PRESENTE DIRECTIVA:

## Artículo 1

La presente Directiva tiene por objeto la recogida, el tratamiento y el vertido de las aguas residuales urbanas y el tratamiento y vertido de las aguas residuales procedentes de determinados sectores industriales.

(1) DO n.º C L de 4. 1. 1990, p. 20; y DO n.º C 287 de 15. 11. 1990, p. 12.  
 (2) DO n.º C 160 de 15. 10. 1990, p. 185.  
 (3) DO n.º C 168 de 10. 7. 1990, p. 36.  
 (4) DO n.º C 207 de 9. 8. 1988, p. 2.

El objetivo de la Directiva es proteger al medio ambiente de los efectos negativos de los vertidos de las mencionadas aguas residuales.

Artículo 3

A efectos de la presente Directiva, se entenderá por:

- 1) «Aguas residuales urbanas»: las aguas residuales domésticas o la mezcla de las mismas con aguas residuales industriales y/o aguas de corriente pluvial.
- 2) «Aguas residuales domésticas»: las aguas residuales procedentes de zonas de vivienda y de servicios y generadas principalmente por el metabolismo humano y las actividades domésticas.
- 3) «Aguas residuales industriales»: todas las aguas residuales vertidas desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad comercial o industrial, que no sean aguas residuales domésticas ni aguas de corriente pluvial.
- 4) «Aglomeración urbana»: la zona cuya población y/o actividades económicas presenten concentración suficiente para la recogida y conducción de las aguas residuales urbanas a una instalación de tratamiento de dichas aguas o a un punto de vertido final.
- 5) «Sistema colector»: un sistema de conductos que recoja y conduzca las aguas residuales urbanas.
- 6) «e-h (equivalente habitante)»: la carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno de 5 días (DBO 5) de 60 g de oxígeno por día.
- 7) «Tratamiento primario»: el tratamiento de aguas residuales urbanas mediante un proceso físico y/o químico que incluya la sedimentación de sólidos en suspensión, u otros procesos en los que la DBO 5 de las aguas residuales que entran se reduzca por lo menos en un 20 % antes del vertido y el total de sólidos en suspensión en las aguas residuales de entrada se reduzca por lo menos en un 50 %.
- 8) «Tratamiento secundario»: el tratamiento de aguas residuales urbanas mediante un proceso que incluya, por lo general, un tratamiento biológico con sedimentación secundaria, u otro proceso en el que se respeten los requisitos del cuadro 1 del Anexo I.
- 9) «Tratamiento adecuado»: el tratamiento de las aguas residuales urbanas mediante cualquier proceso y/o sistema de eliminación en virtud del cual, después del vertido de dichas aguas, las aguas receptoras cumplan los objetivos de calidad pertinentes y las disposiciones pertinentes de la presente y de las restantes Directivas comunitarias.
- 10) «Lodos»: los lodos residuales, tratados o no, procedentes de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas.
- 11) «Eutrofización»: el aumento de nutrientes en el agua, especialmente de los compuestos de nitrógeno y/o fósforo, que provoca un crecimiento acelerado de

algas y especies vegetales superiores, con el resultado de trastornos no deseados en el equilibrio entre organismos presentes en el agua y en la calidad del agua a la que afecta.

- 12) «Estuario»: la zona de transición, en la desembocadura de un río, entre las aguas dulces y las aguas costeras. Cada Estado miembro determinará los límites exteriores orientados hacia el mar de los estuarios a efectos de la presente Directiva, dentro del programa para su aplicación a que se refieren los apartados 1 y 2 del artículo 17.
- 13) «Aguas costeras»: las aguas situadas fuera de la línea de bajamar o del límite exterior de un estuario.

Artículo 5

1. Los Estados miembros velarán por que todas las aglomeraciones urbanas dispongan de sistemas colectores para las aguas residuales urbanas:

- a más tardar, el 31 de diciembre del año 2000 en el caso de las aglomeraciones con más de 15 000 equivalentes habitante (e-h), y
- a más tardar, el 31 de diciembre del año 2005 en el caso de las aglomeraciones que tengan entre 2 000 y 15 000 e-h.

Cuando se trate de aguas residuales urbanas vertidas en aguas receptoras que se consideren «zonas sensibles» con arreglo a la definición del artículo 5, los Estados miembros velarán por que se instalen sistemas colectores, a más tardar, el 31 de diciembre de 1998 en las aglomeraciones con más de 10 000 e-h.

Cuando no se justifique la instalación de un sistema colector, bien por no suponer ventaja alguna para el medio ambiente o bien porque su instalación implique un coste excesivo, se utilizarán sistemas individuales u otros sistemas adecuados que consigan un nivel igual de protección medioambiental.

2. Los sistemas colectores mencionados en el apartado 1 cumplirán los requisitos establecidos en la letra A del Anexo I. Dichos requisitos podrán modificarse según el procedimiento establecido en el artículo 18.

Artículo 6

1. Los Estados miembros velarán por que las aguas residuales urbanas que entran en los sistemas colectores sean objeto, antes de verse, de un tratamiento secundario o de un proceso equivalente, en las siguientes circunstancias:

- a más tardar el 31 de diciembre del año 2000 para todos los vertidos que procedan de aglomeraciones que representen más de 15 000 e-h;
- a más tardar el 31 de diciembre del año 2005 para todos los vertidos que procedan de aglomeraciones que representen entre 10 000 y 15 000 e-h;
- a más tardar el 31 de diciembre del año 2005 para los vertidos en aguas dulces o estuarios que procedan de aglomeraciones que representen entre 2 000 y 10 000 e-h.

2. Los vertidos de aguas residuales urbanas en aguas situadas en regiones de alta montaña (más de 500 m. sobre el nivel del mar) en las que resulte difícil la aplicación de un tratamiento biológico eficaz debido a las bajas temperaturas, podrán someterse a un tratamiento menos riguroso que el que determina el apartado 1 siempre y cuando existan estudios detallados que indiquen que tales vertidos no perjudican al medio ambiente.

3. Los vertidos procedentes de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales mencionadas en los apartados 1 y 2 cumplirán los requisitos pertinentes de la letra B del Anexo I. Dichos requisitos podrán modificarse según el procedimiento establecido en el artículo 18.

4. La carga expresada en e-h se calculará a partir del máximo registrado de la carga semanal media que entre en una instalación de tratamiento durante el año, sin tener en cuenta situaciones excepcionales como, por ejemplo, las producidas por una lluvia intensa.

#### Artículo 5

1. A efectos del apartado 2, los Estados miembros determinarán, a más tardar el 31 de diciembre de 1993, las zonas sensibles según los criterios establecidos en el Anexo II.

2. A más tardar el 31 de diciembre de 1998, los Estados miembros velarán por que las aguas residuales urbanas que entren en los sistemas colectores sean objeto, antes de ser vertidas en zonas sensibles, de un tratamiento más riguroso que el descrito en el artículo 4, cuando se trate de vertidos procedentes de aglomeraciones urbanas que representen más de 10 000 e-h.

3. Los vertidos de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas que se mencionan en el apartado 2 cumplirán los requisitos pertinentes de la letra B del Anexo I. Dichos requisitos podrán fijarse o modificarse según el procedimiento establecido en el artículo 18.

4. No obstante, los requisitos para instalaciones individuales indicados en las anteriores apartados 2 y 3 no deberán necesariamente aplicarse en zonas sensibles cuando se pueda demostrar que el porcentaje mínimo de reducción de la carga referido a todas las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas de dicha zona alcanza al menos el 75 % del total del fósforo y al menos el 75 % del total del nitrógeno.

5. Los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas que estén situadas en las zonas de captación de zonas sensibles y que contribuyen a la contaminación de dichas zonas quedarán sujetos a lo dispuesto en los apartados 2, 3 y 4.

Las disposiciones del artículo 9 se aplicarán en los casos en que las zonas de captación contempladas en el párrafo primero estén situadas total o parcialmente en otro Estado miembro.

6. Los Estados miembros velarán por que la designación de las zonas sensibles se revise al menos cada cuatro años.

7. Los Estados miembros velarán por que las zonas identificadas como sensibles como resultado de la revisión

que se refiere al apartado 6 cumplan los requisitos anteriormente citados en un plazo de siete años.

8. A efectos de la presente Directiva, un Estado miembro no deberá designar zonas sensibles cuando aplique en la totalidad de su territorio el tratamiento establecido en los apartados 2, 3 y 4.

#### Artículo 6

1. A efectos del apartado 2, los Estados miembros podrán determinar, a más tardar el 31 de diciembre de 1993, zonas menos sensibles según los criterios expuestos en el Anexo II.

2. Los vertidos de aguas residuales urbanas procedentes de aglomeraciones urbanas que representen entre 10 000 y 150 000 e-h en aguas costeras y de las aglomeraciones de entre 2 000 y 10 000 e-h en estuarios situados en las zonas a que se refiere el apartado 1 podrán ser objeto de un tratamiento menos riguroso que el establecido en el artículo 4 cuando:

— dichos vertidos reciban, al menos, un tratamiento primario con arreglo a la definición del apartado 7 del artículo 2 y de conformidad con los procedimientos de control que se establecen en la letra D del Anexo I;

— existan estudios globales que indiquen que dichos vertidos no tendrán efectos negativos sobre el medio ambiente.

Los Estados miembros facilitarán a la Comisión cualquier información importante relativa a los citados estudios.

3. Si la Comisión considerase que no se cumplen las condiciones establecidas en el apartado 2, presentará al Consejo una propuesta adecuada.

4. Los Estados miembros velarán por que la lista de zonas menos sensibles se revise al menos cada 4 años.

5. Los Estados miembros velarán por que las zonas que hayan dejado de ser consideradas zonas menos sensibles cumplan los requisitos de los artículos 4 y 5, según proceda, en un plazo de siete años.

#### Artículo 7

Los Estados miembros velarán por que, el 31 de diciembre del año 2005 a más tardar, las aguas residuales urbanas que entren en los sistemas colectores sean objeto de un tratamiento adecuado tal como se define en el punto 9) del artículo 2, antes de ser vertidas, en los siguientes casos:

— cuando procedan de aglomeraciones urbanas que representen menos de 2 000 e-h y se viertan en aguas dulces y estuarios;

— cuando procedan de aglomeraciones urbanas que representen menos de 10 000 e-h y se viertan en aguas costeras.

Artículo 8.

1. En casos excepcionales debidos a problemas técnicos y para grupos de población geográficamente definidos, los Estados miembros podrán presentar a la Comisión una solicitud especial de ampliación del plazo para dar cumplimiento a lo dispuesto en el artículo 4.

2. En esta solicitud, que deberá ser debidamente justificada, se expondrán las dificultades técnicas experimentadas y se propondrá un programa de acción con un calendario apropiado que debere llevarse a cabo para alcanzar el objetivo de la presente Directiva. Dicho calendario se incluirá en el programa para la aplicación contemplado en el artículo 17.

3. Sólo se aceptaran razones técnicas y el aplazamiento no podrá exceder del 31 de diciembre del año 2005.

4. La Comisión examinará esta solicitud y tomara las medidas apropiadas con arreglo al procedimiento establecido en el artículo 18.

5. En circunstancias excepcionales, en las que se demuestre que un tratamiento más avanzado no redundará en ventajas para el medio ambiente, podrán someterse los vertidos en zonas menos sensibles de aguas residuales procedentes de aglomeraciones urbanas con más de 150 000 e-h al tratamiento contemplado en el artículo 6 para las aguas residuales procedentes de aglomeraciones urbanas que representen entre 10 000 y 150 000 e-h.

En tales circunstancias, los Estados miembros presentarán previamente a la Comisión un expediente. La Comisión estudiará la situación y tomará las medidas pertinentes de acuerdo con el procedimiento previsto en el artículo 18.

Artículo 9

Cuando los vertidos de aguas residuales urbanas de un todo miembro tengan efectos negativos para aguas comprendidas en la zona de jurisdicción de otro Estado miembro, el Estado miembro cuyas aguas resulten afectadas podrá notificar los hechos correspondientes al otro Estado miembro y a la Comisión.

Los Estados miembros implicados organizarán la concertación necesaria para identificar los vertidos de que se trate, con intervención de la Comisión cuando proceda, y dispondrán las medidas necesarias en origen para proteger las aguas afectadas, a fin de velar por el cumplimiento de las disposiciones de la presente Directiva.

Artículo 10

Los Estados miembros velarán por que las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas construidas a fin de cumplir los requisitos de los artículos 4, 5, 6 y 7 sean diseñadas, construidas, utilizadas y mantenidas de manera que en todas las condiciones climáticas normales

de la zona tengan un rendimiento suficiente. En el diseño de las instalaciones se tendrán en cuenta las variaciones de la carga propias de cada estación.

Artículo 11

1. Los Estados miembros velarán por que, a más tardar el 31 de diciembre de 1993, el vertido de aguas residuales industriales en sistemas colectores e instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas se someta a la normativa previa y/o a autorizaciones específicas por parte de la autoridad competente o de los organismos adecuados.

2. Las normativas y/o autorizaciones específicas cumplirán los requisitos expuestos en la letra C del Anexo I. Dichos requisitos podrán modificarse según el procedimiento establecido en el artículo 12.

3. Las normativas y autorizaciones específicas se revisarán y, en su caso, adaptarán a intervalos regulares.

Artículo 12

1. Las aguas residuales tratadas se reutilizarán cuando proceda. Las vías de evacuación reducirán al mínimo los efectos adversos sobre el medio ambiente.

2. Las autoridades competentes o los organismos adecuados velarán por que los vertidos de aguas residuales procedentes de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas estén sujetos a normativas preexistentes y/o a autorizaciones específicas.

3. Las normativas preexistentes y/o las autorizaciones específicas relativas a vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas, concedidas en aplicación del apartado 2 en aglomeraciones urbanas de 2 000 a 10 000 e-h cuando se trate de vertidos en aguas dulces y estuarios, y en aglomeraciones urbanas de 10 000 e-h o más para todo tipo de vertidos, incluirán las condiciones necesarias para cumplir los requisitos correspondientes de la letra E del Anexo I. Dichos requisitos podrán modificarse según el procedimiento establecido en el artículo 18.

4. Las normativas y/o autorizaciones se revisarán, y en caso necesario se adaptarán, a intervalos regulares.

Artículo 13

1. Los Estados miembros velarán por que, a más tardar el 31 de diciembre del año 2000, las aguas residuales industriales biodegradables procedentes de instalaciones que procedan de los sectores industriales enumerados en el Anexo III y que no penetren en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas antes de ser vertidas en las aguas receptoras se sometan antes del vertido a las condiciones establecidas en la normativa previa y/o a autorización específica por parte de la autoridad competente o del organismo que corresponda, para todos los vertidos procedentes de instalaciones que presenten 4 000 e-h o más.

2. El 31 de diciembre de 1993 a más tardar, las autoridades competentes o los organismos correspondientes de cada Estado miembro establecerán los requisitos para el vertido de dichas aguas residuales adecuados a la índole de la industria de que se trate.

3. La Comisión efectuará un estudio comparativo de los requisitos de los Estados miembros a más tardar el 31 de diciembre de 1994. Publicará en un informe el resultado de ese estudio y en caso necesario presentará una propuesta adecuada.

#### Artículo 14

1. Los lodos que se originen en el tratamiento de las aguas residuales se reutilizarán cuando proceda. Las vías de evacuación reducirán al mínimo los efectos adversos sobre el medio ambiente.

2. Las autoridades competentes u organismos correspondientes velarán por que a más tardar el 31 de diciembre de 1998 la evacuación de lodos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas esté sometida a normas generales, a registro o a autorización.

3. Los Estados miembros velarán por que, a más tardar el 31 de diciembre de 1998, se suprima progresivamente la evacuación de lodos a aguas de superficie, ya sea mediante vertido desde barcos, conducción por tuberías o cualquier otro medio.

4. Hasta la supresión de las formas de evacuación que se mencionan en el apartado 3, los Estados miembros velarán por que medie autorización para la evacuación de la cantidad total de materiales tóxicos, persistentes o bioacumulables presentes en los lodos evacuados a aguas de superficie y por que dicha cantidad se reduzca progresivamente.

#### Artículo 15

1. Las autoridades competentes u organismos correspondientes controlarán:

— los vertidos de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas para verificar el cumplimiento de los requisitos de la letra B del Anexo I con arreglo a los procedimientos de control establecidos en la letra D del Anexo I;

— las cantidades y composición de los lodos vertidos en aguas de superficie.

2. Las autoridades competentes u organismos correspondientes controlarán las aguas sometidas a vertidos desde las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas y a vertidos directos, con arreglo a lo dispuesto en el artículo 13, en los casos en los que pueda preverse que produzcan efectos importantes sobre el medio ambiente.

3. Cuando se trate de un vertido según lo dispuesto en el artículo 6 y en el caso de una evacuación de lodos a aguas de superficie, los Estados miembros realizarán los controles y los estudios pertinentes para verificar que los vertidos o evacuaciones no tienen efectos negativos sobre el medio ambiente.

4. La información que recojan las autoridades competentes o los organismos correspondientes de conformidad con los apartados 1, 2 y 3 se conservará en los Estados miembros y se facilitará a la Comisión dentro de los 6 meses posteriores a la recepción de una petición en ese sentido.

5. Las directrices sobre control contemplado en los apartados 1, 2 y 3 podrán fijarse según el procedimiento establecido en el artículo 18.

#### Artículo 16

Sin perjuicio de la aplicación de lo dispuesto en la Directiva 90/313/CEE del Consejo, de 7 de junio de 1990, sobre libertad de acceso a la información en materia de medio ambiente (1), los Estados miembros velarán por que las autoridades u organismos correspondientes publiquen cada dos años un informe de situación sobre el vertido de aguas residuales urbanas y de lodos en su zona. Los Estados miembros cursarán dichos informes a la Comisión tan pronto como se publiquen.

#### Artículo 17

1. Los Estados miembros elaborarán, a más tardar el 31 de diciembre de 1993, un programa para la aplicación de la presente Directiva.

2. Los Estados miembros proporcionarán a la Comisión la información sobre el programa a más tardar el 30 de junio de 1994.

3. Si fuere necesario, los Estados miembros proporcionarán a la Comisión, a más tardar el 30 de junio cada dos años, una actualización de la información contemplada en el apartado 2.

4. Los métodos y modelos de presentación que deban adoptar los informes sobre los programas nacionales se establecerán de conformidad con el procedimiento establecido en el artículo 18. Toda modificación de dichos métodos y modelos se adoptará de conformidad con el mismo procedimiento.

5. La Comisión revisará y valorará cada dos años la información que reciba en virtud de lo dispuesto en los apartados 2 y 3 y publicará un informe al respecto.

#### Artículo 18

1. La Comisión estará asistida por un Comité compuesto por representantes de los Estados miembros y presidido por el representante de la Comisión.

2. El representante de la Comisión presentará al comité un proyecto de medida. El Comité emitirá su dictamen sobre dicho proyecto en un plazo que el presidente podrá determinar en función de la urgencia de la cuestión. El dictamen se emitirá según la mayoría prevista en el apartado 2 del artículo 148 del Tratado para adoptar aquellas decisiones que el Consejo deba tomar a propuesta de la Comisión. Los votos de los representantes de los Estados miembros en el Comité se ponderarán de la manera definida en el mencionado artículo. El presidente no toma parte en la votación.

(1) DO nº L 158 de 11. 6. 1990, p. 56.

- a) La Comisión adoptará las medidas previstas cuando sean conformes al dictamen del Comité.
- b) Cuando las medidas previstas no sean conformes al dictamen del Comité o en caso de ausencia de dictamen, la Comisión someterá sin demora al Consejo una propuesta relativa a las medidas que deban tomarse. El Consejo se pronunciará por mayoría cualificada.

Si transcurrido un plazo de tres meses a partir del momento en que la propuesta se haya sometido al Consejo, este no se hubiere pronunciado, la Comisión adoptará las medidas propuestas, excepto en el caso en que el Consejo se haya pronunciado por mayoría simple contra dichas medidas.

*Artículo 19*

1. Los Estados miembros pondrán en vigor las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas necesarias para dar cumplimiento a la presente Directiva a más tardar el 30 de junio de 1993. Informarán de ello inmediatamente a la Comisión.

2. Cuando los Estados miembros adopten las disposiciones contempladas en el apartado 1, éstas harán referencia a la presente Directiva o irán acompañadas de una referencia a la misma en su publicación oficial. Los Estados miembros establecerán las modalidades de la mencionada referencia.

3. Los Estados miembros comunicarán a la Comisión el texto de las disposiciones esenciales de Derecho interno que adopten en el ámbito regulado por la presente Directiva.

*Artículo 20*

Los destinatarios de la presente Directiva serán los Estados miembros.

Hecho en Bruselas, el 21 de mayo de 1991.

*Por el Consejo*

*El Presidente*

R. STEICHEN

ANEXO I

REQUISITOS DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS

A. Sistemas colectores (\*)

Los sistemas colectores deberán tener en cuenta los requisitos para el tratamiento de aguas residuales.

El diseño, construcción y mantenimiento de los sistemas colectores deberá realizarse de acuerdo con los mejores conocimientos técnicos que no redunden en costes excesivos, en especial por lo que respecta:

- al volumen y características de las aguas residuales urbanas,
- a la prevención de escapes,
- a la protección de la contaminación de las aguas receptoras por el desbordamiento de las aguas de tormenta.

B. Vertidos de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas a aguas receptoras (1)

1. Las instalaciones de tratamiento de aguas residuales se diseñarán o modificarán de manera que se puedan obtener muestras representativas de las aguas residuales que lleguen y del efluente tratado antes de efectuar el vertido en las aguas receptoras.
2. Los vertidos de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas sujetos a tratamiento según lo dispuesto en los artículos 4 y 5 de la presente Directiva deberán cumplir los requisitos que figuran en el cuadro 1.
3. Los vertidos de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles propensas a eutrofización tal como se identifican en el punto A al del Anexo II deberán cumplir además los requisitos que figuran en el cuadro 2 del presente Anexo.
4. Se podrán aplicar requisitos más rigurosos que los que se recogen en los cuadros 1 y 2 cuando sea necesario para garantizar que las aguas receptoras cumplan con cualquier otra Directiva en la materia.
5. En la medida de lo posible, los puntos de evacuación de las aguas residuales urbanas se elegirán de forma que se reduzca al mínimo los efectos sobre las aguas receptoras.

C. Aguas residuales industriales

Las aguas residuales industriales que entren en los sistemas colectores y en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas serán objeto del tratamiento previo que sea necesario para:

- proteger la salud del personal que trabaje en los sistemas colectores y en las instalaciones de tratamiento;
- garantizar que los sistemas colectores, las instalaciones de tratamiento de aguas residuales y los equipos correspondientes no se deterioren;
- garantizar que no se altere el funcionamiento de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales y de lodos;
- garantizar que los vertidos de las instalaciones de tratamiento no tengan efectos nocivos sobre el medio ambiente y no impidan que las aguas receptoras cumplan estas Directivas comunitarias;
- garantizar que los lodos puedan evacuarse con completa seguridad de forma aceptable desde la perspectiva medioambiental.

D. Métodos de referencia para el seguimiento y evaluación de resultados

1. Los Estados miembros velarán por que se aplique un método de control que corresponda al menos al nivel de los requisitos que se indican a continuación.

Podrán utilizarse métodos alternativos respecto a los indicados en los apartados 2, 3 y 4 siempre que pueda demostrarse que se obtienen resultados equivalentes.

Los Estados miembros facilitarán a la Comisión toda la información pertinente relativa al método aplicado. En caso de que la Comisión considere que no se cumplen los requisitos indicados en los apartados 2, 3 y 4, presentará al Consejo una propuesta adecuada.

(1) Dado que en la práctica no es posible conectar los sistemas colectores y las instalaciones de tratamiento de manera que se puedan someter a tratamiento la totalidad de las aguas residuales en circunstancias tales como lluvias torrenciales intensas, los Estados miembros deberán adoptar medidas para limitar la contaminación por desbordamiento de aguas de tormenta. Tales medidas podrán basarse en coeficientes de dilución, especialmente en relación con el caudal en época seca o podrán especificar un determinado número aceptable de desbordamientos al año.



2. Se tomarán muestras durante un periodo de 24 horas, proporcionalmente al caudal o a intervalos regulares, en el mismo punto claramente definido de la salida de la instalación de tratamiento, y de ser necesario en su entrada, para vigilar el cumplimiento de los requisitos aplicables a las vertidos de aguas residuales en virtud de la presente Directiva.
- Se aplicarán prácticas internacionales de laboratorio correctas con objeto de que se reduzca al mínimo el deterioro de las muestras en el periodo que media entre la recogida y el análisis.
3. El número mínimo anual de muestras se establecerá según el tamaño de la instalación de tratamiento y se recogerá a intervalos regulares durante el año:
- |                            |  |
|----------------------------|--|
| — de 2 000 a 9 999 e.h.:   | 12 muestras durante el primer año,<br>4 muestras los siguientes años, siempre que pueda demostrarse que el agua del primer año cumple las disposiciones de la presente Directiva; si una de las 4 muestras no resultara conforme, se tomarán 12 muestras el año siguiente. |
| — de 10 000 a 49 999 e.h.: | 12 muestras.   |
| — 50 000 e.h. o más:       | 24 muestras.   |
4. Se considerará que las aguas residuales tratadas se ajustan a los parámetros correspondientes cuando, para cada uno de los parámetros permanentes, las muestras de dichas aguas indiquen que estas respetan los valores paramétricos de que se trate de la siguiente forma:
- para los parámetros especificados en el cuadro 1 y en el punto 7) del artículo 2, un número máximo de muestras que queden no cumplir los requisitos expresados en reducciones de porcentajes  $w_0$  concentraciones del cuadro 1 y del punto 7) del artículo 2 se especifican en el cuadro 3;
  - respecto de los parámetros del cuadro 1 expresados en concentración, las muestras no conformes tomadas en condiciones normales de funcionamiento no deberán desviarse de los valores paramétricos en más del 100 %. Por lo que se refiere a los valores paramétricos de concentración relativos al total de sólidos en suspensión, se podrán aceptar desviaciones de hasta un 150 %;
  - por lo que se refiere a los parámetros fijados en el cuadro 2, la media anual de las muestras deberá respetar los valores correspondientes para cada uno de los parámetros.
5. No se tendrán en cuenta los valores extremos para la calidad del agua de que se trate cuando éstos sean consecuencia de situaciones inusuales, como las ocasionadas por lluvias intensas.

Cuadro 1: Requisitos por los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas sujetos a lo dispuesto en los artículos 4 y 5 de la presente Directiva. Se aplicará el valor de concentración o el porcentaje de reducción.

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (%)	Método de medida de referencia
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO 5 a 20 °C) sin nitrificación (*)	25 mg/l O <sub>2</sub>	70-90  40 de conformidad con el apartado 2 del artículo 4	Muestra homogeneizada, sin filtrar ni decantar. Determinación del oxígeno disuelto antes y después de 5 días de incubación a 20 °C ± 1 °C en completa oscuridad. Aplicación de un inhibidor de la nitrificación
Demanda química de oxígeno (DQO)	125 mg/l O <sub>2</sub>	75	Muestra homogeneizada, sin filtrar ni decantar. Dieromano potásico
Total de sólidos en suspensión	35 mg/l (†)  35 de conformidad con el apartado 3 del artículo 4 (más de 10 000 e-h)  60 de conformidad con el apartado 2 del artículo 4 (de 2 000 a 10 000 e-h)	90 (‡)  90 de conformidad con el apartado 2 del artículo 4 (más de 10 000 e-h)  70 de conformidad con el apartado 1 del artículo 4 (de 2 000 a 10 000 e-h)	— Filtración de una muestra representativa a través de una membrana de filtración de 0,45 micras. Secado a 105 °C y pesaje  — Centrifugación de una muestra representativa durante 5 minutos como mínimo, con una aceleración medio de 2 300 a 3 200 g, secado a 105 °C y pesaje.

(\*) Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada.

(†) Este parámetro puede sustituirse por otro: carbono orgánico total (COT) o demanda total de oxígeno (DTO), si puede establecerse una correlación entre DBO 5 y el parámetro sustitutivo.

(‡) Este requisito es opcional.

Los análisis de vertidos procedentes de fosos de fermentación se llevarán a cabo sobre muestras filtradas; no obstante, la concentración de sólidos totales en suspensión en las muestras de aguas sin filtrar no deberán superar los 150 mg/l.

**Cuadro 2:** Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles propensas a eutrofización tal como se identifican en el punto A a) del Anexo II. Según la situación local, se podrá aplicar uno a los dos parámetros. Se aplicará el valor de concentración o el porcentaje de reducción.

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (%)	Método de medida de referencia
Fósforo total	2 mg/l P (de 10 000 a 100 000 e-h) 1 mg/l P (más de 100 000 e-h)	80	Espectrofotometría de absorción molecular
Nitrógeno total (*)	15 mg/l N (de 10 000 a 100 000 e-h) 10 mg/l N (más de 100 000 e-h) (†)	70-80	Espectrofotometría de absorción molecular

1) Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada.

\*) Nitrógeno total equivale a la suma de nitrógeno Kjeldahl total (N orgánico + NH<sub>3</sub>), nitrógeno en forma de nitrato (NO<sub>3</sub>) y nitrato en forma de nitrato (NO<sub>2</sub>).

†) Alternativamente el promedio diario no deberá superar los 40 mg/l N. Este requisito se refiere a una temperatura del agua de 12° C o más durante el funcionamiento del traster biológico de la instalación de tratamiento de aguas residuales. En sustitución del requisito relativo a la temperatura, se podrá aplicar una limitación del tiempo de funcionamiento que tenga en cuenta las condiciones climáticas regionales. Se aplicará esta alternativa en caso de que pueda demostrarse que se cumple el apartado 1 de la letra D del presente Anexo.

Cuadro 3

Series de muestras comadas en un año	Número máximo permitido de encuestas no concluidas
4-7	1
8-16	2
17-28	3
29-40	4
41-53	5
54-67	6
68-81	7
82-95	8
96-110	9
111-125	10
126-140	11
141-155	12
156-171	13
172-187	14
188-203	15
204-219	16
220-235	17
236-251	18
252-268	19
269-284	20
285-300	21
301-317	22
318-334	23
335-350	24
351-365	25

## ANEXO II

## CRITERIOS PARA LA DETERMINACIÓN DE ZONAS SENSIBLES Y MENOS SENSIBLES

## A. Zonas sensibles

Se considerará que un medio acuático es zona sensible si puede incluirse en una de las siguientes grupos:

- a) Lagos de agua dulce naturales, otros medios de agua dulce, estuarios y aguas costeras que sean eutroficas o que podrían llegar a ser eutroficas en un futuro próximo si no se adoptan medidas de protección.

Podrán tenerse en cuenta los siguientes elementos en la consideración del nutriente que deba ser reducida con un tratamiento adicional:

- i) Lagos y arroyos que desembocan en lagos/embalses/bahías cerradas que tengan un intercambio de aguas escaso y en los que, por lo tanto, puede producirse una acumulación. En dichas zonas conviene prever la eliminación de fósforo a no ser que se demuestre que dicha eliminación no tendrá consecuencias sobre el nivel de eutrofización. También podrá considerarse la eliminación de nitrógeno cuando se calculen vertidos de grandes aglomeraciones urbanas.
- ii) Estuarios, bahías y otras aguas costeras que tengan un intercambio de aguas escaso o que reciban gran cantidad de nutrientes. Los vertidos de aglomeraciones pequeñas tienen normalmente poca importancia en dichas zonas, pero para las grandes aglomeraciones deberá incluirse la eliminación de fosforo y/o nitrógeno a menos que se demuestre que su eliminación no tendrá consecuencias sobre el nivel de eutrofización.
- b) Aguas dulces de superficie destinadas a la obtención de agua potable que podrían contener una concentración de nitratos superior a la que establecen las disposiciones pertinentes de la Directiva 75/440/CEE del Consejo, de 16 de junio de 1975, relativa a la calidad requerida para las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable en los Estados miembros (\*), si no se toman medidas de protección.
- c) Zonas en las que sea necesario un tratamiento adicional al establecido en el artículo 4 para cumplir las directivas del Consejo.

## B. Zonas menos sensibles

Un medio o zona de agua marina podrá catalogarse como zona menos sensible cuando el vertido de aguas residuales no tenga efectos negativos sobre el medio ambiente debido a la morfología, hidrología o condiciones hidráulicas específicas existentes en esa zona.

Al determinar las zonas menos sensibles, los Estados miembros tomarán en consideración el riesgo de que la carga vertida pueda desplazarse a zonas adyacentes y ser perjudicial para el medio ambiente. Los Estados miembros reconocerán la existencia de zonas sensibles fuera de su jurisdicción nacional.

Para determinar las zonas menos sensibles se tendrán en cuenta los siguientes elementos:

Bahías abiertas, estuarios y otras aguas costeras con un intercambio de aguas bueno y que no tengan eutrofización o agotamiento del oxígeno, o en las que se considere que es improbable que lleguen a desarrollarse fenómenos de eutrofización o de agotamiento del oxígeno por el vertido de aguas residuales urbanas.

(\*) DO n.º L 194 de 25.7.1975 p. 26. Directiva modificada por la Directiva 79-469/CEE (DO n.º L 271 de 29.10.1979, p. 44).

**ANEXO III**

**SECTORES INDUSTRIALES**

1. Industrialización de la leche
2. Productos elaborados del sector hortofrutícola
3. Elaboración y embotellado de bebidas sin alcohol
4. Industrialización de la patata
5. Industria cárnica
6. Industria cervecera
7. Producción de alcohol y de bebidas alcohólicas
8. Fabricación de piensos a partir de productos vegetales
9. Fabricación de gelatina y de cola a partir de cueros, pieles y huesos
10. Almacenes de malta
11. Industrialización del pescado

## **ANEJO N° 2: BARRIDO BIBLIOGRAFICO**

**TITULO:** **Parámetros que afectan a la nitrificación en biofilm reactores**  
**AUTORES:** M. Boller, W. Gujer y M. Tsch  
**FUENTE:** Wat. Scin. Tech. Vol. 29, n° 10, pp.1-11,1994  
**RESUMEN:** Se han identificado las variables que afectan a la nitrificación en reactores tipo biofilm. Se indican cuales son los parámetros de diseño y funcionamiento que afectan al proceso, que se ha estudiado en filtros biológicos inundados, lechos bacterianos, biodiscos.

---

**TITULO:** **Filtros biológicos inundados: estudio de su funcionamiento en 12 depuradoras a escala real**  
**AUTORES:** J.P. Canler y J.M. Perret  
**FUENTE:** Wat.. Scin. Tech. Vol. 29, n° 10, pp. 13-22, 1994  
**RESUMEN:** El sistema de filtros biológicos inundados es un proceso reciente que está dando muy buenos resultados. En este artículo se recogen los resultados del estudio de 12 plantas depuradoras con este sistem. Los resultados obtenidos muestran como se recomiendan para cargas menores de 7 kg DQO/m<sup>3</sup>.d, con las que se obtienen valores de DBO < de 90 mg/l.

---

**TITULO:** **El tratamiento de aguas residuales con filtros flotantes: desde una planta piloto hasta un prototipo**  
**AUTORES:** H. Toettrup, F. Rogalla, A. Vidal, P. Harremoes  
**FUENTE:** Wat.. Scin. Tech. Vol. 29, n° 10, pp. 23-32, 1994  
**RESUMEN:** Se indican cuales son los parámetros de una planta depuradora tipo filtro flotante o fluidificado que se estudió a escala piloto, procediendo posteriormente al diseño de una a escala real.

---

**TITULO:** **Los biofiltros, unos reactores flexibles y con buenos resultados**  
**AUTORES:** R. Pujol, M. Hamon, X. Kandel y H. Lemmed  
**FUENTE:** Wat.. Scin. Tech. Vol. 29, n° 10, pp. 33-38, 1994  
**RESUMEN:** Existen en el mundo más de cincuenta plantas funcionando con el sistema de biofiltros, en concreto con relleno biofor y flujo ascendente. Se están incluso utilizando para aguas residuales industriales.

---

**TITULO:** **Primeros meses de funcionamiento de dos prototipos de plantas depuradoras de aguas residuales con el sistema de filtros inundados**



**AUTORES:** B. Vedry., C. Paffoni, M. Gousailles y C. Bernard  
**FUENTE:** Wat.. Scin. Tech. Vol. 29, n° 10, pp. 39-46, 1994  
**RESUMEN:** Con la finalidad de preservar el río Sena se construyeron dos depuradoras de aguas residuales, una en Acheres. Se utilizaron dos prototipos de biofiltros, con relleno Biopur y Biofor para estudiar cual era su funcionamiento que se resumen en este estudio.

---

**TITULO:** Tratamiento terciario de nitrificación en biofiltros aerobios tipo piloto  
**AUTORES:** M. Tschui, M. Boller, W. Gujer, J. Egter, C. Mader, C. Stengel  
**FUENTES:** Wat.. Scin. Tech. Vol. 29, n° 10, pp. 53-60, 1994  
**RESUMEN:** Indica los resultados obtenidos de estudiar la nitrificación de un filtro biológico, estudiado en distintas condiciones. Se llegó a conocer la influencia de la temperatura y de la velocidad de paso del efluente por el reactor, llegando a optimizar la carga de entrada de amonio.

---

**TITULO:** Utilización de carbón en biofiltros para la desnitrificación  
**AUTORES:** J. la Cour Jansen, S-E. Jepsen y K. Dahlgren Laursen  
**FUENTES:** Wat.. Scin. Tech. Vol. 29, n° 10, pp. 101-109, 1994  
**RESUMEN:** Se ha estudiado la desnitrificación en una planta piloto a escala con flujo ascendente y descendente, en filtros biológicos inundados. Estos filtros han sido utilizados en la presencia de agua residual bruta, con una decantación primaria y con efluentes nitrificados, tratándola con una fuente de carbono. Se puede observar una alta capacidad de desnitrificación en el filtro. Las partículas atrapadas en el filtro, contribuyen a la desnitrificación.

---

**TITULO:** Configuración de los reactores tipo biofilm para eliminación de nutrientes  
**AUTORES:** G. Ryhiner, K. Sorensen, B. Birou y H. Gros  
**FUENTES:** Wat.. Scin. Tech. Vol. 29, n° 10, pp. 111-117, 1994  
**RESUMEN:** Se ha llevado a cabo la caracterización de un nuevo reactor biológico tipo biofilm para realizar procesos de nitrificación, pre- y post-desnitrificación, utilizando para ello una planta piloto. Se han determinado por otro lado, las tasa de degradación para diferentes estados.  
Los resultados experimentales muestran como bajo ciertas condiciones de moderada aireación se lleva a cabo un incremento de las tasas de desnitrificación y de eliminación de materia orgánica. La pos-desnitrificación

se encuentra limitada sólo por la adición de la fuente de carbono, mientras que la nitrificación se ve inhibida por elevadas cargas orgánicas, así como por bajas temperaturas.

---

- TITULO:** Utilización de filtros biológicos inundados para procesos de nitrificación y desnitrificación
- AUTORES:** B.J. Meaney y J. E. T. Strickland
- FUENTES:** Wat.. Scin. Tech. Vol. 29, n° 10, pp. 119-125, 1994
- RESUMEN:** Se ha trabajado con un reactor que utiliza como medio soporte para la fijación de la biomasa gránulos de plástico flotantes. Este biorreactor puede trabajar tanto en condiciones aerobias como anaerobias, así como puede utilizarse tanto para la desnitrificación como para la nitrificación o eliminación de sólidos. Una aplicación de este reactor, el su utilización en un tratamiento terciario para reducir hasta un valor < 10 mg/l los sólidos en suspensión y el amonio a niveles menores de 5 mg/l.
- 

- TITULO:** Eliminación de fósforo utilizando un filtro biológico inundado
- AUTORES:** R. F. Goncalves, L. Le Grand y F. Rogalla
- FUENTES:** Wat.. Scin. Tech. Vol. 29, n° 10, pp. 135-143, 1994
- 

- TITULO:** Un nuevo reactor con soporte móvil o fluidificado. Aplicaciones y resultados
- AUTORES:** H. Odegaard, B. Rusten, T. Westrum
- FUENTES:** Wat.. Scin. Tech. Vol. 29, n° 10, pp. 157-165, 1994
- RESUMEN:** En Noruega se ha desarrollado un nuevo biorreactor en el que la masa se adhiere a un soporte que le mueve libremente en el lecho. Se ha demostrado que se consiguen reactores muy compactos y con un alto rendimiento. Las experiencias muestran como pueden aplicarse tanto a aguas residuales urbanas como a efluentes industriales.
- 

- TITULO:** Utilización de un filtro biológico inundado. Resultados de una planta a gran escala.
- AUTORES:** T. H. Lessel
- FUENTES:** Wat.. Scin. Tech. Vol. 29, n° 10, pp. 167-174, 1994
- RESUMEN:** En el año 1986 se construye en Geiselbullach, al oeste de Munich, una

depuradora de aguas residuales, en la que se realizaba además un nitrificación. Se trataba de una depuradora diseñada para 250.000 habitantes equivalentes. Se estudió la posibilidad de utilizar biofilm sumergido en condiciones aerobias para conseguir incrementar la concentración de MLSS. En una planta piloto se estudiaron distintos materiales como soporte de la biomasa, y finalmente se eligió uno denominado Ring-lace para aplicarlo en la depuradora a escala real. En el año 1988 (Enero) se inauguró la depuradora, y unos meses más tarde se comprobó como se conseguían elevados rendimientos en la eliminación de fósforo, así como muy buenos resultados en nitrificación y depuración. En este trabajo se indican algunos de estos resultados.

---

**TITULO:** Tres años de funcionamiento de una depuradora a gran escala utilizando como material soporte el Captor

**AUTORES:** P. S. Golla, M. P. Reddy, M.K. Simms, T.J. Laken

**FUENTES:** Wat. Scin. Tech. Vol. 29, n° 10, pp. 175-181, 1994

**RESUMEN:** Se recogen los resultados obtenidos en el seguimiento de una depuradora a gran escala utilizando el proceso Captor. Este proceso combina la biopelícula en suspensión, así como la adherida a un material soporte fabricado en polietileno, consiguiendo de esta forma aumentar la concentración de MLSS. Los MLSS en este sistema se encuentran entre 900 y 1700 mg/l, mientras que la media adherida se mantiene entre 6.500 y 12.000 mg/l. Se ha demostrado que la eliminación de carga de DQO, la nitrificación y desnitrificación parcial se producen de forma simultánea. Se consiguen efluentes con rendimientos en eliminación de DQO del 90% y del 60% en desnitrificación.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** NITRIFICATION IN A MOVING BED BIOFILM REACTOR.

**FUENTE:** Wat. Res., (US), Vol. 28, No. 6. 1994, pp. 1425 - 1433.

**AUTORES:** Hem L.J., Rusten B., Odegaard H.

**RESUMEN:**

A new biofilm reactor, the moving bed reactor, was studied for nitrification purposes. The study was partly on laboratory-scale with a prepared water, and partly on pilot-scale with primary or secondary effluent as feed water. The experimental results showed that when alkalinity was in excess and there was no organic load, either the ammonium or the oxygen concentration would be limiting for the

nitrification rate. The shift from the ammonium to the oxygen concentration being rate limiting occurred for an oxygen to ammonium concentration ratio of about 3 g O<sub>2</sub> (g NH<sub>4</sub>-N)<sup>-1</sup>. The oxygen concentration had a great influence on the nitrification rate when oxygen was rate limiting. the nitrification rate was then close to a first-order function of the oxygen concentration, indicating liquid film diffusion to be the important rate limiting mechanism. Nitrification rates were reduced by increased organic loads. When the organic load exceeded 5 g total BOD<sub>7</sub>/m<sup>2</sup>d, the nitrification became insignificant.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** COMBINED REACTOR AND MICROELECTRODE MEASUREMENTS IN LABORATORY GROWN BIOFILMS.

**FUENTE:** Wat. Res., (US), Vol. 28, No. 6, 1994, pp. 1435 - 1441.

**AUTORES:** Larsen T.A., Harremoes P.

**RESUMEN:**

A combined biofilm reactor-/microelectrode experimental set-up has been constructed, allowing for simultaneous reactor mass balances and measurements of concentration profiles within the biofilm. The system consists of an annular biofilm reactor equipped with an oxygen microelectrode. Experiments were carried out with aerobic glucose and starch degrading biofilms. The well describes aerobic glucose degradation biofilm system was used to test the combined reactor set-up. Results predicted from known biofilm kinetics were obtained. In the starch degrading biofilm, basic assumptions were tested with the microelectrode measurements. It was established, that even with a high molecular weightl non-diffusible substrate, degradation took place in the depths of the biofilm. Intrinsic enzymatic hydrolysis was not limiting and the volumetric removal rate of oxygen was zero order.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** DEGRADATION MECHANISMS OF COLLOIDAL ORGANIC MATTER IN BIOFILM REACTORS.

**FUENTE:** Wat. Res., (US), Vol. 28, No. 6, 1994, pp. 1443 - 1452.

**AUTORES:** Larsen T.A., Harremoes P.

**RESUMEN:**

The degradation mechanisms of colloidal organic matter in biofilm reactors have been studied in an idealized laboratory reactor system with soluble starch as a model substrate. Batch tests and experiments with different reactor configurations have shown that for this specific substrate, bulk liquid hydrolysis is the mechanisms

for transforming non-diffusible organic matter into biofilm diffusible substrate. A simplified mathematical description has led to the identification of the degree of hydrolysis, DH, as the parameter expressing the major different between dearadation diffusible and non-diffusible organic matter in a biofilm rector. DSH depends on the combined volumetric and surface hydraulic loading rate,  $Q_2/(AV)$ . In full-scale wastewater treatment plants, the degradation mechanism presentes in this paper can explain important differences between the performance or trickling filters and RBC reactors.

---

**BASE DE DATOS: CITIS**

**TÍTULO:** DEGRADATION OF NON-DIFFISUBLE ORGANIC MATTER IN BIOFILM REACTORS.

**FUENTE:** Wat. Res. (GB), Vol. 27, 1993, pp. 1689 - 1691.

**AUTORES:** Rohold L., Harremoes P.

**RESUMEN:**

A simple laboratory test has been developed in order to demonstrate qualitatively, that the removal of non-diffusible organics in a biofilm reactor requires hdrolysis by extracellular enzymes in the bulk water of the reactor. The results demonstrate the effect of changing volume of bulk water on the over all removal.

---

**BASE DE DATOS: CITIS**

**TÍTULO:** BIOFILM REACTORS FOR TREATMENT OF GAS STREAMS CONTAINING CHLORINATED SOLVENTS.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., (US), Vol. 119, No. 4, July/Aug. 1993, pp.

**AUTORES:** Speitel G.E.Jr., McLay D.S.

**RESUMEN:**

Air streams contaminated with chlorinated solvents are increasingly common as by-products of air-stripping and soil-vapour-extraction operations. The research investigated treatment of such gas streams with a bioreactor that supported the growth of methanotrophic bacteria. These bacteria cometabolize many chlorinated solvents. Trichloroethylene (TCE) and 1,1-dichloroethane (DCA) were selected as model contaminants. Removals ranged from 20% to 80% at influent concentrations of 300-1000  $\mu\text{g/L}$  of air and packed-bed gas-residence times f 5-12 min. Biofilm models were able to describe bioreactor performance well. Pseudo-first-order rate constants from reactor modelling were considerable smaller than those measured in batch systems, suggesting that much of the biofilm was inactive, which also was supported by methane-removal data. Enzyme competition between methane and

chlorinated solvents and toxicity from chlorinated solvent metabolites both appeared significant.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** EFFECTS OF BIOMASS ENTRAPMENT AND CARRIER PROPERTIES ON THE PERFORMANCE OF AN AIR-FLUIDIZED-BED BIOFILM REACTOR.

**FUENTE:** Wat. Environ. Res. (US), Vol. 64, No. 7, Nov./Dec. 1992, pp. 884-889.

**AUTORES:** Tsubone T., Ogaki Y., Yoshiy Y., Takahashi M.

**RESUMEN:**

In air-fluidized-bed bioreactors (AFBBR) for wastewater treatment, reactions were found to take place mainly in the biofilm formed on the surface of the carriers, even when a large number of microorganisms were immobilized in the carriers by an entrapping method. A cylindrically shaped, expanded polypropylene carrier (CEPPC) that is capable of holding a large quantity of microorganisms was developed and tested in continuous experiments. The AFBBR process was proven to be applicable to a high biological oxygen demand (BOD) loading treatment, and the ammonia nitrogen removal rate of the AFBBR process was determined to be higher than that of the fill-and-draw type activated sludge process.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** EXPLAINING WIDELY VARYING BIOFILM-PROCESS PERFORMANCE WITH NORMALIZED LOADING CURVES.

**FUENTE:** Water Environ. Res., (US), Vol. 64, No. 5, 1992, pp. 706 - 711.

**AUTORES:** Wirtel S.A., Noguera D.R., Kampmeier D.T., Heath M.S., Rittmann B.E.

**RESUMEN:**

The goal of the research was to evaluate whether the method of normalized loading curves could explain the performance differences among three steady-state biofilm processes that had nearly identical loadings and process configurations. Three methanogenic fluidized-bed biofilm reactors were challenged with a range of surface loadings of three distinctly different organic substrates: acetate, phenol, and glucose. Normalized loading curves were generated from the four fundamental parameters ( $S_{min}$ ,  $S^*_{min}$ ,  $K^*$  and  $J_R$ ) and compared to the experimental performance. The curves and the fundamental parameters explained why effluent concentrations of acetate and phenol were sensitive to loading, while the glucose concentrations insensitive; why effluent concentrations were much lower for phenol than for glucose at similar surface loads; and why acetate required a much higher surface loading to

give similar performance trends.

---

**BASE DE DATOS: CITIS**

**TÍTULO:** EFFECT OF BIOFILM ACCUMULATION OF COLLOID COHESION

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., (US), Vol. 117, No. 5, Sept./Oct. 1991, pp. 692 - 695.

**AUTORES:** Rittmann B.E., Wirtel S.A.

**RESUMEN:**

Methanogenic, fluidized-bed biofilm reactors having a granular activated carbon (GAC) medium are fed continuously with milk colloids. Steady state results for increasing loads of chemical oxygen demand (COD) show that the removal efficiency for influent colloids increases as the amount of attached biofilm increased due to the higher COD loading. Short-term filtration experiments using small-scale, once-through columns are used to assess the cohesion efficiency ( $\epsilon$ ) for GAC samples taken from the biofilm reactor. GAC with the highest amount of biomass, 1.74 mg cellular carbohydrate per gram of dry carbon, has a much higher cohesion coefficient ( $\epsilon = 0.90$  on average) than does GAC with no biomass ( $\epsilon = 0.00$ ) and GAC with 0.134 mg cellular carbohydrate per gram of dry carbon ( $\epsilon = 0.21$ ). Thus, the increased accumulation of biofilm dramatically improves the cohesion of the milk colloids.

---

**BASE DE DATOS: CITIS**

**TÍTULO:** SIMPLE SOLUTIONS FOR STEADY-STATE BIOFILM REACTORS.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 116, No. 5, Sept.-Oct. 1990, pp. 829 - 836.

**AUTORES:** Golla P.S., Overcamp T.J.

**RESUMEN:**

Simple, analytical models for use in preliminary calculations are developed to approximate the steady-state concentration and biofilm thickness in a biofilm reactor. The models consider the case in which a single substrate limits growth. These models assume that flux of substrate to the biofilm has a first-order dependence on the bulk substrate concentration. This assumption restricts the use of the models to low initial substrate concentrations. One of the models assumes plug flow, and the other incorporates longitudinal dispersion of substrate. The models allow the substrate concentration to approach the minimum rate-limiting concentration and the biofilm thickness to approach zero as predicted by the steady-state theory. Predictions of these models are compared to those of a steady-state numerical model developed by Rittmann. For an example taken from the literature,

the solution of the model with longitudinal dispersion is in good agreement with the numerical solution.

---

**BASE DE DATOS: CITIS**

**TÍTULO:** COLLOID REMOVAL IN FLUIDIZED-BED BIOFILM REACTOR

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 116, No. 2, Mar.-Apr. 1990, pp. 314 - 329.

**AUTORES:** Sprouse G., Rittmann B.E.

**RESUMEN:**

A methanogenic fluidized-bed biofilm reactor was successfully operated for the removal of 1- $\mu$ m organic colloids. The removal efficiency of total suspended solids was 72-76%, and the total chemical oxygen demand removal was 91-93%. Since some of the effluent suspended solids were biomass, the actual removal efficiency of the original organic particles was approximately 90%. Mechanistic filtration theory was modified to include bed fluidization, biofilm attachment to the collector surface, and effluent recycle. Removal of input suspended solids as 90% at 31% bed expansion; the recycle of effluent was an important determinant of the ability of the fluidized-bed system effectively to filter the particle material; and, for the organic loading conditions of this study, the removal of organic particles did not vary with changes in the expansion of the bed. However, the modeling also predicted that increases in influent particle concentration should allow better overall particle mass removals for the same mass loading.

---

**BASE DE DATOS: CITIS**

**TÍTULO:** FIXED-BIOFILM REACTORS IN AQUACULTURAL WATER RECYCLE SYSTEMS: EFFECT OF ORGANIC MATTER ELIMINATION ON NITRIFICATION KINETICS.

**FUENTE:** Wat. Res. (GB), Vol. 24, No. 2, 1990, pp. 207 - 213.

**AUTORES:** Bovendeur J., Zwaga A.B., Lobee B.G.J., Blom J.H.

**RESUMEN:**

A special biofilm adaptation system and a biofilm monitoring system have been developed. By means of the adaptation system loaded with simulated fish tank effluent, artificial biofilm samples were available without having the necessity of stocking a certain fish biomass. The good resemblance of biofilm performance of these samples and of samples taken out of an operative trickling filter showed that the methods used are suitable tools for research on fixed- biofilm processes. The research is focused on the effect of simultaneous removal of organic matter on the



zero-order biofilm nitrification rate and this effect is discussed in relation to the production of faecal organic matter and its 24 h fluctuation. The biofilm removed organic matter at rates directly proportional to the COD loading rate, showing efficiencies around 85%. Biofilm respiration experiments showed that only a small fraction (c. 10%) of the COD removed has actually been oxidized simultaneously. The simultaneous oxygen consumption involved was only 0.065 gO<sub>2</sub> per g COD removed. As a result of the observed partial oxidation of the removed organic matter, the reduction of the oxygen penetration of the biofilm was restricted in degree. The corresponding reduction factor for the simultaneous nitrification process could be quantified.

**BASE DE DATOS: CITIS**

**TÍTULO:** PERFORMANCE AND KINETICS OF AERATED FLUIDIZED BED BIOFILM REACTOR

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 115, No. 1, Feb. 1989, pp. 65 - 79.

**AUTORES:** Shieh W.K., Li C.T.

**RESUMEN:**

The aerated fluidized bed biofilm reactor (FBBR) was evaluated for treatment of a corn starch wastewater at food-to-microorganism (F/M) ratios ranging from 0.4 to 1.6g 5-day biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>/g) total volatile solids (TVS)-day. Laboratory results indicated that good combined carbon oxidation/nitrification, with removal efficiencies greater than 90% could be achieved providing that F/M ratio and mean cell residence time (MCRT) were maintained at greater than 1.0g BOD/d4/g TVS-day and fewer than five days, respectively. More than 95% of reactor biomass in an aerated FBBR was immobilized on the fluidized media. Depending on the BOD<sub>5</sub> loadings applied, between 25 to 75mg TVS could be immobilized per gram of sand. Good oxygenation performance, with bulk-liquid DO concentrations consistently greater than 3.0mg/L, was achievable because the fluidization requirements of media controlled the air injection rate. Both BOD<sub>5</sub> removal and nitrification kinetics exhibited a pattern suggesting that mass transfer resistances of substrates could be significant within the region of low bulk-liquid concentrations.

---

**BASE DE DATOS: CITIS**

**TÍTULO:** ANAEROBIC FLUIDIZED BED TREATMENT OF AN INDUSTRIAL WASTEWATER

**FUENTE:** J. WPCF (US), Vol. 60, No. 10, Oct. 1988, pp. 1826-1832 .

**AUTORES:** Chen S.J., Li C.T., Shieh E.K.

**RESUMEN:**

The anaerobic fluidized bed biofilm reactor (AFBBR) was evaluated as a means for corn starch wastewater pretreatment. Laboratory results indicate that good chemical oxygen demand (COD) reductos and methane productos are achievable in AFBBRs operated at proper food: microorganism (F:M) ratios. Over 70% of feed COD can be removed and 15 L/d of methane can be produced at F:M ratios as high as 3.45 g COD/g TVS.D. Reactor biomass holdups greater than 15,000 mg/L are achievable in AFBBRS. The combined effects of biofilm detachment, biofilm growth, and internacional bioparticle wastage and biofilm separation cause finite AFBBR mean cell residence time (MCRT). A desirable MCRT is achievable in AFBBRs that will ensure good COD reductos and methane production.

**BASE DE DATOS: CITIS**

**TÍTULO:** THEORETICAL INVESTIGATION OF PARTICLE DEPOSITION IN BIOFILM SYSTEMS

**FUENTE:** Water Res. (GB), Vol. 21, No. 12, Dec. 1987, pp. 1489-1498.

**AUTOR:** Bouwer E.J.

**RESUMEN:**

Experience has shown that the performance of biofilm reactors is strongly influenced by the size distribution of the constituents being biologically oxidized. Processes of diffusion, interception, and sedimentation that affect the transport of solid partirles are presentes and applied to biofilm systems. Biofilm systems with media of small diameter or long hydraulic residente time (fixed-bed, soil treatment, and fluidized- bed) can be effective for removing submicron partirles through diffusion and interception. In systems with horizontal biofilm surface area, large partirles (>10-50um) can be removed by sedimentation. The slow mass transfer of particulate BOD can cause biodegradation rates to be much slower than for soluble species. An understanding of particle behavior will facilitase development of better models of biofilm systems. Areas that merit further research are indicated.

---

**BASE DE DATOS: CITIS**

**TÍTULO:** FLUIDIZATION AND REACTOR BIOMASS CHARACTERISTICS OF THE DENITRIFICATION FLUIDIZED BED BIOFILM REACTOR.

**FUENTE:** Water Res.(US), Vol. 21, No. 4, 1987, pp. 451 - 458.

**AUTORES:** Mulcahy L.T., Shieh W.K.

**RESUMEN:**

The fluidization and reactor biomass characteristics of the denitrification

fluidized bed biofilm reactor (FBBR) were investigated. Experimental evidence obtained indicates that Richardson-Zaki correlation, which was developed for rigid solid particles, provides an excellent description of the fluidization mechanics of a denitrification FBBR. However, correlations for calculation of drag coefficient and expansion index should be modified to account for the FBBR characteristics that the degree of bed expansion increases with increased bioparticle size (i.e. increased biofilm thickness).

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** AERATION AND SUBSTRATE UTILIZATION IN A SPARGED PACKED-BED BIOFILM REACTOR.

**FUENTE:** J. Wat. Pollut. Con. Fed. (US), Vol. 58, No. 11, Nov. 1986.

**AUTORES:** Lee K.M., Stensel H.D.

**RESUMEN:**

A mathematical mechanistic model describes both aeration and substrate removal in a sparged packed-bed biofilm reactor. The model describes oxygen transfer by two simultaneous pathways: bulk liquid oxygen dissolution and interfacial oxygen transfer. Substrate removal rate, oxygen utilization rate, dissolved oxygen and substrate concentration profiles, and oxygen transfer efficiency for different air sparging and organic loading conditions were determined by the model simulation. Model simulation results agreed closely with laboratory experimental results over a wide range of aeration and organic loading rate conditions. This close agreement was the result of including the interfacial oxygen transfer pathway in the model.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** PERFORMANCE OF DEEP BIOFILM REACTORS

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 112, No. 1, Feb. 1986, pp. 78 - 93.

**AUTOR:** Suidan M.T.

**RESUMEN:**

A deep biofilm is one in which the concentration of substrate approaches zero at the attachment surface. Such a film results in the maximum rate of substrate utilization that may be supported by a given bulk substrate concentration. The mathematical relationship between a bulk substrate concentration and the corresponding maximum substrate utilization rate was used in developing design nomograms for completely mixed, and plug-flow biofilm reactors. These nomograms may be used to determine the best possible performance that may be expected from various biofilm reactors such as anaerobic filters, aerobic, anaerobic and anoxic

fluidized - and expanded-bed reactors, and trickling filters. The role of particle size in the performance of a fluidized-bed reactor is also analyzed.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TÍTULO:** Biological treatment of hazardous waste landfill leachate: a comparative study of fixed film reactors.

**ORGANISMO:** New Jersey Inst of Technology, Newark, NJ, USA

**FUENTE:** Proc Nat Conf Innovative Technol Site Rem Hazard Waste Manage 1995. ASCE. pp. 125-132.

**AUTORES:** Campbell, Miceal P.; Smith, Daniel P.; Levine, Audrey D.

**RESUMEN:**

This project was designed to evaluate the feasibility of biological treatment of a multi-source leachate to meet best demonstrated available technology (BDAT) standards, and to compare several fixed-film reactor configurations. The primary objectives of the project were to determine the appropriate conditions for facilitating degradation of the contaminants, to evaluate alternative methods for effectiveness and economy, and to evaluate the efficacy of bioremediation in the removal of multi-source leachate list (MSLL) organic compounds. Continuous bench-scale biological treatment units were operated in parallel to compare aerobic, anaerobic, anaerobic/adsorptive, and sequential anaerobic/aerobic bioreactors, for removal under controlled conditions. Organic carbon removal rates of 66%-82% were achieved at steady state. Estimated degradable chemical oxygen demand removal was 83%-100%. A sequential anaerobic filter/aerobic filter proved most stable under transient hydraulic loads. Removal of MSLL organics to below BDAT standards was achieved with the sequential anaerobic filter/aerobic filter system. (Author abstract) 9 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TÍTULO:** Comparative study of UASB and anaerobic fixed film reactors with development of sludge granulation.

**ORGANISMO:** Wonkwang Univ, Iri, South Korea.

**FUENTE:** Water Research v 29 n 1 Jan 1995. p 271-277

**AUTOR:** Jhung, J.K.; Choi, E.

**RESUMEN:**

This study was conducted to compare the operating characteristics of laboratory UASB and fixed film reactors with various wastes: complex carbohydrate

vs simple volatile waste, and concentrated vs diluted wastes. The sludge granulation was influenced more by the characteristics of the waste used than by the reactor type itself. Microscopic observations, including SEM, revealed that microbial compositions in the two reactors were essentially identical. Complex carbohydrate waste, having a higher COD/VA ratio, produced filamentous microbes and these appeared to promote granulation. With the development of granulation, the applicable organic loading rates were increased for both reactors. The fixed film reactor generally had a consistent treatment capability with various waste. (Author abstract) 16 Refs..

---

**BASE DE DATOS: COMPENDEX**

**TITULO:** Start-up of anaerobic fixed film reactors: technical aspects

**ORGANISMO:** Universitaet Hannover, Hannover, Ger

**FUENTE:** Water Science and Technology 29 10-11 1994. p 297-308. Meeting Title: Proceedings of the IAWQ 2nd International Specialized Conference on Biofilm Reactors. Meeting Location: Paris, Fr

**AUTORES:** Austermann-Haun, U.; Seyfried, C.F.; Zellner, G.; Diekmann, H.

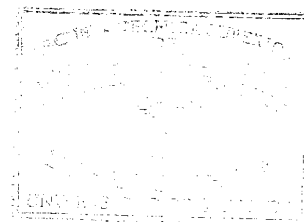
**RESUMEN:**

For two years lab-scale experiments were done to find the conditions to enhance the start-up of anaerobic fixed film reactors. Five reactors were operated in parallel with a synthetic wastewater containing acetic, propionic and butyric acid in a weight relation of 2:1:1 resulting in a COD of 20.000 mg/l. Using polypropylene curlers (NOR-PAC R 92/1) as support medium (substratum) and mostly digested sludge of a municipal wastewater treatment plant as inoculum, we found that the activity of the starter culture, effluent recirculation, calcium dosage and the mode of increasing the organic loading rate had a significant influence on start-up behaviour. Depending on the way to run the start-up space loading rates of 10 to 30 g COD/(l center dot d) could be reached within 58 days. In contrast to these 'manual' start-ups it is shown that the most efficient way is to run a start-up ph-statically with an automatic substrate feeding regulated by the pH measured in the top of the reactor. Within 36 days a space loading rate of 60 g COD/(l center dot d) with a COD removal efficiency of 70% could be reached. (Author abstract) 4 Refs..

---

**BASE DE DATOS: COMPENDEX**

**TITULO:** Tertiary nitrification in pilot-plant plug-flow fixed-film reactors with long-term ammonium deficiency



**AUTORES:** Fruhen, M.; Bocker, K.; Eidens, S.; Haaf, D.; Liebeskind, M.; Schmidt, F.  
**ORGANISMO:** Corporate Source: Inst fuer Siedlungswasserwirtschaft ISA RWTH Aachen, Aachen, Ger.  
**FUENTE:** Water Science and Technology, 29, 10-11 1994. p 61-67. Meeting Title: Proceedings of the IAWQ 2nd International Specialized Conference on Biofilm Reactors. Meeting Location: Paris, Fr.

**RESUMEN:**

The objective of this study is to investigate to what extent the nitrification capacity of a pilot-plant fixed-film reactor changes during extensive periods of nutrient supply deficiency. The examined pilot-plant was an upflow reactor filled with swelling clay of medium grain size (6 to 8 mm). The experiments revealed that the maximum nitrification rate remained practically constant during the first weeks after the onset of unregulated ammonium supply. The capacity declined slowly, dropping to approximately 66% of the initial capacity after about ten weeks. Still ammonium peaks of up to 8 mg/l were readily nitrified throughout the entire period of the experiment. The reduction in nitrification capacity during the observation period did not result from decay processes of biomass but from the reactor becoming blocked and thus hampering transfer processes. It could be observed that the detached organisms attached again further up. This semi-industrial project demonstrated that a plug-flow fixed-film reactor can be used as effective means of tertiary nitrification. (Author abstract).

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Long-term effluent variability from an anaerobic fixed film reactor  
**AUTORES:** Kennedy, K.J.; Hamoda, M.  
**ORGANISMO:** Univ. of Ottawa, Ottawa, Ont, Can.  
**FUENTE:** Journal of Environmental Science and Health, Part A: Environmental Science and Engineering v 29 n 8 Sept 1994. p 1663-1682

**RESUMEN:**

A laboratory anaerobic fixed film bioreactor was operated continuously for over a year at constant sucrose feed concentration and constant operating conditions. A nonvarying effluent in terms of chemical oxygen demand (COD) concentrations (soluble and total) and concentrations of volatile fatty acids (acetic and propionic) was difficult to obtain. Effluent variability was examined by frequency distribution and time series analysis. The data showed a tendency to the log-normal distribution. Effluent soluble and total COD concentrations demonstrated low frequency variability and auto correlations at different time lags. Fatty acids showed cyclic trends and auto correlations at about the same lag. Variations in effluent quality are

attributable to the basic nature of the anaerobic fixed film process. (Author abstract)  
15 Refs..

---

**BASE DE DATOS: POLLUTION**

**TITULO:** Channel structures in aerobic biofilms of fixed-film reactors treating contaminated groundwater

**AUTORES:** Massol-Deya, A.A.; Whallon, J.; Hickey, R.F.; Tiedje, J.M.

**ORGANISMO:** Cent. Microb. Ecol., 540 Plant and Soil Sci. Build., Michigan State Univ., East Lansing, MI 48824-1325, USA

**FUENTE:** APPL. ENVIRON. MICROBIOL., VOL.611 N°2 pp. 769-777, Publ. Date 1995

**RESUMEN:**

Scanning electron microscopy, confocal scanning laser microscopy, and fatty acid methyl ester profiles were used to study the development, organization, and structure of aerobic multispecies biofilm communities in granular activated-carbon (GAC) fluidized-bed reactors treating petroleum-contaminated groundwaters. The sequential development of biofilm structure was studied in a laboratory reactor fed toluene-amended groundwater and colonized by the indigenous aquifer populations. During the early stages of colonization, microcolonies were observed primarily in crevices and other regions sheltered from hydraulic shear forces. Eventually, these microcolonies grew over the entire surface of the GAC. This growth led to the development of discrete discontinuous multilayer biofilm structures. Cell-free channel-like structures of variable sizes were observed to interconnect the surface film with the deep inner layers. These interconnections appeared to increase the biological surface area per unit volume ratio, which may facilitate transport of substrates into and waste products out of deep regions of the biofilm at rates greater than possible by diffusion alone. These architectural features were also observed in biofilms from four field-scale GAC reactors that were in commercial operation treating petroleum-contaminated groundwaters. These shared features suggest that formation of cell-free channel structures and their maintenance may be a general microbial strategy to deal with the problem of limiting diffusive transport in thick biofilms typical of fluidized-bed reactors.

---

**BASE DE DATOS: EAUDOC**

**TITULO:** A comparative study of uasb and anaerobic fixed film reactors with development of sludge granulation.

**AUTORES:** JHUNG J. K.; CHOI E.

**FUENTE:** WATER RES., 1995, Vol. 29, N° 1, pp. 271-277, 16 REF.

**ABSTRAC:**

Digestion anaerobie des eaux. L'etude en laboratoire de reacteurs USBA et AAF montre que le gonflement des boues qui est surtout fonction de la qualite de l'effluent permet d'augmenter les taux de charges applicables.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC.

**TITULO:** Tertiary nitrification in pilot-plant plug-flow fixed-film reactors with long-term ammonium deficiency.

**AUTOR:** FRUHEN M.; BOECKER K.; EIDENS S.

**FUENTE:** WATER SCI. TECHNOL., 1994, Vol. 29, N° 10-11, pp. 61-67

**RESUMEN:**

Nitrification tertiaire. Capacite de nitrification d'un reacteur a lit bacterien fixe en cas de deficiente en NH<sub>3</sub>-N. Deplacement des microorganismes par décrochage. Basse des performances liees au colmatage restaurees par un lavage.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**TITULO:** Start-up of anaerobic fixed film reactors: technical aspects.

**AUTORES:** AUSTERMANN-HAUN U.; SEYFRIED C. F.; ZELLNER G.

**FUENTE:** WATER SCI. TECHNOL., 1994, Vol. 29, N° 10-11, pp. 297-308, 4 Ref.

**RESUMEN:**

Cultures anaerobies fixees. Etude de laboratoire sur pilotes, des modes de demarrage d'une activite anaerobie. Influence de la recirculation des effluents, du dosage du Ca<sup>2+</sup> et de l'augmentation de la DCO.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Biological phosphorus release and uptake under alternating anaerobic and anoxic conditions in a fixed-film reactor.

**AUTORES:** Kern-Jespersen, Jens Peter; Henze, Mogens; Strube, Rune

**ORGANISMO:** I. Kruger Systems AS, Soborg, Den.

**FUENTE:** Water Research, Vol. 28, N° 5 May 1994, pp. 1253-1255

**RESUMEN:**

Biological phosphorus removal was investigated in a fixed-film reactor with alternating anaerobic and anoxic conditions. The tests showed that biological phosphorus removal can be obtained in a fixed-film reactor with nitrate as oxidising agent. In the anaerobic period, 0.52 mg of PO<sub>4</sub>-P was released per mg of acetate



taken up on an average. In the anoxic period, 2.0 mg of PO<sub>4</sub>-P was taken up per mg of NO<sub>3</sub>-N reduced on an average. The relationship between potassium released and phosphate released in the anaerobic phase was determined to be 0.37 mg K/mg P, while the relationship between potassium taken up and phosphate taken up in the anoxic phase was determined to be 0.36 mg K/mg P. The phosphorus concentration in the sludge was determined at 8-10% of dry solids. (Author abstract) 6 Refs..

---

**BASE DE DATOS: EAUDOC**

**TITULO:** Biological phosphorus release and uptake under alternating anaerobic and anoxic conditions in a fixed-film reactor

**AUTORES:** KERN-JESPERSEN J. P.; HENZE M.; STRUBE R.

**FUENTE:** WATER RES., 1994, Vol. 28, N° 5, 1253-1255, 6 REF.

**RESUMEN:**

Dephosphatation biologique en laboratoire. Comment le phosphore est elimine dans un reacteur a bacteries fixees avec alternance de phases aerobie et anaerobie, le nitrate servant d'oxydant.

---

**BASE DE DATOS: COMPENDEX**

**TITULO:** Modeling of mixed inhibitory/non-inhibitory substrates in aerated submerged fixed film reactor (ASFF)

**AUTORES:** Al-Haddad, Amir A.

**ORGANISMO:** Kuwait Univ., Safat, Kuwait.

**FUENTE:** Journal of Environmental Science and Health, Part A: Environmental Science and Engineering. Vol. 27, N° 8, Dec. 1992, p. 2075-2094.

**RESUMEN:**

Kinetics of the four-compartments aerated submerged fixed film reactor for the removal of a mixture of nontoxic (sucrose) and toxic (phenol) substrates at different hydraulic and organic loadings were investigated. The mixture was made of 1:3, 2:2, 3:1 phenol to sucrose ratios. High removal efficiencies were achieved for both nontoxic and toxic organics. Monod model could be applied in the first compartment of the reactor, while in the second through fourth compartments, the kinetics could be describe by a variable order reaction for both nontoxic and toxic organics. (Author abstract) Refs..

---

**BASE DE DATOS: ENVIROLINE**

**TITULO:** Treatment of pharmaceutical wastewater by anaerobic mesophilic and

thermophilic fixed film reactors  
**AUTORES:** SEIF HAMADY A. A. INDIAN INST OF TECHNOLOGY, BOMBAY;  
JOSHI S. G.; GUPTA S. K.  
**FUENTE:** KYOTO UNIV/ET AL HAZARD ASSESSMENT & CONTROL OF  
ENVIRON CONTAMINANTS IN WATER IST INT CONF, OTSU,  
JAPAN, NOV 25-28, 91, P630 (8)

**RESUMEN:**

Conf. paper pharmaceutical industry wastewaters were treated in upflow anaerobic mesophilic and thermophilic fixed-film reactors at 30 and 55 C, respectively. The units were operated at hydraulic retention times (hrts) of 1-11 d. Cod removal efficiencies were 50-92% and hrt values for maximum removal efficiency were 8.7 and 3.7 d for the mesophilic and thermophilic systems, respectively. Cod and total volatile acids removals were highest in the mesophilic scheme. (24 references)

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Biofiltration pilot test at the Daishowa pulp and paper mill using the Biocarbone process

**AUTORES:** Seguin, Francois A.; Tremblay, Bruno; Zaloum, Ronald; Lavallee, Pierre; Lapointe, Serge

**ORGANISMO:** John Meunier Inc, Montreal, Que, Can

**FUENTE:** Water Pollution Research Journal of Canada, v 28, n 3, 1993. p 621-634.

**RESUMEN:**

As a result of increasing industrial activity and stricter application of environmental standards, pressure is being brought on industries to improve the quality of their effluents. To achieve these goals, cost-efficient and high-performance wastewater treatment processes are needed. Recently, tests were completed on the treatment of ground wood, TMP and de-inking process effluents at the Datshowa, Quebec, pulp and paper mill. The biological treatment used was a fixed-film process known as the Biocarbone process. These tests demonstrated conclusively the high effectiveness of the Biocarbone process at COD loads of up to 10 kg/m<sup>3</sup> day. This represents a major savings of space when compared to conventional waste activated sludge processes with COD loads of 2-3 kg/m<sup>3</sup> day. The object of the test was to verify BOD<sub>5</sub> levels, TSS removal and toxicity levels with respect to existing environmental standards. At all times and for all conditions tested, the Biocarbone process met the accepted standards of 5 kg/t of BOD<sub>5</sub>, 8 kg/t of TSS, and total removal of toxicity on a monthly basis. (Author. abstract) Ref.

**BASE DE DATOS: EAUDOC**

**TITULO:** Biofiltration pilot test at the daishowa pulp and paper mill using the biocarbone process.

**AUTORES:** SEGUIN F. A.; TREMBLAY B.; ZA.LOUM R.

**FUENTE:** WATER POLLUT. RES. J. CANADA, 1993, 281, N°. 3, 621-634, 6 REF.

**RESUMEN:**

Industrie du papier. Interet du procede biocarbone pour le traitement biologique des effluents. Systeme plus economique que les boues actives par possibilite de travailler a des charges en DCO de plus de 10 kg/m<sup>3</sup>/j.

---

**BASE DE DATOS: COMPENDEX**

**TITULO:** Biocarbone aerated filters - ten years after: Past, present, and plenty of potential.

**AUTORES:** Rogalla, F.; Sibony, J.

**ORGANISMO:** Research Cent Compagnie Generale des Eaux, Maisons Laffitte, Fr.

**FUENTE:** Water Science and Technology. Vol. 26, N°. 9-11, 1992. pp. 2043-2048.

**RESUMEN:**

About ten years ago, the first full scale Biocarbone aerated filter went into service in Soissons (France) for a capacity of 40 000 population equivalents. This compact wastewater treatment system combines aerobic biodegradation and filtration in one unit, eliminating the need for clarifiers and achieving high removal rates through fixed biomass. Since, a number of independent investigations have been performed to establish dimensioning criteria and process performance. This article summarizes the reports of the US EPA, the Japanese JSWA, and the British WRC, as well as experiences acquired by cities and water authorities. In pilot and demonstration scale, reactor kinetics, sludge production and energy consumption was measured. Most reports agree on removal rates up to 4 kg BOD/m<sup>3</sup>d or nitrification rates around 0.6 kg N/m<sup>3</sup>d. Sludge yields ranged consistently around 0.8 kg SS/kg BOD removed, but oxygen transfer measurements varied from 7% to 15%. Full scale experience confirms these values, and operation results from large plants in North America are given. Several examples of using the Biocarbone process for low pollution residuals are demonstrated, including plants in Britain, Denmark and Switzerland. As tertiary installation fed with clarified secondary effluent, final residuals below 1 mg/l N-NH<sub>4</sub> and 5 mg/l for SS and BOD can be achieved in a hydraulic detention time around one hour. On settled sewage, two hours detention time results in advanced secondary effluent quality below 5 mg/l N-NH<sub>4</sub> and around 10 mg/l for BOD and SS. If an anoxic reactor is added, total nitrogen residuals below 10 mg/l can be achieved in about three and a half hours. (Author abstract) Refs..

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Production of high-quality effluents in sewage treatment using the biocarbone process.

**AUTORES:** Lilly, W.; Bourn, G.; Crabtree, H.; Upton, J.; Thomas, V.

**FUENTE:** Journal of the Institution of Water and Environment Management. Vol. 5, N° 2, Apr 1991, pp. 123-133.

**RESUMEN:**

The Biocarbone process *is* a new system for water and effluent purification in which biological treatment and physical filtration take place in the same reactor. Because the use of the process for tertiary treatment of sewage effluent had not been fully investigated, a pilot-scale evaluation was undertaken at Severn Trent's Wigston sewage-treatment works. This paper presents the results. The study corroborates performance information published by the manufacturer. It shows that the process is an alternativa to conventional technology for producing fully-nitrified tertiary effluents having low biochemical oxygen demand (BOD) and suspended solids (SS) concentrations. (Author abstract) 5 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**TITULO:** The production of high-quality effluents in sewage treatment using the biocarbone process

**AUTOR:** Lilly W.; BOURN G.; CRABTREE H.

**FUENTE:** JIWM. 1991, Vol. 5, N°.2, pp. 123-133, 5 REF.

**RESUMEN:**

Procede biocarbone. Epuration sur unite pilote d'une eau usee d'une station d'epuration. Elimination de la DCO, des MES, nitrification, presentation des resultats et discussion du procede.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Pilot-scale evaluation of the 'BIOCARBONE process' for the treatment of settled sewage and for tertiary nitrification of secondary effluent.

**AUTORES:** Dillion, G. R.; Thomas, V. K.

**ORGANISMO:** Water Research Cent, Stevenage, Engl.

**FUENTE:** Water Science and Technology. Vol. 22, N°. 1-2, 1990, pp. 305-316

**RESUMEN:**

The pilot-scale evaluation aimed to assess the performance of the process and its economic feasibility for use in the UK. Carbonaceous oxidation of settled sewage and tertiary nitrification of secondary effluent were investigated in two pilot-scale

reactors. Carbonaceous oxidation produced a good-quality effluent at volumetric loading rates up to 4.1 kg BOD<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d (9.2 kg COD/m<sup>3</sup>.d). Automatic backwashing of the filter was required and problems were encountered with blockages of the process aeration grid. Tertiary nitrification achieved greater than 90% ammoniacal nitrogen (NH<sub>3</sub>-N) removal at volumetric loading rates up to 0.58 kg NH<sub>3</sub>-N/m<sup>3</sup>.d (0.63 kg KjN/m<sup>3</sup>.d). The economic evaluation indicated that costs of sewage treatment using the BIOCARBONE process would be comparable to those of the activated sludge process for sewage treatment works greater than 50,000 population equivalent. (Edited author abstract) 8 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**AUTORES:** PAYRAUDEAU M.; BONTONOU J. Y.

**FUENTE:** QUEBEC, 69E CONGR. AGHTM, 1989, 11-15/O91 217-237, 8 REF.

**RESUMEN:**

Traitement biologique a basse temperature selon un procede de filtration biologique aeree. Comparaison des performances epuratoires en dbo5 et en matieres en suspension de deux systemes biologiques: le biocarbhone par bacteries fixees aerees dans la masse et la culture libre en boues activees. Resultats diexperimentations menees en eau diluee a temperature froide (5 degres C) et a 20 degres C: meilleures performances du biocarbhone lors du traitement a basse temperature sans diminution de concentration en biomasse. Traitement biologique a basse temperature selon un procede de filtration biologique aeree: le biocarbhone

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**TITULO:** Rapport. Etude des durees de vie de filtres biocarbhone

**AUTOR:** LELOUP J.

**FUENTE:** LELOUP J. - ST. DENIS, I.U.T., UNIV. PARIS 13, S.D.1 69 P., 2 REF.

**RESUMEN:**

Rapport. Etude des durees de vie de filtres biocarbhone. Filtres biocarbhone: leur implantation dans une filiere de traitement d'eau potable. Conditions d'exploitation, lavage et evolution de la granulometrie du charbon actif. Estimation de la masse biologique fixee. G 7928.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** B. MARESCA, J.M. PHILIPOT, M. AUSSOLEIL - POLLUTEC 82, CONF. TECH. INT., M.E.C.V., PARIS, 12/1982, SESS. 11, 48P.

**RESUMEN:**

Conferences. Recyclage et traitement avance des eaux usees urbaines les possibilites et perspectives de reutilisation pour l'irrigation (exemples: noirmoutier, st-georges-dedidonne, cogolin), le procede biocarbone dans les filieres de recyclage (station experimentale du kavre). Problemes, contraintes et aspects economiques de la reutilisation. In G 7820

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** P. GILLES, G. DORES - TRAVAUX, 1981, N°. 559, pp. 49-52.

**RESUMEN:**

Station d'epuration des eaux usees de soissons (aisne). Principales caracteristiques techniques: filtration biologique par lit bacterien immerge et aere par le procede biocarbone, compostage des boues produites selon le procede bav. Couts

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** J.B. LEROY - NANTES, 17E J. HYDRAUL. S.H.F., 1982, 14-16/9, 2.1-2.8.

**RESUMEN:**

Azote et phosphore dans les eaux usees. Formes presentes et methodes d'elimination physico-chimiques et biologiques (bacteries libres et fixees). Schemas des procedes fauphaegel, otv, biocarbone, bardenpho. 13 ref. In G 2264/8

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** K. Gaid, P. Le Cloirec, G. Martin - T.S.M. EAU, 1982, Vol.77, N°5, pp. 251-257.

**RESUMEN:**

Filtration biologique d'eau usee urbaine. Deux exemples d'emploi traitement secondaire sur charbon actif aere (procede biocarbone) pour elimination de la pollution carbonee et la nitrification, traitement tertiaire sur melange maerl-soufre pour la denitrification autotrophe. Resultats obtenus sur pilote. 7 ref.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** J.M. PHILIPOT, A. PATTE - T.S.M. EAU, 1982, Vol. 77, N° 41, pp. 165-172

**RESUMEN:**

Denitrification biologique des eaux souterraines. Principe et description du

procede otv et du post-traitement a appliquer: filtre biocarbone bicouche charbon actif-sable, chloration, et decolmatage des filtres. Resultats, couts d'investissement et d'exploitation. 7 ref.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** P. LE CLOIREC, K. GAID, G. MARTIN - ENVIRON. TECHNOL. LETT., 1982, Vol. 3, N° 6, pp. 257-262.

**RESUMEN:**

Epuracion des eaux residuaires par le procede biocarbone. Etude du lavage des filtres biologiques et du role de la porosite. Essais comparatifs en laboratoire. Resultats diepuracion du phenol et de l'ethanol avec utilisation des deux supports: charbon actif et noix de coco. Tres incomplet. 5 ref.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** P. GILLES - EAU ET IND., 1982, N° 66, pp. 55-61.

**RESUMEN:**

Le procede biocarbone, systeme diepuracion biologique utilisant une biomasse fixee. Description. Resultats des essais realises en pilote de laboratoire et sur pilote industriel. Article d'information redige par le constructeur OTV.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** F. RELOTIUS - P.C.M., 1982, Vol. 79, N° 3, pp. 32-37.

**RESUMEN:**

Traitement des eaux residuaires par le procede biocarbone mis au point pap, OTV. Description de la technique: installations construites, performances, diffusion du procede a lfetranger. Article publicitaire

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** TIRET, SIBONY - AQUA, 1980, N° 7, pp. 11-16.

**RESUMEN:**

Extension de la station de traitement d'eau potable d'annetsur-marne. Mise en place de la troisieme tranche comportant une preozonation et une filtration sur biocarbone. Schema de la station. Commande automatique. Variations des turbidites de l'eau brute.

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** CGE ACTUALITES, 1979, N° 16, 28.

**RESUMEN:**

Biocarbone", nouveau procede de traitement biologique des eaux: presentation sommaire avec schema explicatif. Realisation ODA.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Water reuse using a biocarbone biological process unit.

**AUTOR:** Philipot, J. M.

**ORGANISMO:** Omnium de Traitement et Valorisation, Courbevoie, Fr.

**FUENTE:** Proceedings - Water Reuse Symposium 2. Vol. 2. Publ. by AWWA Research Foundation, 1981, Denver, Colo, USA p. 1267-1269

---

**BASE DE DATOS:** Compendex

**TITULO:** Some practical aspects of the "Biocarbon process"

**AUTORES:** Koppe, Paul; Imhoff, Klaus R.; Herkelmann, Horst; Sebesta, Georg.

**ORGANISMO:** Ruhrverband, Essen, Ger

**FUENTE:** Water Res. Vol. 13, N° 9, 1979, pp. 865-871

**RESUMEN:**

After completion of the laboratory tests, full-scale tests were started. In full-scale tests severas difficulties had to be overcome. In some cases it was difficult to avoid the sedimentation of the granular activate carbon in the aeration tanks. Another task was the separation of the carbon from the surplus activate sludge. The full-scale tests have been performed in two wastewater treatment plants. 10 Ref.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Pyrolytic biocarbon materials

**AUTOR:** Olcott, Eugene L.

**FUENTE:** J Biomed Mater Res Biomed Mater Symp n 5, Part 1, p. 209-217, for Meet, Clemson Univ, SC, Apr 14-18 1973 (J Biomed Mater Res v 8 n 3)

**RESUMEN:**

Carbon is one of the most attractive biomaterials in many respects. Recent developments in high strength carbon materials for the aerospace industry have led to new forms of carbon which have good structural properties. Several of these, based on a vapor-deposited pyrolytic graphite matrix, are described. A needle-like silicon carbide strengthened pyrolytic graphite has been implanted in rabbits and



chimpanzees with encouraging results. Applications are being sought.

---

**BASE DE DATOS:** Compendex

**TITULO:** Biofilm reactors configuration for advanced nutrient removal

**AUTORES:** Ryhiner, G.; Sorensen, K.; Birou, B.; Gros, H.

**ORGANISMO:** Sulzer Chemtech Ltd, Winterthur, Switz.

**FUENTE:** Water Science and Technology. Vol. 29, N°. 10-11, 1994, pp. 111-117

**RESUMEN:**

Characterization of a new biofilm reactors configuration was carried out on a pilot plant performing nitrification, pre- and post-denitrification. Thereby, degradation rate limitations - whether there are related to mass transfer resistances, kinetic or stoichiometry - were determines for the difieren stages. The experimental results showed that under certain conditions moderate aeration of the pre-denitrification stage enhances both denitrification and organic carbon removal due to an acceleration of diffusion rates. Post-denitrification was Limite by the addition of C-source exclusively, whereas nitrification was inhibited by elevated organic loadings as well as low temperaturas. The describes system offers a certain flexibility concerning BOD removal in the pre-denitrification stage because of the potentiality of aeration, as well as the possibility of recirculating nitrate very economically enabled by the small head losses in the systems. Furthermore, combination of pre- and post-denitrification with biofilm systems leads to economic and safe processes for advanced elimination of nutrients such as nitrogen and phosphorus. (Author abstract) 6 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** POLLUTION

**TITULO:** Practical experience with the Sulzer BIOPUR- and BIOACTIVE FILTER systems for the treatment of various wastewaters

**AUTORES:** Gros, H.; Sulzer Chemtech, Switzerland.

**FUENTE:** ENVIRONMENT NORTHERN SEAS. Conf. and Exhibition Stavanger (Norway) 26-30 Aug 1991.

**RESUMEN:**

The Sulzer BIOPUR systems in combination with Sulzer filtration stage have a series of interesting process engineering and constructional features which are demonstrated on the realization of the biological purification of domestic wastewater and of the aerobic preliminary treatment of highly loaded wastewaters from the chemical industry.

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TÍTULO:** BIOPUR systems and bioactive filters for advanced waste-water treatment.

**AUTOR:** Gros, Henry

**ORGANISMO:** Sulzer-Chemtech, Switz

**FUENTE:** Sulzer Technical Review Vol. 73, N°. 4, 1991, pp. 27-31

**RESUMEN:**

The advantages offered by bioactive filters in treatment of sewage and wastewater are reviewed based on experimental results. Treatment plants, equipped with such filters, require very little space, little energy, and simple exhaust air treatment devices. 4 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** ENVIROLINE

**TÍTULO:** Biopur systems and bioactive filters for advanced waste-water treatment.

**AUTOR:** GROS HENRY

**FUENTE:** SULZER TECHNICAL REVIEW, APR 91, N°.4, P27(5)

**RESUMEN:**

Corp report the design and operation of the sulzer biopur fixed-bed reactor for wastewater treatment are described. The high efficiency of the bioactive filter in the system allows for higher loading rates. Oxygen is supplied either by preaeration with o-enriched air or by denitrification of the nitrates. Treatment operations in which the biopur system can be combined with bioactive filtration to enhance efficiency are described. The compact construction of the system allows it to be easily incorporated into an industrial plant site by positioning it in the process sequence between a preliminary clarification and a filtration stage. (4 references)

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** THE SELECTION AND DESIGN OF ROTATING BIOLOGICAL CONTACTORS AND REED BEDS FOR SMALL SEWAGE TREATMENT PLANTS.

**FUENTE:** Earthquake Engrg. and Struct. Dynamics, (GB), Vol. 23, No. 1, January 1994, pp. 237 - 246.

**AUTOR:** Findlay G.E.

**RESÚMEN:**

Severn Trent Water Ltd operates over 1000 sewage treatment works, approximately 70% of which serve a population of less than 1500. Since privatization, Severn Trent Water Ltd has spent over £70 million replacing over 150 old works with rotating biological contractors (RBC) and reed beds. The Paper

describes changes in methods following the implementation of the Water Act 1989. Specifically, it discusses the Company's achievements in resolving the hydraulic problems associated with small flows. The design of both integral and modular units is considered. The Paper includes reference to the development of reed beds for storm water treatment as an alternativa to convencional storm water tanks for small communities. It also includes some details of final effluent quality and suggests that a high quality effluent can be achieved by this process, and specifically that the discharge from storm reed beds is infinitely better than that from storm tanks.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** EXTENDING THE LIFE OF WATER AND SEWAGE TREATMENT WORKS: TWO CASE STUDIES FROM THE BORDERS REGION.

**FUENTE:** Proc. Instn. Civ. Engrs. Mun. Engr., (GB), Vol. 98, June 1993, pp. 89 - 97.

**AUTORES:** Wallis B.F.J., Aitkenhead G.

**RESUMEN:**

There is a requirement for all water authorities to meet ever increasing standards, in particular those resulting from EC Directives. With strict timescales imposed and limited finance available for capital projects resources have to be carefully used to achieve the maximum benefit. Existing assets must be used to their maximum potential before new expensive facilities can be considered. This paper describes improvements of two sites in the Scottish Borders. The Hawick Sewage Treatment Works has been improved by mechanical and electrical refurbishment of the activated sludge aeration system to meet more stringent discharge consent conditions imposed by the River Purification Board. The Robertson Water Filter Station is being uprated over the next few years fully to meet the requirements of the EC Drinking Water Directive. Improvements will include new chemical make-up systems, filter refurbishment and improved instrumentation.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** MICROSCREENING IN SEWAGE TREATMENT.

**FUENTE:** Periodica Polytechnica Ser. Civil Eng., (H), Vol. 35, Nos. 1-2, 1991, pp. 79 - 89.

**AUTOR:** Ollos G.

**RESUMEN:**

Microscreening represents an alternativa advanced (tertiary) sewage treatment process concerning rapid sand filtration. Microscreening can be considered as a mechanical process, for it is a filtration through a thin screening cloth. The retained

suspended matter creates a contacting film cover that should be removed by flushing. The efficiency of microscreening is influenced by the concentration and material characteristics of suspended solids, the mesh size of the screen and the hydraulic load. The automatic microstrainer can be operated continuously. The process of removal of suspended solids in the microstrainer can be interpreted with the filtrability index (I) by experimental way.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** DIN 19569 : Pt. 1 : 1987. PRINCIPLES FOR THE DESIGN OF STRUCTURES AND TECHNICAL EQUIPMENT FOR SEWAGE TREATMENT PLANTS; GENERAL PRINCIPLES. 7 p.

**AUTOR:** DIN Deutsches Institut fuer Normung.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** DIN 19557 : Pt. 1 : 1984. SEWAGE TREATMENT PLANTS; MINERAL FILTER MEDIA FOR PERCOLATING FILTERS; REQUIREMENTS, TESTING, DELIVERY, PLACING. 5 p.

**AUTOR:** DIN Deutsches Institut fuer Normung.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** DIN 4261 : Pt. 4 : 1984. SMALL SEWAGE TREATMENT PLANTS; PLANTS WITH SEWAGE AERATION; OPERATION AND MAINTENANCE. 5 p.

**AUTOR:** DIN Deutsches Institut fuer Normung.

---

**BASE DE DATOS:**

**TÍTULO:** DIN 4261 : Pt. 2 : 1984. SMALL SEWAGE TREATMENT PLANTS; PLANTS WITH SEWAGE AERATION; CONSTRUCTION AND TESTING. 7 p.

**AUTOR:** DIN Deutsches Institut fuer Normung.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** BIOLOGY OF SEWAGE TREATMENT AND WATER POLLUTION CONTROL.

**FUENTE:** Publ. Wiley, Feb. 1986, 194 p, ISBN 085312 9126, 30.65 Stg.  
**AUTORES:** Mudrack K., Kunst S.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** ORGANIC MATTER AND NITROGEN REMOVAL BY AN ON SITE SEWAGE TREATMENT AND DISPOSAL SYSTEM.

**FUENTE:** Wat. Res. (GB), Vol. 21, No. 5, 1987, pp. 559 - 565.

**AUTOR:** Andreadakis A.D.

**RESUMEN:**

The performance of an on site sewage treatment and disposal system consisting of a septic tank, a gravel filter, a sand filter and soil absorption trenches operated alternatively, was studied in relation to organic matter and nitrogen removal efficiency. The system was simulated with the aid of a laboratory scale model. BODS and SS removal efficiencies averaged 92.9 and 93.4% respectively. Substantial removal of nitrogen (up to 70%) was achieved due to nitrification followed by denitrification. Removal efficiencies were found to depend on the compaction characteristics of the filter media and the soil, the hydraulic loading applied and the flow conditions (saturated/unsaturated). The results indicate that the system under consideration is a feasible alternativa for on site treatment and disposal of domestic sewage.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** A PILOT-SCALE PERCOLATING FILTER FOR USE IN SEWAGE TREATMENT STUDIES.

**FUENTE:** Water Res (GB), Vol. 17, No. 3. 1983, pp. 249 - 253.

**AUTORES:** Gray N.F., Learner M.A.

**RESUMEN:**

A pilot-scale filter is describes which can be quickly and easily constructed, even by those with limited engineering skills, using materials most of which are likely to be available in the stores department or on the site of a normal sewage works. It is robust, durable, easily modified and produces a well purified effluent using either mineral or random plastic media at convencional loadings. The simple design offers a low cost, reliable and versatile pilot-filter system suitable for a wide range of research, evaluation and development work.

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** FILTRATION AND DISSOLVED AIR FLOTATION IN SEWAGE TREATMENT.

**FUENTE:** Wat. Pollut. Control (GB), Vol. 79, No. 4, 1980, pp. 442 - 451, 7 Refs.

**AUTORES:** Jago P.H., Hale P.E., Ovens J.A

**RESUMEN:**

Some sewage works do have occasional excessive loss of solids from their secondary settlement tanks as a result of sudden increases in the flow of sewage to the works. The two methods listed in the title are processes which may maintain the desired quantity of effluent under such conditions. Both types of plant have been operated and their performance has been monitored and results are reported here. A special experimental programme was used to evaluate the performance of these systems. The results confirm the ability of the dissolved air flotation (DAF) process to produce a final effluent containing not more than 30 mg/l SS from a secondary settlement tank effluent containing up to 550 mg/l. The UHR filter, with the anthracite/sand bed tested, could not produce a filtrate containing 30 mg/l SS or less when dealing with the concentrations of solids normally associated with secondary settlement tank overspill.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** EXPERIMENTS ON RAPID SAND FILTRATION OF BIOLOGICAL SEWAGE TREATMENT PLANT EFFLUENTS.

**FUENTE:** Die Wasserwirtschaft, (Germany), Vol. 66, No. 5, May, 1976, pp. 144-147.

**AUTORES:** Hanisch, B., Mayer, V., Zacher, B.

**RESUMEN:**

Some of the residual BOD in the effluent of biological sewage treatment plants is produced by small floc particles, which are not retained in the final sedimentation tanks. British experience suggests that these suspended solids can be effectively removed by filtration in rapid sand filters. Earlier filters were of the down flow type as used in conventional water treatment, but recently upward flow filters have also been employed. In this paper the results of filter experiments conducted in the Institut für Siedlungswasserbau und Wassergutewirtschaft in Stuttgart are reported. The tests were aimed at determining the importance of a number of parameters including the relationship of the filter efficiency and the filter resistance to the granular composition and the filter velocity, as well as suspension concentration and the suspension condition during the filter process. A suitable cleansing technique for regeneration of the filter was also studied. The effluent of an activated sludge plant which is treated in the pilot downflow and upflow rapid sand filters is not as highly nitrified as

in the British cases.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** EVALUATION OF THE CIRIA PROTOTYPE MODEL FOR THE DESIGN OF SEWAGE TREATMENT WORKS.

**FUENTE:** Wat. Pollut. Control (GB), Vol. 75, 1976, No. 2. pp. 192 - 205, 17 refs.

**AUTORES:** Bowden K., Gale R.S., Wright D.E.

**RESUMEN:**

The CIRIA prototype computer model for the design of sewage treatment works have been developed to provide a formal basis for calculating, for a given duty, the sizes of the components of a selected series of treatment processes in order that an optimal design of works is obtained. Optimal design is defined as that which yields the minimum total annual cash flow. Performance relationships for each of the unit processes considered are built into the model. These are based on published data, on some recently collected data and on the combined experience of groups of people knowledgeable in the various fields. Cost data are not included since these vary considerably with inflation. The organisational features of this study are covered here, as are the parameters representing the quality of sewage and sludge. Some mathematical aspects of the computer program are also discussed and some preliminary results obtained with the prototype model are given. The unit processes selected were those in general use such as: primary sedimentation, activated sludge aeration; single stage biological filtration, micro-staining, upward flow and downward flow sand filtration etc.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** EDINBURGH'S SEWAGE - TREATMENT AND DISPOSAL SCHEME.

**FUENTE:** Wat. Pollut. Control (GB), Vol. 74, No. 6, 1975, pp. 611 - 624.

**AUTOR:** Dugdale J.

**RESUMEN:**

A major new sewage treatment and disposal scheme is currently under construction for the city of Edinburgh. The existing scheme is being modified by the construction of a number of new interceptor sewers and a new sewage treatment works. At present the disposal of the city's sewage is via nine main outfall sewers which are distributed over 14km of the city's coastline. These cater for a present population of 470,000. The new sewage treatment works includes eight 55m diameter primary sedimentation tanks, four storm sewage tanks, sludge storage tanks, and an effluent outfall. The disposal of 985 tonnes per day of sludge at 95% moisture

content, is effected by means of a sludge vessel. The total cost of the scheme is estimated at a<sup>^</sup>/a<sup>22</sup> million. The author presents a general description of the existing system and the new works, reviews progress on construction and discusses the ecological implications of the scheme.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** FIXED-FILM BIOMETHANATION MODELING.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 116, No. 1, Feb. 1990, pp. 49 - 69.

**AUTORES:** Annachhatre A.P., Khanna P.

**RESUMEN:**

A biofilm model incorporating diffusive mass transport and Monod kinetics to represent substrate uptake by biofilm during its growth phase, is developed, calibrated, verified and used for estimation of minimum hydraulic-retention time (HRT) with respect to biomethanation of water hyacinth through fixed-film-reactor technology. The results have been compared with those obtained through Youngfs model, which incorporases the concept of effective substrate concentration in the biofilm. A graphical procedure is also developed for estimation of minimum steady-state HRT. The variations between predicted values and experimental observations have been attributed to substrate multiplicity in real-life situations and the need for simplistic modeling approaches in aid to design. The procedures presentes in this paper could be employed for design of fixed-film-reactor systems for biomethanation of any substrate.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** PILOT-PLANT EVALUATION OF POROUS BIOMASS SUPPORTS.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 114, No. 5, Oct. 1988, pp. 1077 - 1096.

**AUTORES:** Heidman J.A., Brenner R.C., Shah H.J.

**RESUMEN:**

Several porous biomass-support systems are currently available for use in the activated-sludge process. One of these systems, Captor, utilizes polyurethane foam pads to provide biofilm growth sites that transform an aerobic suspended-growth reactor into a fixed-film reactor. The pads are periodically withdrawn via a conveyor system and cleaned to remove excess biomass. A two-year pilot-plan evaluation of the Captor biomass-support system was undertaken at the U.S. Environmental Protection Agency's Test and Evaluation Facility. Three reactors were operated under various loading conditions, dissolved-oxygen (DO) levels, and pad-cleaning



frequencies in both series and parallel flow configurations. The system efficiently converted soluble biochemical oxygen demand (BOD) to new biomass, but the majority of the solids exited in the process effluent rather than via the pad cleaners. Increased pad cleaning provided only marginal improvement. Nitrification was evaluated during series operation. Pad durability was good, but overall system economics were not impressive. There was no evidence of enhanced oxygen transfer efficiencies as previously claimed.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** ANAEROBIC TREATMENT OF DOMESTIC SEWAGE WITH A ROTATING-STATIONARY FIXED-FILM REACTOR

**FUENTE:** Water Resources (GB), Vol. 22, No. 12, 1988, pp. 1585 - 1592.

**AUTORES:** Noyola A., Capdenville B., Roques H.

**RESUMEN:**

An anaerobic reactor was developed for on-site and small scale wastewater treatment applications. The up-flow fixed-film reactor was packed with two different types of circular media: stationary and rotating. Experimental results showed the reactor can treat primary settled domestic wastewaters efficiently, under different operating conditions. At 29°C the mixing action did not improve the organic matter removal efficiencies (65% COD removal was obtained with an organic load of 1.7 kg COD m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> and a 6h space time). However, at 16 degrees C the removal efficiency was greatly dependent on the mixing conditions: a gentle agitation (5rpm) up-graded significantly the reactor operation, but no improvement was observed beyond 15rpm. It appears that at low temperatures liquid-biofilm mass transfer is the rate limiting step when treating sewage anaerobically. Gas production was rather limited [0.11 m<sup>3</sup> (STP) kg<sup>-1</sup> COD removed] and calculations suggest that more than 50% of the total CH<sub>4</sub> produced is lost due to its dissolution in the effluent. Improved effluent quality, reduced sludge production (0.11 kg TSS kg<sup>-1</sup> COD supplied), low energy requirements and low maintenance needs make this reactor a good, compact alternativa to conventional household wastewater treatment processes.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** PHOSPHATE REQUIREMENT FOR ANAEROBIC FIXED FILM TREATMENT OF LANDFILL LEACHATE

**FUENTE:** Can. J. Civ. Engrg. (Canada), Vol. 15, No. 3, June 1988, pp. 334 - 347, 23 Refs.

**AUTORES:** Thirumurthi D., Groskopf G.R.

**RESUMEN:**

Three laboratory model anaerobic fixed film reactors, AFFR-A, B and C, fed by a pretreated leachate, were monitored at 35 plus or minus 5 degrees C for 10 months to estimate the effects of different concentrations and the forms of phosphate (ortho, organic, or condensad) on performances at 1.2 - 1.8g COD/(d.L) of reactor volume. Ortho phosphate (Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>) supplement was added to the feed of AFFR-A, organic phosphate (sodium glycerophosphate: C<sub>3</sub>H<sub>7</sub>Na<sub>2</sub>O<sub>6</sub>P.5H<sub>2</sub>O) to AFFR-B, and condense phosphate (Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) to AFFR-C at a feed COD/P value of about 6100 for 23 weeks (Phase I). When no PO<sub>4</sub> deficiency was observed, the value was increased to 7700 in reactors A and B, but the PO<sub>4</sub> supplement was terminated for reactor C, resulting in a value of 64,300 (Phase II). The average COD of C effluent was 599mn/L as compared to 451 and 442mg/L for reactors A and B, respectively, suggesting that a COD/P of 641300 was too high. During Phase III, the COD/P ratios were changed in reactors A, B and C, respectively, to 10,200 15,200 and 34,300. The results indicate that the lloptimal" ratio of COD/P lies perhaps between 15,00 and 34,300. Anaerobics did not prefer any one form of PO<sub>4</sub> over the other two.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** EFFECTS OF MIXING VELOCITY ON ANAEROBIC FIXED FILM REACTORS

**FUENTE:** Water Res. (GB), Vol. 22, No. 4, 1988, pp. 517 - 523.

**AUTOR:** Thirumurthi D.

**RESUMEN:**

The specific objectives of this study were to estimate the effects of mixing velocities of effluent recirculation on COD removal efficiencies (E), mean cell residence time (MCRT) and substrate utilization rates (U) of four laboratory-model anaerobic fixed film reactors (AFFRS) treating landfill leachate. All four models were subject to identical volumetric organic load (L) and hydraulic retention time (HRT).

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** DIFFUSIONAL LIMITATIONS OF ANAEROBIC BIOFILMS.

**FUENTE:** Can. J. Civ. Engrg. (Canada), Vol. 14, No. 5, Oct. 1987, pp. 631 - 637, 17 Refs.

**AUTORES:** Kennedy K.J., Droste R.L.

**RESUMEN:**

Using an empirical determination of apparent kinetic parameters in the bulk

mixed liquor, the intrinsic kinetic parameters of anaerobic biofilms developed at 35 degrees C during start-up and steady-state downflow stationary fixed film reactor operation were estimated. The apparent kinetic parameters of anaerobic biofilms are not significantly influenced by internal diffusion limitations. The apparent kinetic parameters of mature biofilms showed no significant trends with increased biofilm thickness up to 2.6mm and increased apparent Thiele modulus up to 3.1.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** CALCULATION OF EFFECTIVENESS FACTORS IN SPHERICAL SHELLS

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 113, No. 5, Oct. 1987, pp. 1149 - 1155.

**AUTORES:** Stevens D.K., Berthouex P.M., Chapman T.W.

**RESUMEN:**

The calculation of reaction rates in biofilm shells is needed for the design of biological fixed-film reactors. Most biological reactions are nonlinear and require a numerical solution of the material balance equations. The method of orthogonal collocation is successfully adapted to spherical-shell geometry to calculate effectiveness factors with a small number of trial functions. New trial functions were developed that are superior to those used previously for problems extending to the particle centre. The formulation is able to accommodate varying degrees of curvature and film thickness, and diverse boundary conditions on the inner surface. Examples of the accuracy of the numerical solutions are given for Michaelis Kinetics.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** OPERATING CHARACTERISTICS OF THE AERATED SUBMERGED FIXED-FILM (ASFF) BIOREACTOR.

**FUENTE:** Wat. Res. (GB), Vol. 21, No. 8, 1987, pp. 939 - 947.

**AUTORES:** Hamoda M.F., Abd-El-Bary M.F.

**RESUMEN:**

A multi-stage fixed-film reactor was developed in which a stationary submerged biofilm is attached to ceramic tiles under diffused aeration. Tracer studies revealed that the reactor hydraulic regime is described by a CSTR-in-series model. Reactor performance at 20C was examined using sucrose wastewaters with organic strength up to 900mg1-COD, at hydraulic loadings up to 0.1 mm- d-1 and organic loadings up to 90gCODm--1. The reactor demonstrated the capability of achieving 97% soluble COD removals at low loadings and exhibited efficient and stable performance at high hydraulic and organic loadings. Even at application rates near the

rate-limiting mass loadings, there was only a 9% loss in efficiency. Reactor operation at high loadings appears to be advantageous since organic substrate removal rates and attached biomass per unit surface area increased with the increase in organic loading.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** RECENT DEVELOPMENTS IN WATER AND WASTEWATER TREATMENT.

**FUENTE:** Civ. Engrg. Trans. IEAust., Vol. CE28, No. 1. Jan. 1986.

**AUTORES:** Barnes D., Fitzgerald P.A.

**RESUMEN:**

The recent developments in water and wastewater treatment have tended to reflect a greater scientific input into the design and operation of the engineering processes and total systems. The integration of basic knowledge into the development of high rate anaerobic wastewater treatment processes and the control of specific pathogens and chemical toxins in water, has permitted cost effective options to be adopted in full scale practice. In wastewater treatment renewed interest in fixed film reactors and particularly the combination of fixed film and suspended growth systems offers the potential to provide stable high performance plants.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** DESIGN METHODOLOGY FOR FIXED FILM REACTORS-RBC'S AND BIOLOGICAL TOWERS.

**FUENTE:** Civ. Engrg. for Pract. & Design Engrs. (US), Vol. 2, No. 1, Jan.-Feb. 1983, pp. 107 - 124, 6 Refs.

**AUTORES:** Kincannon D.F., Stover E.L.

**RESUMEN:**

A design methodology that utilizes the total organic loading concept is presented as analytical equations. The equations lend themselves for programming on calculators and micro computers. The methodology is presented as a step-by-step procedure with design examples for each system.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** NITRIFICATION KINETICS AND ITS RBC APPLICATION

**FUENTE:** J. Environ. Engrg. Div. Vol., 108, No. EE3, June, 1982, pp. 473 - 487.

**AUTORES:** Huang C.-S.

**RESUMEN:**

The surface reaction model for the mechanism of mass transfer-metabolism in the fixed-film nitrification process is examined investigated in the context of the design of trickling filter systems and rotating biological contactor (RBC) systems. Two experimental studies were performed. The first study, using a stationary fixed-film reactor to simulate the trickling filter process, demonstrated that the surface reaction kinetics follow a pseudo-homogeneous model. The second study, which used a bench- scale RBC unit, indicated that the pseudo-homogeneous model is also applicable to the rotating fixed-film process. The effective slime thickness of an RBC system can be estimated from this model by locating the optimum NH<sub>3</sub>-N removal rotating speed and finding the corresponding liquid film thickness at that rotating speed.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** STABILITY AND PERFORMANCE OF ANAEROBIC FIXED FILM REACTORS DURING HYDRAULIC OVERLOADING AT 10- 35C.

**FUENTE:** Wat. Res. (GB), Vol. 16, No. 7, July 1982, pp. 1391 - 1398.

**AUTORES:** Kennedy K.J., Van Den Berg L.

**RESUMEN:**

Anaerobic fixed film reactors could be hydraulically loaded to 94 kg COD m-day<sup>-1</sup> for a 24 h period and regain normal performance 12-48 h after overloading. COD conversion decrease with increased overloading and was dependent on operating temperatura and type of waste. The quality and amount of digester gas was also affected but returned to normal steady values once overloading was stopped.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** PARTICLE REMOVAL AND HEAD LOSS DEVELOPMENT IN BIOLOGICAL FILTERS.

**FUENTE:** J. Awwa, (US), Vol. 85, No. 12, December 1993, pp. 94

**AUTORES:** Goldgrabe J.C., Summers R.S., Miltner R.J.

**RESUMEN:**

The smaller the effective size of the media, the greater the head loss and the more effective the particle removal.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** A NEW SEWAGE TREATMENT SYSTEM WITH FLUIDIZED PELLET

**BED SEPARATOR.**

**FUENTE:** Wat. Sci. Tech., (GB), Vol. 27, No. 11, 1993, pp. 185 - 192.

**AUTORES:** Suzuki T., Tambo N., Ozawa G.

**RESUMEN:**

A new sewage treatment system which is composed of a fluidized pellet bed separator, aerobic biological filter and micro-membrane filter was studied. In the newly proposed system, at the first stage, higher molecular weight organic substances and suspended matter are removed by way of chemical coagulation and flocculation. For the operation, a new fluidized pellet bed separator with high separation rate of 200-300 m/day is introduced to improve the treatment rate. A large percentage of organic substances are removed by the new coagulation/flocculation process. Hence, the total BOD load to be applied to the following biological treatment becomes very low. In addition to this, the organic substances in the effluent from the fluidized pellet bed separator are only lower molecular weight substances which are easily biologically decomposed. Therefore easily decomposing and lower concentration pollutants enable use of a simple biological treatment process such as aerobic biological filter with as short a detention time as 1 hour. Finally, effluent from the biological filter is treated by a micro-membrane filter. By the membrane process, suspended matters in the biologically treated water can be removed completely.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** WASTE STABILIZATION PONDS: A VIABLE ALTERNATIVE FOR SMALL COMMUNITY TREATMENT SYSTEMS

**FUENTE:** J. Inst. Wat. Eng. Man., (GB). Vol. 6. No. 1, Feb. 1992, pp. 72 - 78.

**AUTORES:** Mara D.D., Mills S.W., Pearson H.W., Alabaster G.P.

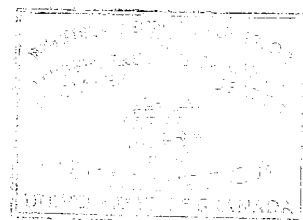
**RESUMEN:**

Waste stabilization ponds are widely used in many European countries, such as France and Germany, for the treatment of wastewater from mainly small communities. There would seem to be no reason why they should not also be a suitable treatment process for populations of under 2000 in the UK. The relative advantages and disadvantages of ponds are compared to other small community treatment systems, such as rotary biological contactors, biological filters and reed-bed systems, particularly in relation to effluent standards with respect to algae, nutrient removal and relative costs.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** SUSPENDED SOLIDS IN BIOLOGICAL FILTER EFFLUENTS.



**FUENTE:** Wat. Res. (GB), Vol. 24, No. 2, 1990, pp. 215 - 220.

**AUTORES:** Zahid W.M., Ganczarzyk J.J.

**RESUMEN:**

Some physical properties of suspended solids in two trickling filter effluents were measured. Several size indices and shape factors of these particles were determined with the use of an image analysis system. The applicability of the sample preservation technique limited the studied particles to those with the longest dimension greater than 10  $\mu\text{m}$ . The majority of the particles studied had diameters of less than 100  $\mu\text{m}$ . The settling velocities and the sizes of the particles studied were measured in a quiescent water column by a multiexposure photographic technique. Results showed that particle settling velocity increased as a fractional power of size. Based on these direct measurements, the particle density was calculated, and found to decrease with an increase of the particle size.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** WATER USE BY INTENSIVELY CULTIVATED WILLOW USING ESTIMATED STOMATAL PARAMETER VALUES.

**FUENTE:** Hydrological Processes (GB), Vol. 3, No. 1, Jan.-Mar. 1989, pp. 51 - 63, 21 Refs.

**AUTORES:** Grip H., Halldin S., Lindroth A.

**RESUMEN:**

Large land areas in Sweden are planned to be planted with high producing, short rotation forest stands of willow in the beginning of the 1990s. Since willow is a highly hydrophilic species, this new land use may have strong implications on water resources. To assess these implications, evaporation of *Salix viminalis* and *Salix viminalis* x *caprea* stands in lysimeters was analyzed with the simple, yet physically realistic KAUSHA model. Parameter values for the Lohammar equation were deduced, believed to be applicable to other sites. Simulated evaporation during the 1980 growth season for a normal stand with a production of 12 tonnes of dry matter per hectare per season was 526mm, of which 375mm was transpiration, 56mm interception evaporation and 95mm soil evaporation. For an optimally irrigated 20-tonnes stand, the total evaporation was 584mm of which 430mm was transpiration. As a comparison, Pennan open water evaporation was 430mm. To avoid soil water stress in the 20-tonnes stand, 140mm was needed as irrigation, equivalent to 25% of the mean annual precipitation. Since intensively cultivated willow plantations seemed to be using much water, it was concluded that introduction of this agri-forestry practice must be carefully planned to make use of this property, e.g. in biological filters or in reclaiming water-logged land.

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** HYDRAULIC PERFORMANCE OF PERCOLATING BIOLOGICAL FILTERS AND CONSIDERATION OF OXYGEN TRANSFER.

**FUENTE:** Wat. Res. (GB), Vol. 21, No. 8. 1987, pp. 865.

**AUTOR:** Suschka J.

**RESUMEN:**

A distinct difference exists between the experimentally measured and theoretically calculated values of residence time in percolating biological filters. From existing information it was shown that the measured values are usually at least three times higher than those calculated theoretically. Based on several premises, it was concluded that two liquid film layers should be distinguished. One "free" liquid film flowing on top of the biofilm, the second "captured" flowing through the biofilm. From experimentally measured residence time, it becomes evident that the total liquid film depth will be in the region of 150-550µm for a hydraulic load range of 0.02-5mm-m-l. It can be proved that oxygen cannot penetrate up to such a depth, especially when the captured liquid film thickness is in the region of 110-380µm. The largely anoxic conditions in the captured liquid film are in drastic contrast with the prevailing conditions close to oxygen saturation in the free flowing liquid layer. Due to the large developed surface the outflowing liquid can be saturated with oxygen. The measured oxygen concentration in filter effluent does not reflect the aerobic conditions neither in the captured liquid film nor in the biofilm as such.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** INHABITION OF NITRIFICATION BY HEAVY METAL CATIONS

**FUENTE:** Water Research (GB), Vol. 20, No. 11, Nov. 1986, pp. 1333 - 1339.

**AUTORES:** Benmoussa H., Martin G., Richard Y., Leprince A.

**RESUMEN:**

The aim of this work was to make a contribution to the knowledge of inhibition by some inorganic pollutants of nitrifying bacteria which are free or fixed on an adsorbant support. For the inhibition tests, the authors used the following inorganic salts: Nickel, Ni<sup>+</sup>; Copper, Cu<sup>+</sup>; Cadmium, Cd<sup>+</sup> and Zinc, Zn<sup>+</sup> as sulphates. The preliminary tests give the solubility of the cations on the feed solutions to the pilot units (biological filters and activated sludge). The other experiments, dynamic or in batch, try to establish the inhibitory effects observed with respect to a nitrifying biomass inactivation.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS



**TÍTULO:** DISTRIBUTION OF RETENTION TIMES IN MODEL BIOLOGICAL FILTERS CONTAINING PACKED SPHERES.

**FUENTE:** Wat. Res. (GB), Vol. 20, No. 3., March 1986, pp. 259 - 265.

**AUTOR:** Muslu Y.

**RESUMEN:**

In this paper, a theory developed for computing flow time using the velocity equation of the laminar regime was experimentally verified and the ranges of validity of dispersed plug flow and mixed flow were determined to compute the retention time. Mean residence time when plotted vs hydraulic loading on a log-log paper provides straight lines. In this paper their equation was theoretically derived. To reach this result the hydraulics of falling films and jets was used.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** WASTEWATER TREATMENT WITH AERATED SUBMERGED BIOLOGICAL FILTERS

**FUENTE:** J. Wat. Pollut. Con. Fed. (US), Vol. 56, No. 5, 1984, pp. 424 - 431.

**AUTOR:** Rusten B.

**RESUMEN:**

Municipal wastewater was treated in two pilot-scale aerated submerged biological filters. Filter media with specific surfaces of 140m<sup>2</sup>/m and 230m<sup>2</sup>/m were tested. Air was supplied through a fine bubble dome diffuser at the bottom of each filter. The results indicated that design should be based on total organic surface load. Volumetric removal rates were in excess of 10kg COD/m<sup>3</sup>.d in both filters. operating the filters in series as a two- stage process improved the settleability of the biofilm particles. The temperatura dependency was studied separately in two lab-scale filters acclimated at 10C and 20C, respectively, and the average temperatura coefficient was 0=1.016. Oxygen transfer was good in both filters. With the same specific air supply, the 230=2/m<sup>2</sup>/m filter showed slightly higher DO concentrations.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** INITIAL STUDIES ON THE USE OF HIGH-PERFORMANCE LIQUID CHROMATOGRAPHY FOR THE RAPID ASSESSMENT OF SEWAGE TREATMENT EFFICIENCY.

**FUENTE:** Water Res. (GB), Vol. 18, No. 8, 1984, pp. 955 - 961.

**AUTORES:** Brown L., Rhead M.M., Braven J.

**RESUMEN:**

High-performance liquid chromatography (HPLC) techniques suitable for the rapid analysis of some dissolved organic constituents of sewage are presentes. The techniques are applied to full scale field trial assessment of the degradation potentials of an activated sludge and a biological filter sewage works. The results obtained for the fate of specific polar low-molecular weight constituents are compared with concurrently obtained dissolved and total BOD, COD, ammonium and total oxidised nitrogen data. The data suggests that HPLC techniques may offer an alternativa to BOD, COD analyses and give an insight into the fundamental removal processes occurring during primary and secondary sewage treatment.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** CONTINUOUS MONITORING FOR SEWAGE TREATMENT PURPOSES.

**FUENTE:** Wat. Pollut. Control (GB), Vol.79, No.4, 1980, pp.477-484.

**AUTOR:** Hey, A. E.

**RESUMEN:**

The paper outlines the development work on the twin project of installing continuous monitoring of both the biological - filter and activated - sludge plant effluents at a sewage treatment works, with associated telemetry and data collection and display, which has recently been substantially completed. The system consists in outline of: a purpose built brick monitoring station alongside the biological - filter effluents discharge channel; a pumping system which samples the two effluents; a sample distribution system to the monitors; a programmable electronic sequence timer for controlling the sample, cleansing, pumping etc.; a monitoring system; and an ammonia, pH and temperatura measurement system. A preliminary review is presentes of the project so far and the computer program used as well as the computer are discussed. Proposed future stages are outlined.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** DESIGN OF BIOLOGICAL FILTRATION PLANTS.

**FUENTE:** Wat. Pollut. Control (GB), Vol. 79, No. 3. 1980, pp. 352 - 369.

**AUTORES:** Hoyland G., Harwood N.J.

**RESUMEN:**

The authors provide a step by step approach to the design of biological filtration plants. Performance relationship for primary sedimentation and secondary treatment are derived. Numerous charts are provided to assist in the necessary calculations and formulae are given for cost relationships. From these the annual cost

of primary treatment and of biological filters containing plastic and stone media can be obtained. An optimum design is prepared for a hypothetical works. The optimization suggests that the total cost of treatment is minimized at works where the retention period in the primary sedimentation tanks is low.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** OILY EFFLUENT TREATMENT BY THE BP TREATMENT PROCESS.

**FUENTE:** Wat. Pollut. Control (GB), Vol. 79, No. 2, 1980, pp. 236 - 243.

**AUTOR:** Oldham G.F.

**RESUMEN:**

Conventional methods of treating waste water from sites handling petroleum oils, such as refineries, petrochemical factories etc. are first reported and criticised. The development of an improved system is then describe. This involves biological filtration, which has a number of important advantages over competing systems. Biological filters can accept and remain operational with inlet BOD5 values down to practically zero and can accept much higher inlet temperaturas than other systems. Other advantages are ease of operation and capacity to cope with pH variations. Six plants are now in operation and others are being commissioned.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** USE OF THE DEEP - SHAFT PROCESS IN UPRATING AND EXTENDING EXISTING SEWAGE TREATMENT WORKS

**FUENTE:** Wat. Pollut. Control (GB), Vol. 79, No. 1, 1980, pp. 70 - 86.

**AUTORES:** Cox G.C., Lewin V.H., West J.T.

**RESUMEN:**

A multi disciplinara research appraisal group was set up to investigase the use of the deep shaft process for the uprating of existing sewage treatment plants, particularly when linked with biological filters. The application of the deep shaft process is first reviewed by the authors and the design and construction of a pilot plant is then reported. The advantages of the system and the selection of a suitable shaft type are then discussed, clear water trials are reviewed and operating experience to date is reported. Finally, the findings of the first phase of the evaluation programme are summarized.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** GENERAL BIOLOGICAL TREATMENT OF WASTE WATER

TREATMENT INCLUDING THE DEEP SHAFT PROCESS.

**FUENTE:** Wat. Poll. Control (GB), Vol. 78, No. 3, 1979, pp. 312 - 325, 18 Refs.

**AUTORES:** Hemmings M.L.

**RESUMEN:**

The plastics media currently in use as high rate biological filter media were intended as a primary biological treatment working in conjunction with the established unit operations, to produce an economic treatment package in specific situations. In recent years random plastics media have been introduced in 1975, as a spin-off from the basic aerobic fermentation technology of single cell protein production and it is based on a system of providing a high intensity of oxygen transfer. The author explains the principles of biological filtration and the action of plastics media. The use of plastics media in practice is describes, both roughing and fining media. Factors affecting performance of media are discussed. The deep shaft processes are then describes in outline and aeration characteristics are reviewed. Shaft construction and typical applications of the systems are reported.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** PLASTIC MEDIA BIOLOGICAL FILTERS.

**FUENTE:** Wat. Pollut. Control (GB), Vol. 78, No. 3, 1979, pp. 371 - 381, 11 Refs.

**AUTORES:** Porter K.E., Prof., Smith E.

**RESUMEN:**

Plastic media have been used successfully for more than 20 years. All types of plastic media are similar in that the voidage is very large (about 95%) and therefore they can be used at much higher organic loadings than the tradicional stone media (voidage about 25%) without blocking. The usual organic loading of about 3 kg BOM/m.cu. d is about 20 times higher than that usually used with stone media. Plastic media are usually used in beds about 3 m deep, but some design methods make no allowance for the effect of packed height on the efficiency of the packed bed. Other methods predict that the same volume of media in a deep bed will perform more efficiently than in a shallow bed. This paper reviews arguments in support of the deep bed approach based on a discussion of diffusion and biochemical reaction in the biomass which cover the surfaces of the media.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** LOW-RATE BIOFILTRATION SYSTEMS USING RANDOM PLASTICS MEDIA.

**FUENTE:** Water Pollut. Con. (GB), Vol. 98, 'No. 1, 1979, pp. 54 - 68.

**AUTORES:** Hemming L., Wheatley D.

**RESUMEN:**

It is estimated that 66% of the municipal treatment plants in Western Europe and the USA use biological filters. They have generally been constructed of mineral graded material, but plastics media can also be used. Plastics media can be made into shapes of maximum surface area and voidage, which improves efficiency by increasing the amount of active biomass whilst avoiding the problem of blockage by the greater voidage. A smaller land area can, therefore be used and plastics media are therefore now widely used for primary filtration. For use at lower rates of filtration to remove smaller quantities of BOD to produce high quality effluents, plastics media are now excessively used as at lower hydraulic loading high irrigation rates are necessary. The author reports on tests on a new type of media composed of corrugated cylinders during a four year experimental study at a pilot plant and subsequent operations at two full scale plants in the U.K. and Germany. A number of detailed conclusions are listed regarding the efficiency of plastic media at low rate filtration.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** TRIALS ON THE OPERATION OF BIOLOGICAL FILTERS.

**FUENTE:** Wat. Pollut. Control (GB), Vol. 76, No. 1, 1977, pp  
75-85, 3 refs.

**AUTOR:** Pullen, K.G.

**RESUMEN:**

Before existing sewage treatment plants are extended, alternative methods of operation should be examined to determine if the existing plant could be utilized more effectively or up-rated. The author describes investigations into up-rating existing plants, which included biological filters. In most cases these were full scale trials, and involved improved operation of a domestic sewage treatment works, the operating of existing filters by replacing surface media with plastic media, the partial replacement of slag media with random packing in a domestic sewage plant and operating biological filters under constant loading and flow conditions. Some conclusions were reached on the efficacy of these differing methods.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** WASTE-WATER TREATMENT IN NEW ZEALAND.

**FUENTE:** Wat. Pollut. Control (GB), Vol. 75, No. 4, 1976, pp. 448 - 456.

**AUTOR:** Gunn I.W.

**RESUMEN:**

The problem of indiscriminate discharge of untreated community waste water has been largely overcome in New Zealand. The situation is not quite as favourable in the case of waste water from industry. Two major waste water producing industries are forestry and agricultura products such as meat and milk processing. Following an educational program begun in the 1950s, local authorities embarked on a series of treatment schemes to ensure that untreated sewage was not discharged into natural waters. Statistics of the treatment processes employed are briefly outlined. These include Imhoff tanks, biological filters, oxidation channels, package plants, lagoons, and tertiary treatment. The general standard of design, construction, operation and maintenance of waste water treatment plants is very high and, in general, natural waters in New Zealand are of high quality.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** SEWAGE TREATMENT BY ROTATING DISC

**FUENTE:** Wat. Pollut, Control (GB) Vol 75, No. 1, 1976 pp. 73-91, 20 refs.

**AUTORES:** Ellis K V., Banaga S.E.I.

**RESUMEN:**

There is increasing interest in the UK in rotating-disc treatment units for treating waste waters, particularly those in small isolated communities. The are of particular use in such circumstances where there is lack of skilled supervision, relatively strong sewage and very variable loading. The research reported here, however, indicates that RDU systems are also advantageous for large sewage treatment plants, being more efficient per unit volume than biological filters and requiring only 1/7th to 1/3rd the tank volume of activated sludge plants and needing only a fraction of the power. The aim was to discover the effect of three different temperaturas on the efficiency of specially designed laboratory RDU system and to determine the optimum mode of operation. It was found that the laboratory model was capable of removing 97.5% of the applied BOD loading and could operate efficiently at a loading excess of 20g BOD/m sq/d. the ability to remove BOD increases with temperatura as does the oxidation of ammonia. The optimum degree of immersion of the rotating discs and their speed of rotation was also established.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** AEROBIC TREATMENT OF FARM WASTES.

**FUENTE:** Water Pollution Control (GB), Vol. 74, No. 5, 1975, pp. 560 - 570.

**AUTOR:** Mann H.T.

**RESUMEN:**

The problems encountered with farm waste treatment may vary considerably from those encountered in sewage works practice as the degree of dilution of human sewage is normally much higher than that of animal waste. Various aerobic methods of treatments for farm waste are discussed and recent research in this field is reported. The first stage in treatment involves the removal of solids from the waste. The liquids after primary solids removal can vary widely in BOD concentration, but aerobic treatment in aerated lagoons, oxidation ditches or high rate biological filters can reduce the BOD by more than 90%. If effluents to Royal Commission Standards are required, two stages is advisable, with particular attention to removal of secondary solids. Where effluents can be discharged directly to the land, single stage treatment may be sufficient. The results of experiments carried out with high rate biological filters are discussed and it is shown that brushwood can be employed as a medium, that BOD loading rates of up to 0.5 kg/m<sup>3</sup>.d can produce satisfactory effluents for storage and land disposal, from cattle waste treatment, and that loading rates up to about 0.8 kg/m<sup>3</sup>.d can produce similar effluents from piggery waste treatment. Loading rates applicable to produce effluents to Royal Commission Standards that final land disposal should be considered as a high priority in farm waste treatment. Since loading rates aimed at maximum BOD removal cannot produce effluents suitable for discharge, further effluent treatment is necessary to satisfy this requirement.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** THE REMOVAL OF INORGANIC NITROGEN FROM SEWAGE EFFLUENTS BY BIOLOGICAL DENITRIFICATION.

**FUENTE:** Water Pollution Control (GB), Vol. 74, No. 5, 1975, pp. 497 - 515.

**AUTORES:** Bailey D.A., Thomas E.V.

**RESUMEN:**

Although eutrophication resulting from the discharge of sewage and industrial waste waters has not yet become a major problem in the U.K., situations can arise where the removal of nitrate from effluent would be desirable. Various methods of doing this are described and the results of tests are analysed. Both submerged biological filters and an anoxic activated sludge system have proved capable under favourable conditions, of removing up to 98% of the nitrate present in secondary effluents. Submerged filters using coarse sand media require relatively long retention periods and suffer appreciable loss of efficiency after flushing to remove accumulated solids. The use of a coarse sand medium in a semi-fluidized system seems likely to overcome these difficulties. The performance of coarse medium submerged filters was seriously impaired at temperatures below 10 degrees C. Operation of a modified

activated-sludge process in small-scale tests have given a very satisfactory reduction in the concentration of nitrate remaining in the final effluent.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** A HISTORY OF SEWAGE WORKS MACHINERY.

**FUENTE:** Journal of Water Pollution Control (GB), Vol. 74, No. 4, 1975, pp. 430 - 454, 127 ref.

**AUTOR:** Cargill J.D.

**RESUMEN:**

In 1847 the first act was obtained in Britain, making it compulsory to drain houses into sewers and the first works for treating town sewage was constructed in Leicester in 1853. The septic tank and the contact bed were developed at the end of the century, but it was the biological filter which eventually proved the most successful and which has basically remained unchanged until the present day. The author presents a very detailed picture of plant development from 1840 to the 1930's. The headings covered are: pumping plant; preliminar treatment including various types of screens and detritus removal; removal of sludge from sedimentation tanks; dosing syphons and distributors; the activate sludge process; sludge treatment.

---

**BASE DE DATOS:** ICONDA

**TÍTULO:** Fluid-Bed Powerplant Has Fouling Problems.

**ORGANISMO:** New York, NY 10541, US: McGraw-Hill, Inc..

**FUENTE:** USAIA American Institute of Architects Library, Washington D. C., USA: 72015. Sep. 1994.

**RESUMEN:** Construction delays of over one year caused by ash and limestone buildup in the boiler convection pass.

---

**BASE DE DATOS:** ICONDA

**TÍTULO:** Les cendres LFC: perspectives d'utilisation comme additions minerales pour les betons hydrauliques. (Fluidized Bed Boiler Ashes: outlook for use as mineral additives for hydraulic concrete).

**ORGANISMO:** INSA, lab. materiaux durabilite constructions, Toulouse, France

**FUENTE:** FRCSTB Centre Scientifique et Technique du Batiment, Paris, France.

**AUTOR:** Carles-gibergues,-A.; Delsol,-C.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS



**TÍTULO:** NITRIFICATION IN A MOVING BED BIOFILM REACTOR.

**FUENTE:** Wat. Res., (US), Vol. 28, No. 6. 1994, pp. 1425 - 1433.

**AUTORES:** Hem L.J., Rusten B., Odegaard H.

**RESUMEN:**

A new biofilm reactor, the moving bed reactor, was studied for nitrification purposes. The study was partly on laboratory-scale with a prepared water, and partly on pilot-scale with primary or secondary effluent as feed water. The experimental results showed that when alkalinity was in excess and there was no organic load, either the ammonium or the oxygen concentration would be limiting for the nitrification rate. The shift from the ammonium to the oxygen concentration being rate limiting occurred for an oxygen to ammonium concentration ratio of about 3 g O<sub>2</sub> (g NH<sub>4</sub>-N)<sup>-1</sup>. The oxygen concentration had a great influence on the nitrification rate when oxygen was rate limiting. the nitrification rate was then close to a first-order function of the oxygen concentration, indicating liquid film diffusion to be the important rate limiting mechanism. Nitrification rates were reduced by increased organic loads. When the organic load exceeded 5 g total BOD<sub>7</sub>m<sup>2</sup>d<sup>-1</sup>, the nitrification became insignificant.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** COMBINED REACTOR AND MICROELECTRODE MEASUREMENTS IN LABORATORY GROWN BIOFILMS.

**FUENTE:** Wat. Res., (US), Vol. 28, No. 6, 1994, pp. 1435 - 1441.

**AUTORES:** Larsen T.A., Harremoes P.

**RESUMEN:**

A combined biofilm reactor-/microelectrode experimental set-up has been constructed, allowing for simultaneous reactor mass balances and measurements of concentration profiles within the biofilm. The system consists of an annular biofilm reactor equipped with an oxygen microelectrode. Experiments were carried out with aerobic glucose and starch degrading biofilms. The well describes aerobic glucose degradation biofilm system was used to test the combined reactor set-up. Results predicted from known biofilm kinetics were obtained. In the starch degrading biofilm, basic assumptions were tested with the microelectrode measurements. It was established, that even with a high molecular weight non-diffusible substrate, degradation took place in the depths of the biofilm. Intrinsic enzymatic hydrolysis was not limiting and the volumetric removal rate of oxygen was zero order.

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** DEGRADATION MECHANISMS OF COLLOIDAL ORGANIC MATTER IN BIOFILM REACTORS.

**FUENTE:** Wat. Res., (US), Vol. 28, No. 6, 1994, pp. 1443 - 1452.

**AUTORES:** Larsen T.A., Harremoes P.

**RESUMEN:**

The degradation mechanisms of colloidal organic matter in biofilm reactors have been studied in an idealized laboratory reactor system with soluble starch as a model substrate. Batch tests and experiments with different reactor configurations have shown that for this specific substrate, bulk liquid hydrolysis is the mechanisms for transforming non-diffusible organic matter into biofilm diffusible substrate. A simplified mathematical description has led to the identification of the degree of hydrolysis,  $DH$ , as the parameter expressing the major different between deardadation diffusible and non-diffusible organic matter in a biolfilm rector.  $DSH$  depends on the combined volumetric and surface hydraulic loading rate,  $Q2/(AV)$ . In full-scale wastewater treatment plants, the degradation mechanism presentes in this paper can explain important differences between the performance or trickling filters and RBC reactors.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** DEGRADATION OF NON-DIFFISUBLE ORGANIC MATTER IN BIOFILM REACTORS.

**FUENTE:** Wat. Res. (GB), Vol. 27, 1993, pp. 1689 - 1691.

**AUTORES:** Rohold L., Harremoes P.

**RESUMEN:**

A simple laboratory test has been developed in order to demonstrate qualitatively, that the removal of non-diffusible organics in a biofilm reactor requires hdrolysis by extracellular enzymes in the bulk water of the reactor. The results demonstrate the effect of changing volume of bulk water on the over all removal.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** BIOFILM REACTORS FOR TREATMENT OF GAS STREAMS CONTAINING CHLORINATED SOLVENTS.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., (US), Vol. 119, No. 4, July/Aug. 1993, pp.

**AUTORES:** Speitel G.E.Jr., McLay D.S.

**RESUMEN:**

Air streams contaminated with chlorinated solvents are increasingly common

as by-products of air-stripping and soil-vapour-extraction operations. The research investigated treatment of such gas streams with a bioreactor that supported the growth of methanotrophic bacteria. These bacteria cometabolize many chlorinated solvents. Trichloroethylene (TCE) and 1,1-dichloroethane (DCA) were selected as model contaminants. Removals ranged from 20% to 80% at influent concentrations of 300-1000 µg/L of air and packed-bed gas-residence times of 5-12 min. Biofilm models were able to describe bioreactor performance well. Pseudo-first-order rate constants from reactor modelling were considerable smaller than those measured in batch systems, suggesting that much of the biofilm was inactive, which also was supported by methane-removal data. Enzyme competition between methane and chlorinated solvents and toxicity from chlorinated solvent metabolites both appeared significant.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** EFFECTS OF BIOMASS ENTRAPMENT AND CARRIER PROPERTIES ON THE PERFORMANCE OF AN AIR-FLUIDIZED-BED BIOFILM REACTOR.

**FUENTE:** Wat. Environ. Res. (US), Vol. 64, No. 7, Nov./Dec. 1992, pp. 884-889.

**AUTORES:** Tsubone T., Ogaki Y., Yoshiy Y., Takahashi M.

**RESUMEN:**

In air-fluidized-bed bioreactors (AFBBR) for wastewater treatment, reactions were found to take place mainly in the biofilm formed on the surface of the carriers, even when a large number of microorganisms were immobilized in the carriers by an entrapping method. A cylindrically shaped, expanded polypropylene carrier (CEPPC) that is capable of holding a large quantity of microorganisms was developed and tested in continuous experiments. The AFBBR process was proven to be applicable to a high biological oxygen demand (BOD) loading treatment, and the ammonia nitrogen removal rate of the AFBBR process was determined to be higher than that of the fill-and-draw type activated sludge process.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** CULTIVATION OF PHANEROCHAETE CHRYSOSPORIUM AND PRODUCTION OF LIGNIN PEROXIDASE IN NOVEL BIOFILM REACTOR SYSTEMS: HOLLOW FIBER REACTOR AND SILICONE MEMBRANE REACTOR.

**FUENTE:** Wat. Res. (GB), Vol. 27, No. 4, 1993, pp. 591-596.

**AUTORES:** Venkatadri R., Irvine R.L.

**RESUMEN:**

The white rot fungus *Phanerochaete chrysosporium* and its extracellular enzyme lignin peroxidase are both known to catalyze the transformation and, in many cases, the degradation of several hazardous compounds and are, therefore, promising candidates for application in hazardous waste treatment. The application of *P. chrysosporium* in large-scale waste treatment and commercial production of lignin peroxidase has been impeded by the lack of bioreactor systems yielding consistent production of high levels of lignin peroxidase under long-term steady state conditions and controlled growth of the fungus. The use of innovative biofilm systems, which minimize intensive shear and provide for fungal growth as a biofilm, was investigated. The viability of the use of a hollow fiber reactor and a stirred tank reactor modified into a unique silicone membrane reactor for the cultivation of *P. chrysosporium* and production of high levels of lignin peroxidase was demonstrated. The membrane reactor utilizes silicone tubing as a growth support and for oxygenation.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** A SEQUENCING BIOFILM REACTOR FOR THE TREATMENT OF CHLORINATED SOLVENTS USING METHANOTROPHS.

**FUENTE:** Water Environ. Res., (US), Vol. 64, No. 5, 1992, pp. 712-719.

**AUTORES:** Speitel G.E.Jr., Leonard J.M.

**RESUMEN:**

Laboratory experiments were conducted with a sequencing, packed-bed bioreactor that was seeded with the methanotroph, *Methylosinus trichosporium* OB3b. The reactor cycled between a growth mode, in which methane and oxygen were supplied from the gas phase, and a degradation mode, in which water containing chloroform at 100 µg/L was treated in the absence of methane. When the influent was supplemented with formate, chloroform degradation was as great as 90% at an empty bed retention time of approximately 90 minutes. The degradation rate remained stable for several days, but steadily declined thereafter. In the absence of formate, the initial degradation rate was smaller and declined more rapidly than in the presence of formate. Mathematical modelling demonstrated that the pseudo-first-order rate constants for chloroform degradation in the reactor were about two orders of magnitude smaller than those measured in suspended growth, batch kinetic studies. The sequencing reactor performed better than a packed-bed, continuous-flow reactor, because a larger, more evenly distributed biomass could be established in the sequencing reactor.

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** EXPLAINING WIDELY VARYING BIOFILM-PROCESS PERFORMANCE WITH NORMALIZED LOADING CURVES.

**FUENTE:** Water Environ. Res., (US), Vol. 64, No. 5, 1992, pp. 706 - 711.

**AUTORES:** Wirtel S.A., Noguera D.R., Kampmeier D.T., Heath M.S., Rittmann B.E.

**RESUMEN:**

The goal of the research was to evaluate whether the method of normalized loading curves could explain the performance differences among three steady-state biofilm processes that had nearly identical loadings and process configurations. Three methanogenic fluidized-bed biofilm reactors were challenged with a range of surface loadings of three distinctly different organic substrates: acetate, phenol, and glucose. Normalized loading curves were generated from the four fundamental parameters ( $S_{min}$ ,  $S^*_{min}$ ,  $K^*$  and  $J_R$ ) and compared to the experimental performance. The curves and the fundamental parameters explained why effluent concentrations of acetate and phenol were sensitive to loading, while the glucose concentrations were insensitive; why effluent concentrations were much lower for phenol than for glucose at similar surface loads; and why acetate required a much higher surface loading to give similar performance trends.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** EFFECT OF BIOFILM ACCUMULATION OF COLLOID COHESION

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., (US), Vol. 117, No. 5, Sept./Oct. 1991, pp. 692 - 695.

**AUTORES:** Rittmann B.E., Wirtel S.A.

**RESUMEN:**

Methanogenic, fluidized-bed biofilm reactors having a granular activated carbon (GAC) medium are fed continuously with milk colloids. Steady state results for increasing loads of chemical oxygen demand (COD) show that the removal efficiency for influent colloids increases as the amount of attached biofilm increased due to the higher COD loading. Short-term filtration experiments using small-scale, once-through columns are used to assess the cohesion efficiency ( $\epsilon'$ ) for GAC samples taken from the biofilm reactor. GAC with the highest amount of biomass, 1.74 mg cellular carbohydrate per gram of dry carbon, has a much higher cohesion coefficient ( $\epsilon' = 0.90$  on average) than does GAC with no biomass ( $\epsilon' = 0.00$ ) and GAC with 0.134 mg cellular carbohydrate per gram of dry carbon ( $\epsilon' = 0.21$ ). Thus, the increased accumulation of biofilm dramatically improves the cohesion of the milk colloids.

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** OUT-DIFFUSION OF FERMENTATION PRODUCTS IN ANAEROBIC BIOFILMS.

**FUENTE:** Res. J. of WPCF (US), Vol. 63, No. 5, July/Aug. 1991, pp. 773 - 779.

**AUTORES:** Liu B.Y.M., Pfeffer J.T.

**RESUMEN:**

The out-diffusion of the fermentation products in an anaerobic biofilm was simulated by a diffusional model. This model predicts that methane and carbon dioxide concentrations at the rear of biofilms are a function of the substance concentration in the bulk liquid. As a result, a high substrate concentration in the reactor causes supersaturated biogas concentrations at the back of biofilms. The release of the gas bubbles formed under the supersaturated conditions causes excessive sloughing of the biofilm and a loss of active biomass from the reactor. Therefore, the effective way to restore an unbalanced anaerobic biofilm reactor is to decrease the feed rate so the bulk substrate concentration can be reduced to a level that will not cause this sloughing.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** LOADING CAPACITY OF A PACKED-BED ANAEROBIC REACTOR

**FUENTE:** J. Wat. Pollut. Control Fed., (US), March/April 1991, pp. 145.

**AUTORES:** Liu B.Y.M., Pfeffer J.T., Suidan M.T.

**RESUMEN:**

A biofilm model was developed to simulate the behaviour of a packed-bed anaerobic reactor. The model was successfully used to describe the performance of an experimental reactor. The model predicts that biofilm depth will increase with increasing organic loading until a maximum depth is reached. At that depth, additional loading will increase the suspended biomass and cause a reduction in the sludge retention time. The model can be used to predict the organic loading rate at which the effluent quality starts deteriorating. Experimental results revealed that the anaerobic biofilm reactor used in this study behaves like a completely mixed reactor. A simplified Monod-type expression can replace the biofilm model in simulating the biological characteristics of the reactor.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** SIMPLE SOLUTIONS FOR STEADY-STATE BIOFILM REACTORS.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 116, No. 5, Sept.-Oct. 1990, pp. 829 - 836.

**AUTORES:** Golla P.S., Overcamp T.J.

**RESUMEN:**

Simple, analytical models for use in preliminary calculations are developed to approximate the steady-state concentration and biofilm thickness in a biofilm reactor. The models consider the case in which a single substrate limits growth. These models assume that flux of substrate to the biofilm has a first-order dependence on the bulk substrate concentration. This assumption restricts the use of the models to low initial substrate concentrations. One of the models assumes plug flow, and the other incorporates longitudinal dispersion of substrate. The models allow the substrate concentration to approach the minimum rate-limiting concentration and the biofilm thickness to approach zero as predicted by the steady-state theory. Predictions of these models are compared to those of a steady-state numerical model developed by Rittmann. For an example taken from the literature, the solution of the model with longitudinal dispersion is in good agreement with the numerical solution.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** COLLOID REMOVAL IN FLUIDIZED-BED BIOFILM REACTOR

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 116, No. 2, Mar.-Apr. 1990, pp. 314 - 329.

**AUTORES:** Sprouse G., Rittmann B.E.

**RESUMEN:**

A methanogenic fluidized-bed biofilm reactor was successfully operated for the removal of 1- $\mu$ m organic colloids. The removal efficiency of total suspended solids was 72-76%, and the total chemical oxygen demand removal was 91-93%. Since some of the effluent suspended solids were biomass, the actual removal efficiency of the original organic particles was approximately 90%. Mechanistic filtration theory was modified to include bed fluidization, biofilm attachment to the collector surface, and effluent recycle. Removal of input suspended solids as 90% at 31% bed expansion; the recycle of effluent was an important determinant of the ability of the fluidized-bed system effectively to filter the particle material; and, for the organic loading conditions of this study, the removal of organic particles did not vary with changes in the expansion of the bed. However, the modeling also predicted that increases in influent particle concentration should allow better overall particle mass removals for the same mass loading.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** FIXED-BIOFILM REACTORS IN AQUACULTURAL WATER RECYCLE SYSTEMS: EFFECT OF ORGANIC MATTER ELIMINATION ON NITRIFICATION KINETICS.

**FUENTE:** Wat. Res. (GB), Vol. 24, No. 2, 1990, pp. 207 - 213.

**AUTORES:** Bovendeur J., Zwaga A.B., Lobee B.G.J., Blom J.H.

**RESUMEN:**

A special biofilm adaptation system and a biofilm monitoring system have been developed. By means of the adaptation system loaded with simulated fish tank effluent, artificial biofilm samples were available without having the necessity of stocking a certain fish biomass. The good resemblance of biofilm performance of these samples and of samples taken out of an operative trickling filter showed that the methods used are suitable tools for research on fixed- biofilm processes. The research is focused on the effect of simultaneous removal of organic matter on the zero-order biofilm nitrification rate and this effect is discussed in relation to the production of faecal organic matter and its 24 h fluctuation. The biofilm removed organic matter at rates directly proportional to the COD loading rate, showing efficiencies around 85%. Biofilm respiration experiments showed that only a small fraction (c. 10%) of the COD removed has actually been oxidized simultaneously. The simultaneous oxygen consumption involved was only 0.065 gO<sub>2</sub> per g COD removed. As a result of the observed partial oxidation of the removed organic matter, the reduction of the oxygen penetration of the biofilm was restricted in degree. The corresponding reduction factor for the simultaneous nitrification process could be quantified.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** SIMPLIFIED EQUATIONS FOR EFFECTIVENESS FACTORS IN ANAEROBIC BIOFILMS.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 115, No. 6, Dec. 1989, pp. 1123 - 1138.

**AUTORES:** Kuroda M., Sakakibara Y., Escalera C.R.

**RESUMEN:**

The diffusion effects occurring in a biofilm in which a consecutiva bioreaction takes place are studied theoretically. Effectiveness factors ( $E_f$ ), which evaluate the effect of the diffusion rates on substrate decomposition rates, are represented by a simple algebraic relation expressed in terms of normalized substrate bulk concentrations ( $B$ ) and normalized characteristic biofilm parameters. On the other hand, the overall decomposition rates of the substrates can be expressed by a Monod-type equations for the substrate bulk concentration. The apparent half velocity constante in the Monod- type rate equations are effected by the diffusion and



biochemical reaction rates of the substrates. The ratio of the apparent half velocity constante to the corresponding specific half velocity constante ( $\hat{\mu}$ ) is related to  $E_f$ . The relationship is expressed in the following equation:  $E_f = (1+B)/(\hat{\mu}+B)$ . The applicability of these theoretical relations is experimentally demonstrated in volatile fatty acids decomposition. This equation may be rationally used for the design of biofilm reactors.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** PERFORMANCE AND KINETICS OF AERATED FLUIDIZED BED BIOFILM REACTOR

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 115, No. 1, Feb. 1989, pp. 65 - 79.

**AUTORES:** Shieh W.K., Li C.T.

**RESUMEN:**

The aerated fluidized bed biofilm reactor (FBBR) was evaluated for treatment of a corn starch wastewater at food-to-microorganism (F/M) ratios ranging from 0.4 to 1.6g 5-day biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>/g) total volatile solids (TVS)-day. Laboratory results indicated that good combined carbon oxidation/nitrification, with removal efficiencies greater than 90% could be achieved providing that F/M ratio and mean cell resistance time (MCRT) were maintained at greater than 1.0g BOD/d4/g TVS-day and fewer than five days, respectively. More than 95% of reactor biomass in an aerated FBBR was immobilized on the fluidized media. Depending on the BOD<sub>5</sub> loadings applied, between 25 to 75mg TVS could be immobilized per gram of sand. Good oxygenation performance, with bulk-liquid DO concentrations consistently greater than 3.0mg/L, was achievable because the fluidization requirements of media controlled the air injection rate. Both BOD<sub>5</sub> removal and nitrification kinetics exhibited a pattern suggesting that mass transfer resistances of substrates could be significant within the region of low bulk-liquid concentrations.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** COMBINED AEROBIC HETEROTROPHIC OXIDATION, NITRIFICATION IN A PERMEABLE-SUPPORT BIOFILM

**FUENTE:** Water Resources (GB), Vol. 22, No. 12, 1988, pp. 1513-1517.

**AUTORES:** Timberlake D.L., Strand S.E., Williamson K.J.

**RESUMEN:**

A biofilm reactor, termed the permeable-support biofilm (PSB), was developed in which oxygen was supplied to the interior of the biofilm through a permeable membrane. The reactor was tested on filtered sewage supplemented with

nutrient broth; the bulk solution was anoxic and the interior of the biofilm was supplied with pure oxygen. All tests were performed on a non-steady state biofilm with a depth of imm. Mass balances on total organic carbon, ammonia, organic nitrogen and nitrate showed that combined heterotrophic oxidation of organics, denitrification and nitrification occurred simultaneously within the biofilm. The advantages of such a reactor are discussed.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** ANAEROBIC FLUIDIZED BED TREATMENT OF AN INDUSTRIAL WASTEWATER

**FUENTE:** J. WPCF (US), Vol. 60, No. 10, Oct. 1988, pp. 1826-1832 .

**AUTORES:** Chen S.J., Li C.T., Shieh E.K.

**RESUMEN:**

The anaerobic fluidized bed biofilm reactor (AFBBR) was evaluated as a means for corn starch wastewater pretreatment. Laboratory results indicate that good chemical oxygen demand (COD) reductos and methane productos are achievable in AFBBRs operated at proper food: microorganism (F:M) ratios. Over 70% of feed COD can be removed and 15 L/d of methane can be produced at F:M ratios as high as 3.45 g COD/g TVS.D. Reactor biomass holdups greater than 15,000 mg/L are achievable in AFBBRS. The combined effects of biofilm detachment, biofilm growth, and internacional bioparticle wastage and biofilm separation cause finite AFBBR mean cell residence time (MCRT). A desirable MCRT is achievable in AFBBRs that will ensure good COD reductos and methane production.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** EFFECTS OF SMP ON BIOFILM-REACTOR PERFORMANCE.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg. ASCE (US), Vol. 114, No. 1, Feb. 1988, pp. 199-210.

**AUTORES:** Namkung E., Rittmann B.E.

**RESUMEN:**

The extended steady state biofilm model is utilized to predict the performance of a completely mixed biofilm reactor in terms of substrate removal, biofilm accumulation, soluble microbial products (SMP) formation, and total soluble organic carbon (SOC) removal. Three important aspects of how SMP formation affects the effluent quality from biofilm reactors for the concentration range of practicar interest are relevant to advanced wastewater treatment, groundwater recharge, and drinking water treatment. First, for intermediate surface loadings, the concentrations of the

effluent SMP and SOC are directly proportional to the influent substrate concentration, and SMP comprises the majority of effluent SOC. However, for high and very low loading, residual substrate is most of the effluent SOC. Second, SMP formation and SOC removal by the steady state biofilms are affected by both substrate utilization kinetics and reactor conditions.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** THEORETICAL INVESTIGATION OF PARTICLE DEPOSITION IN BIOFILM SYSTEMS

**FUENTE:** Water Res. (GB), Vol. 21, No. 12, Dec. 1987, pp. 1489-1498.

**AUTOR:** Bouwer E.J.

**RESUMEN:**

Experience has shown that the performance of biofilm reactors is strongly influenced by the size distribution of the constituents being biologically oxidized. Processes of diffusion, interception, and sedimentation that affect the transport of solid particles are presented and applied to biofilm systems. Biofilm systems with media of small diameter or long hydraulic residence time (fixed-bed, soil treatment, and fluidized-bed) can be effective for removing submicron particles through diffusion and interception. In systems with horizontal biofilm surface area, large particles (>10-50µm) can be removed by sedimentation. The slow mass transfer of particulate BOD can cause biodegradation rates to be much slower than for soluble species. An understanding of particle behavior will facilitate development of better models of biofilm systems. Areas that merit further research are indicated.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** KINETICS OF DOWNFLOW ANAEROBIC ATTACHED GROWTH REACTORS.

**FUENTE:** JWPCF (US), Vol. 59, No. 4, 1987, pp. 212.

**FUENTE:** Kennedy K.J., Hamoda M.F., Droste R.L.

**RESUMEN:**

Anaerobic downflow stationary biofilm reactors operated at 35°C successfully treated different synthetic (carbohydrate based and short chain volatile acid based) wastewaters of different concentrations at high organic loading rates and short hydraulic retention times. Based on observed relations between solids retention time, hydraulic retention time, and loading rate, an empirical model based on Monod kinetics was formulated for the process using these two very different wastewaters. Incorporation of a wash-out factor into accepted theory allowed good prediction of

chemical oxygen demand removal efficiency and reactor biomass concentrations.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** FLUIDIZATION AND REACTOR BIOMASS CHARACTERISTICS OF THE DENITRIFICATION FLUIDIZED BED BIOFILM REACTOR.

**FUENTE:** Water Res.(US), Vol. 21, No. 4, 1987, pp. 451 - 458.

**AUTORES:** Mulcahy L.T., Shieh W.K.

**RESUMEN:**

The fluidization and reactor biomass characteristics of the denitrification fluidized bed biofilm reactor (FBBR) were investigated. Experimental evidence obtained indicates that Richardson-Zaki correlation, which was developed for rigid solid particles, provides an excellent description of the fluidization mechanics of a denitrification FBBR. However, correlations for calculation of drag coefficient and expansion index should be modified to account for the FBBR characteristics that the degree of bed expansion increases with increased bioparticle size (i.e. increased biofilm thickness).

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** AERATION AND SUBSTRATE UTILIZATION IN A SPARGED PACKED-BED BIOFILM REACTOR.

**FUENTE:** J. Wat. Pollut. Con. Fed. (US), Vol. 58, No. 11, Nov. 1986.

**AUTORES:** Lee K.M., Stensel H.D.

**RESUMEN:**

A mathematical mechanistic model describes both aeration and substrate removal in a sparged packed-bed biofilm reactor. The model describes oxygen transfer by two simultaneous pathways: bulk liquid oxygen dissolution and interfacial oxygen transfer. Substrate removal rate, oxygen utilization rate, dissolved oxygen and substrate concentration profiles, and oxygen transfer efficiency for different air sparging and organic loading conditions were determined by the model simulation. Model simulation results agreed closely with laboratory experimental results over a wide range of aeration and organic loading rate conditions. This close agreement was the result of including the interfacial oxygen transfer pathway in the model.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** PERFORMANCE OF DEEP BIOFILM REACTORS

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 112, No. 1, Feb. 1986, pp. 78 - 93.

**AUTOR:** Suidan M.T.

**RESUMEN:**

A deep biofilm is one in which the concentration of substrate approaches zero at the attachment surface. Such a film results in the maximum rate of substrate utilization that may be supported by a given bulk substrate concentration. The mathematical relationship between a bulk substrate concentration and the corresponding maximum substrate utilization rate was used in developing design nomograms for completely mixed, and plug-flow biofilm reactors. These nomograms may be used to determine the best possible performance that may be expected from various biofilm reactors such as anaerobic filters, aerobic, anaerobic and anoxic fluidized - and expanded-bed reactors, and trickling filters. The role of particle size in the performance of a fluidized-bed reactor is also analyzed.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TÍTULO:** Biological treatment of hazardous waste landfill leachate: a comparative study of fixed film reactors.

**ORGANISMO:** New Jersey Inst of Technology, Newark, NJ, USA

**FUENTE:** Proc Nat Conf Innovative Technol Site Rem Hazard Waste Manage 1995. ASCE. pp. 125-132.

**AUTORES:** Campbell, Miceal P.; Smith, Daniel P.; Levine, Audrey D.

**RESUMEN:**

This project was designed to evaluate the feasibility of biological treatment of a multi-source leachate to meet best demonstrated available technology (BDAT) standards, and to compare several fixed-film reactor configurations. The primary objectives of the project were to determine the appropriate conditions for facilitating degradation of the contaminants, to evaluate alternative methods for effectiveness and economy, and to evaluate the efficacy of bioremediation in the removal of multi-source leachate list (MSLL) organic compounds. Continuous bench-scale biological treatment units were operated in parallel to compare aerobic, anaerobic, anaerobic/adsorptive, and sequential anaerobic/aerobic bioreactors, for removal under controlled conditions. Organic carbon removal rates of 66%-82% were achieved at steady state. Estimated degradable chemical oxygen demand removal was 83%-100%. A sequential anaerobic filter/aerobic filter proved most stable under transient hydraulic loads. Removal of MSLL organics to below BDAT standards was achieved with the sequential anaerobic filter/aerobic filter system. (Author abstract) 9 Refs..

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TÍTULO:** Comparative study of UASB and anaerobic fixed film reactors with development of sludge granulation.

**ORGANISMO:** Wonkwang Univ, Iri, South Korea.

**FUENTE:** Water Research v 29 n 1 Jan 1995. p 271-277

**AUTOR:** Jung, J.K.; Choi, E.

**RESUMEN:**

This study was conducted to compare the operating characteristics of laboratory UASB and fixed film reactors with various wastes: complex carbohydrate vs simple volatile waste, and concentrated vs diluted wastes. The sludge granulation was influenced more by the characteristics of the waste used than by the reactor type itself. Microscopic observations, including SEM, revealed that microbial compositions in the two reactors were essentially identical. Complex carbohydrate waste, having a higher COD/VA ratio, produced filamentous microbes and these appeared to promote granulation. With the development of granulation, the applicable organic loading rates were increased for both reactors. The fixed film reactor generally had a consistent treatment capability with various waste. (Author abstract) 16 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TÍTULO:** Start-up of anaerobic fixed film reactors: technical aspects

**ORGANISMO:** Universitaet Hannover, Hannover, Ger

**FUENTE:** Water Science and Technology 29 10-11 1994. p 297-308. Meeting Title: Proceedings of the IAWQ 2nd International Specialized Conference on Biofilm Reactors. Meeting Location: Paris, Fr

**AUTORES:** Austermann-Haun, U.; Seyfried, C.F.; Zellner, G.; Diekmann, H.

**RESUMEN:**

For two years lab-scale experiments were done to find the conditions to enhance the start-up of anaerobic fixed film reactors. Five reactors were operated in parallel with a synthetic wastewater containing acetic, propionic and butyric acid in a weight relation of 2:1:1 resulting in a COD of 20.000 mg/l. Using polypropylene curlers (NOR-PAC R 92/1) as support medium (substratum) and mostly digested sludge of a municipal wastewater treatment plant as inoculum, we found that the activity of the starter culture, effluent recirculation, calcium dosage and the mode of increasing the organic loading rate had a significant influence on start-up behaviour. Depending on the way to run the start-up space loading rates of 10 to 30 g COD/(l center dot d) could be reached within 58 days. In contrast to these 'manual' start-ups it is shown that the most efficient way is to run a start-up ph-statically with an automatic substrate feeding regulated by the pH measured in the top of the reactor.

Within 36 days a space loading rate of 60 g COD/(l center dot d) with a COD removal efficiency of 70% could be reached. (Author abstract) 4 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Tertiary nitrification in pilot-plant plug-flow fixed-film reactors with long-term ammonium deficiency

**AUTORES:** Fruhen, M.; Bocker, K.; Eidens, S.; Haaf, D.; Liebeskind, M.; Schmidt, F.

**ORGANISMO:** Corporate Source: Inst fuer Siedlungswasserwirtschaft ISA RWTH Aachen, Aachen, Ger.

**FUENTE:** Water Science and Technology, 29, 10-11 1994. p 61-67. Meeting Title: Proceedings of the IAWQ 2nd International Specialized Conference on Biofilm Reactors. Meeting Location: Paris, Fr.

**RESUMEN:**

The objective of this study is to investigate to what extent the nitrification capacity of a pilot-plant fixed-film reactor changes during extensive periods of nutrient supply deficiency. The examined pilot-plant was an upflow reactor filled with swelling clay of medium grain size (6 to 8 mm). The experiments revealed that the maximum nitrification rate remained practically constant during the first weeks after the onset of unregulated ammonium supply. The capacity declined slowly, dropping to approximately 66% of the initial capacity after about ten weeks. Still ammonium peaks of up to 8 mg/l were readily nitrified throughout the entire period of the experiment. The reduction in nitrification capacity during the observation period did not result from decay processes of biomass but from the reactor becoming blocked and thus hampering transfer processes. It could be observed that the detached organisms attached again further up. This semi-industrial project demonstrated that a plug-flow fixed-film reactor can be used as effective means of tertiary nitrification. (Author abstract).

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Long-term effluent variability from an anaerobic fixed film reactor

**AUTORES:** Kennedy, K.J.; Hamoda, M.

**ORGANISMO:** Univ. of Ottawa, Ottawa, Ont, Can.

**FUENTE:** Journal of Environmental Science and Health, Part A: Environmental Science and Engineering v 29 n 8 Sept 1994. p 1663-1682

**RESUMEN:**

A laboratory anaerobic fixed film bioreactor was operated continuously for over a year at constant sucrose feed concentration and constant operating conditions.

A nonvarying effluent in terms of chemical oxygen demand (COD) concentrations (soluble and total) and concentrations of volatile fatty acids (acetic and propionic) was difficult to obtain. Effluent variability was examined by frequency distribution and time series analysis. The data showed a tendency to the log-normal distribution. Effluent soluble and total COD concentrations demonstrated low frequency variability and auto correlations at different time lags. Fatty acids showed cyclic trends and auto correlations at about the same lag. variations in effluent quality are attributable to the basic nature of the anaerobic fixed film process. (Author abstract) 15 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** POLLUTION

**TITULO:** Channel structures in aerobic biofilms of fixed-film reactors treating contaminated groundwater

**AUTORES:** Massol-Deya, A.A.; Whallon, J.; Hickey, R.F.; Tiedje, J.M.

**ORGANISMO:** Cent. Microb. Ecol., 540 Plant and Soil Sci. Build., Michigan State Univ., East Lansing, MI 48824-1325, USA

**FUENTE:** APPL. ENVIRON. MICROBIOL., VOL.611 N°.2 pp. 769-777, Publ. Date 1995

**RESUMEN:**

Scanning electron microscopy, confocal scanning laser microscopy, and fatty acid methyl ester profiles were used to study the development, organization, and structure of aerobic multispecies biofilm communities in granular activated-carbon (GAC) fluidized-bed reactors treating petroleum-contaminated groundwaters. The sequential development of biofilm structure was studied in a laboratory reactor fed toluene-amended groundwater and colonized by the indigenous aquifer populations. During the early stages of colonization, microcolonies were observed primarily in crevices and other regions sheltered from hydraulic shear forces. Eventually, these microcolonies grew over the entire surface of the GAC. This growth led to the development of discrete discontinuous multilayer biofilm structures. Cell-free channel-like structures of variable sizes were observed to interconnect the surface film with the deep inner layers. These interconnections appeared to increase the biological surface area per unit volume ratio, which may facilitate transport of substrates into and waste products out of deep regions of the biofilm at rates greater than possible by diffusion alone. These architectural features were also observed in biofilms from four field-scale GAC reactors that were in commercial operation treating petroleum-contaminated groundwaters. These shared features suggest that formation of cell-free channel structures and their maintenance may be a general microbial strategy to deal with the problem of limiting diffusive transport in thick biofilms typical of fluidized-bed reactors.



**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**TITULO:** A comparative study of uasb and anaerobic fixed film reactors with development of sludge granulation.

**AUTORES:** JHUNG J. K.; CHOI E.

**FUENTE:** WATER RES., 1995, Vol. 29, N°. 1, pp. 271-277, 16 REF.

**ABSTRAC:**

Digestion anaerobie des eaux. L'etude en laboratoire de reacteurs USBA et AAF montre que le gonflement des boues qui est surtout fonction de la qualite de l'effluent permet d'augmenter les taux de charges applicables.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC.

**TITULO:** Tertiary nitrification in pilot-plant plug-flow fixed-film reactors with long-term ammonium deficiency.

**AUTOR:** FRUHEN M.; BOECKER K.; EIDENS S.

**FUENTE:** WATER SCI. TECHNOL., 1994, Vol. 29, N°. 10-11, pp. 61-67

**RESUMEN:**

Nitrification tertiaire. Capacite de nitrification d'un reacteur a lit bacterien fixe en cas de deficiente en NH<sub>3</sub>-N. Deplacement des microorganismes par décrochage. Basse des performances liees au colmatage restaurees par un lavage.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**TITULO:** Start-up of anaerobic fixed film reactors: technical aspects.

**AUTORES:** AUSTERMANN-HAUN U.; SEYFRIED C. F.; ZELLNER G.

**FUENTE:** WATER SCI. TECHNOL., 1994, Vol. 29, N°. 10-11, pp. 297-308, 4 Ref.

**RESUMEN:**

Cultures anaerobies fixees. Etude de laboratoire sur pilotes, des modes de demarrage d'une activite anaerobie. Influence de la recirculation des effluents, du dosage du Ca<sup>2+</sup> et de l'augmentation de la DCO.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Biological phosphorus release and uptake under alternating anaerobic and anoxic conditions in a fixed-film reactor.

**AUTORES:** Kern-Jespersen, Jens Peter; Henze, Mogens; Strube, Rune

**ORGANISMO:** I. Kruger Systems AS, Soborg, Den.

**FUENTE:** Water Research, Vol. 28, N°. 5 May 1994, pp. 1253-1255

**RESUMEN:**

Biological phosphorus removal was investigated in a fixed-film reactor with alternating anaerobic and anoxic conditions. The tests showed that biological phosphorus removal can be obtained in a fixed-film reactor with nitrate as oxidising agent. In the anaerobic period, 0.52 mg of PO<sub>4</sub>-P was released per mg of acetate taken up on an average. In the anoxic period, 2.0 mg of PO<sub>4</sub>-P was taken up per mg of NO<sub>3</sub>-N reduced on an average. The relationship between potassium released and phosphate released in the anaerobic phase was determined to be 0.37 mg K/mg P, while the relationship between potassium taken up and phosphate taken up in the anoxic phase was determined to be 0.36 mg K/mg P. The phosphorus concentration in the sludge was determined at 8-10% of dry solids. (Author abstract) 6 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**TITULO:** Biological phosphorus release and uptake under alternating anaerobic and anoxic conditions in a fixed-film reactor

**AUTORES:** KERRN-JESPERSEN J. P.; HENZE M.; STRUBE R.

**FUENTE:** WATER RES., 1994, Vol. 28, N° 5, 1253-1255, 6 REF.

**RESUMEN:**

Dephosphatation biologique en laboratoire. Comment le phosphore est elimine dans un reacteur a bacteries fixees avec alternance de phases aerobie et anaerobie, le nitrate servant d'oxydant.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Modeling of mixed inhibitory/non-inhibitory substrates in aerated submerged fixed film reactor (ASFF)

**AUTORES:** Al-Haddad, Amir A.

**ORGANISMO:** Kuwait Univ., Safat, Kuwait.

**FUENTE:** Journal of Environmental Science and Health, Part A: Environmental Science and Engineering. Vol. 27, N° 8, Dec. 1992, p. 2075-2094.

**RESUMEN:**

Kinetics of the four-compartments aerated submerged fixed film reactor for the removal of a mixture of nontoxic (sucrose) and toxic (phenol) substrates at different hydraulic and organic loadings were investigated. The mixture was made of 1:3, 2:2, 3:1 phenol to sucrose ratios. High removal efficiencies were achieved for both nontoxic and toxic organics. Monod model could be applied in the first compartment of the reactor, while in the second through fourth compartments, the kinetics could be describe by a variable order reaction for both nontoxic and toxic

organics. (Author abstract) Refs..

---

**BASE DE DATOS:** ENVIROLINE

**TITULO:** Treatment of pharmaceutical wastewater by anaerobic mesophilic and thermophilic fixed film reactors

**AUTORES:** SEIF HAMADY A. A. INDIAN INST OF TECHNOLOGY, BOMBAY; JOSHI S. G.; GUPTA S. K.

**FUENTE:** KYOTO UNIV/ET AL HAZARD ASSESSMENT & CONTROL OF ENVIRON CONTAMINANTS IN WATER 1ST INT CONF, OTSU, JAPAN, NOV 25-28, 91, P630 (8)

**RESUMEN:**

Conf. paper pharmaceutical industry wastewaters were treated in upflow anaerobic mesophilic and thermophilic fixed-film reactors at 30 and 55 C, respectively. The units were operated at hydraulic retention times (hrts) of 1-11 d. Cod removal efficiencies were 50-92% and hrt values for maximum removal efficiency were 8.7 and 3.7 d for the mesophilic and thermophilic systems, respectively. Cod and total volatile acids removals were highest in the mesophilic scheme. (24 references)

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Groundwater biodenitrification on sand fixed film reactor using sugars as organic carbon source.

**AUTORES:** Nurizzo, C.; Mezzanotte, V.

**ORGANISMO:** Politecnico di Milano, Milano, Italy.

**FUENTE:** Water Science and Technology. Vol. 26, N°. 3-4, 1992, pp. 827-834.

**RESUMEN:**

Results of a biological denitrification demonstration plant for drinking water, operated for about two years under different conditions, are here summarized. The fixed film anoxic reactor worked downflow at flowrates up to 20 m<sup>3</sup>/h, using a groundwater with quite variable NO<sub>3</sub> concentration (32-52.5 mg NO<sub>3</sub>/L); thus, nitrate volumetric load C<sub>v</sub> range was 0.40-1.45 kg NO<sub>3</sub>-N/m<sup>3</sup> of active bed per day (1.8-6.5 kg NO<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> center dot day). These figures were obtained with varied flow (and related hydraulic contact time HCT), partial recirculation of treated water and NO<sub>3</sub> addition (fixed HCT); for a short period C<sub>v</sub> reached 1.95 kg NO<sub>3</sub>-N/m<sup>3</sup> center dot d, for both NO//3 extradosing and flowrate increase. Nitrogen removal rates, using sugar or glucose syrup as organic carbon sources for heterotrophic denitrification, were usually above 80% for the whole biological section (taking into account NO<sub>2</sub> oxidation), but NO<sub>3</sub> removal rate in the anoxic reactor often reached 95%. For different operating

conditions, both substrates gave comparable results, requiring a quite low degree of post-treatments. Heterotrophic denitrification using sugars seems to be a practicable way to solve the problem of increasing NO<sub>3</sub> concentrations in drinking water. (Author abstract) Refs..

---

**BASE DE DATOS:** ENVIROLINE

**TITULO:** Effect of organic load and reactor height on the performance of anaerobic mesophilic and thermophilic fixed film reactors in the treatment of pharmaceutical wastewater.

**AUTORES:** SEIF HMDY A. A. ALEXANDRIA UNIV, EGYPT; JOSHI S. G.; GUPTA S. K.

**FUENTE:** ENVIRON TECHNOL (LETT), DEC 92, Vol. 13, N° 12, P1161(8).

**RESUMEN:**

Research article pharmaceutical wastewaters were treated in two anaerobic fixed film reactors operated as mesophilic and thermophilic systems at 30 and 55 C, respectively. The influence of reactor height and organic loading rate on reactor performance was analyzed. Increasing the organic load from 0.53 to 1.49 kg COD/m<sup>3</sup>/d at a hydraulic retention time of 4.7 d improved the cod removal efficiency from 82 to 88% in the mesophilic system but decreased this efficiency from 58 to 51% in the thermophilic unit. The mesophilic reactor was more robust than the thermophilic system and displayed a higher cod removal efficiency at high organic loads. (8 references).

---

**BASE DE DATOS:** POLLUTION

**TITULO:** Anaerobic digestion of olive mill wastewaters in fully mixed reactors and in fixed film reactors.

**AUTORES:** Hamdi, M.; Festinol C.; Aubart, C.

**ORGANISMO:** Cent. Biotechnol. Sfax, BP-W, 3038 Sfax, Tunisia.

**FUENTE:** PROCESS BIOCHEM. Vol 27, N° 1, pp. 37-42, Publ. Date 1992.

**RESUMEN:**

Calcium hydroxide precipitates phenolic compounds and long chain fatty acids toxic to methanogenic bacteria, and improves the total alkalinity; it is therefore better for the adjustment of the pH of olive mill wastewaters (OMW) than sodium hydroxide. The fully mixed reactors are adequate for volatile fatty acid production from OMW, although an anaerobic filter is advisable for methanogenesis. The anaerobic filter filled with a clay media matrix which is less porous and has a larger specific area than PVC, gives a quick start-up and a satisfactory performance.

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Biofiltration pilot test at the Daishowa pulp and paper mill using the Biocarbone process

**AUTORES:** Seguin, Francois A.; Tremblay, Bruno; Zaloum, Ronald; Lavallee, Pierre; Lapointe, Serge

**ORGANISMO:** John Meunier Inc, Montreal, Que, Can

**FUENTE:** Water Pollution Research Journal of Canada, v 28, n 3, 1993. p 621-634.

**RESUMEN:**

As a result of increasing industrial activity and stricter application of environmental standards, pressure is being brought on industries to improve the quality of their effluents. To achieve these goals, cost-efficient and high-performance wastewater treatment processes are needed. Recently, tests were completed on the treatment of ground wood, TMP and de-inking process effluents at the Datshowa, Quebec, pulp and paper mill. The biological treatment used was a fixed-film process known as the Biocarbone process. These tests demonstrated conclusively the high effectiveness of the Biocarbone process at COD loads of up to 10 kg/m<sup>3</sup> day. This represents a major savings of space when compared to conventional waste activated sludge processes with COD loads of 2-3 kg/m<sup>3</sup> day. The object of the test was to verify BOD<sub>5</sub> levels, TSS removal and toxicity levels with respect to existing environmental standards. At all times and for all conditions tested, the Biocarbone process met the accepted standards of 5 kg/t of BOD<sub>5</sub>, 8 kg/t of TSS, and total removal of toxicity on a monthly basis. (Author. abstract) Ref.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**TITULO:** Biofiltration pilot test at the daishowa pulp and paper mill using the biocarbone process.

**AUTORES:** SEGUIN F. A.; TREMBLAY B.; ZALOU M R.

**FUENTE:** WATER POLLUT. RES. J. CANADA, 1993, 281, N° 3, 621-634, 6 REF.

**RESUMEN:**

Industrie du papier. Interet du procede biocarbone pour le traitement biologique des effluents. Systeme plus economique que les boues actives par possibilite de travailler a des charges en DCO de plus de 10 kg/m<sup>3</sup>/j.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Biocarbone aerated filters - ten years after: Past, present, and plenty of potential.

**AUTORES:** Rogalla, F.; Sibony, J.

**ORGANISMO:** Research Cent Compagnie Generale des Eaux, Maisons Laffitte, Fr.

**FUENTE:** Water Science and Technology. Vol. 26, N°. 9-11, 1992. pp. 2043-2048.

**RESUMEN:**

About ten years ago, the first full scale Biocarbone aerated filter went into service in Soissons (France) for a capacity of 40 000 population equivalents. This compact wastewater treatment system combines aerobic biodegradation and filtration in one unit, eliminating the need for clarifiers and achieving high removal rates through fixed biomass. Since, a number of independent investigations have been performed to establish dimensioning criteria and process performance. This article summarizes the reports of the US EPA, the Japanese JSWA, and the British WRC, as well as experiences acquired by cities and water authorities. In pilot and demonstration scale, reactor kinetics, sludge production and energy consumption was measured. Most reports agree on removal rates up to 4 kg BOD/m<sup>3</sup>d or nitrification rates around 0.6 kg N/m<sup>3</sup>d. Sludge yields ranged consistently around 0.8 kg SS/kg BOD removed, but oxygen transfer measurements varied from 7% to 15%. Full scale experience confirms these values, and operation results from large plants in North America are given. Several examples of using the Biocarbone process for low pollution residuals are demonstrated, including plants in Britain, Denmark and Switzerland. As tertiary installation fed with clarified secondary effluent, final residuals below 1 mg/l N-NH<sub>4</sub> and 5 mg/l for SS and BOD can be achieved in a hydraulic detention time around one hour. On settled sewage, two hours detention time results in advanced secondary effluent quality below 5 mg/l N-NH<sub>4</sub> and around 10 mg/l for BOD and SS. If an anoxic reactor is added, total nitrogen residuals below 10 mg/l can be achieved in about three and a half hours. (Author abstract) Refs..

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Production of high-quality effluents in sewage treatment using the biocarbone process.

**AUTORES:** Lilly, W.; Bourn, G.; Crabtree, H.; Upton, J.; Thomas, V.

**FUENTE:** Journal of the Institution of Water and Environment Management. Vol. 5, N°. 2, Apr 1991, pp. 123-133.

**RESUMEN:**

The Biocarbone process *is* a new system for water and effluent purification in which biological treatment and physical filtration take place in the same reactor. Because the use of the process for tertiary treatment of sewage effluent had not been fully investigated, a pilot-scale evaluation was undertaken at Severn Trent's Wigston sewage-treatment works. This paper presents the results. The study corroborates

performance information published by the manufacturer. It shows that the process is an alternativa to convencional technology for producing fully-nitrified tertiary effluents having low biochemical oxygen demand (BOD) and suspended solids (SS) concentrations. (Author abstract) 5 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**TITULO:** The production of high-quality effluents in sewage treatment using the biocarbone process

**AUTOR:** Lilly W.; BOURN G.; CRABTREE H.

**FUENTE:** JIWEM. 1991, Vol. 5, N°.2, pp. 123-133, 5 REF.

**RESUMEN:**

Procede biocarbone. Epuration sur unite pilote d'une eau usee d'une station d'epuration. Elimination de la DCO, des MES, nitrification, presentation des resultats et discussion du procede.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Pilot-scale evaluation of the 'BIOCARBONE process' for the treatment of settled sewage and for tertiary nitrification of secondary effluent.

**AUTORES:** Dillion, G. R.; Thomas, V. K.

**ORGANISMO:** Water Research Cent, Stevenage, Engl.

**FUENTE:** Water Science and Technology. Vol. 22, N°. 1-2, 1990, pp. 305-316

**RESUMEN:**

The pilot-scale evaluation aimed to assess the performance of the process and its economic feasibility for use in the UK. Carbonaceous oxidation of settled sewage and tertiary nitrification of secondary effluent were investigated in two pilot-scale reactors. Carbonaceous oxidation produced a good-quality effluent at volumetric loading rates up to 4.1 kg BOD<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d (9.2 kg COD/m<sup>3</sup>.d). Automatic backwashing of the filter was required and problems were encountered with blockages of the process aeration grid. Tertiary nitrification achieved greater than 90% ammoniacal nitrogen (NH<sub>3</sub>-N) removal at volumetric loading rates up to 0.58 kg NH<sub>3</sub>-N/m<sup>3</sup>.d (0.63 kg KjN/m<sup>3</sup>.d). The economic evaluation indicated that costs of sewage treatment using the BIOCARBONE process would be comparable to those of the activated sludge process for sewage treatment works greater than 50,000 population equivalent. (Edited author abstract) 8 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**AUTORES:** PAYRAUDEAU M.; BONTONOU J. Y.

**FUENTE:** QUEBEC, 69E CONGR. AGHTM, 1989, 11-15/O9| 217-237, 8 REF.

**RESUMEN:**

Traitement biologique a basse temperature selon un procede de filtration biologique aeree. Comparaison des performances epuratoires en dbo5 et en matieres en suspension de deux systemes biologiques: le biocarbone par bacteries fixees aerees dans la masse et la culture libre en boues actives. Resultats diexperimentations menees en eau diluee a temperature froide (5 degres C) et a 20 degres C: meilleures performances du biocarbone lors du traitement a basse temperature sans diminution de concentration en biomasse. Traitement biologique a basse temperature selon un procede de filtration biologique aeree: le biocabone

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**TITULO:** Rapport. Etude des durees de vie de filtres biocarbone

**AUTOR:** LELOUP J.

**FUENTE:** LELOUP J. - ST. DENIS, I.U.T., UNIV. PARIS 13, S.D.1 69 P., 2 REF.

**RESUMEN:**

Rapport. Etude des durees de vie de filtres biocarbone. Filtres biocarbone: leur implantation dans une filiere de traitement d'eau potable. Conditions d'exploitation, lavage et evolution de la granulometrie du charbon actif. Estimation de la masse biologique fixee. G 7928.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**AUTOR:** RAPINAT M.

**FUENTE:** RAPINAT M. - JAWWA, 1982, Vol. 74, N°. 12, pp. 610-617, 70 REF.

**RESUMEN:**

Traitement de l'eau potable en france: recents developpements. Bonne synthese bibliographique: traitement biologique (storage, biocarbone, etc...), utilisation de liozone pour sterilisation reduction de la consommation d'energie et de reactifs. Developpements futurs envisages: traitement pour eliminer nitrate, adoucissement de l'eau, elimination des boues. Recent developments in water treatment in france

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** B. MARESCA, J.M. PHILIPOT, M. AUSSOLEIL - POLLUTEC 82, CONF.



TECH. INT., M.E.C.V., PARIS, 12/1982, SESS. 11, 48P.

**RESUMEN:**

Conferences. Recyclage et traitement avance des eaux usees urbaines les possibilites et perspectives de reutilisation pour l'irrigation (exemples: noirmoutier, st-georges-dedidonne, cogolin), le procede biocarbone dans les filieres de recyclage (station experimentale du kavre). Problemes, contraintes et aspects economiques de la reutilisation. In G 7820

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** P. GILLES, G. DORES - TRAVAUX, 1981, N°. 559, pp. 49-52.

**RESUMEN:**

Station d'epuration des eaux usees de soissons (aisne). Principales caracteristiques techniques: filtration biologique par lit bacterien immerge et aere par le procede biocarbone, compostage des boues produites selon le procede bav. Cout

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** J.B. LEROY - NANTES, 17E J. HYDRAUL. S.H.F., 1982, 14-16/9, 2.1-2.8.

**RESUMEN:**

Azote et phosphore dans les eaux usees. Formes presentes et methodes d'elimination physico-chimiques et biologiques (bacteries libres et fixees). Schemas des procedes fauphaegel, otv, biocarbone, bardenpho. 13 ref. In G 2264/8

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** K. Gaid, P. Le Cloirec, G. Martin - T.S.M. EAU, 1982, Vol.77, N°5, pp. 251-257.

**RESUMEN:**

Filtration biologique d'eau usee urbaine. Deux exemples d'emploi traitement secondaire sur charbon actif aere (procede biocarbone) pour elimination de la pollution carbonee et la nitrification, traitement tertiaire sur melange maerl-soufre pour la denitrification autotrophe. Resultats obtenus sur pilote. 7 ref.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** J.M. PHILIPOT, A. PATTE - T.S.M. EAU, 1982, Vol. 77, N° 41, pp. 165-172

**RESUMEN:**

Denitrification biologique des eaux souterraines. Principe et description du procede otv et du post-traitement a appliquer: filtre biocarbone bicouche charbon actif-sable, chloration, et decolmatage des filtres. Resultats, couts d'investissement et d'exploitation. 7 ref.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** P. LE CLOIREC, K. GAID, G. MARTIN - ENVIRON. TECHNOL. LETT., 1982, Vol. 3, N° 6, pp. 257-262.

**RESUMEN:**

Epuracion des eaux residuaires par le procede biocarbone. Etude du lavage des filtres biologiques et du role de la porosite. Essais comparatifs en laboratoire. Resultats diepuracion du phenol et de l'ethanol avec utilisation des deux supports: charbon actif et noix de coco. Tres incomplet. 5 ref.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** P. GILLES - EAU ET IND., 1982, N°. 66, pp. 55-61.

**RESUMEN:**

Le procede biocarbone, systeme diepuracion biologique utilisant une biomasse fixee. Description. Resultats des essais realises en pilote de laboratoire et sur pilote industriel. Article d'information redige par le constructeur OTV.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** F. RELOTIUS - P.C.M., 1982, Vol. 79, N°. 3, pp. 32-37.

**RESUMEN:**

Traitement des eaux residuaires par le procede biocarbone mis au point pap, OTV. Description de la technique: installations construites, performances, diffusion du procede a lfetranger. Article publicitaire

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** TIRET, SIBONY - AQUA, 1980, N°. 7, pp. 11-16.

**RESUMEN:**

Extension de la station de traitement d'eau potable d'annetsur-marne. Mise en place de la troisieme tranche comportant une preozonation et une filtration sur biocarbone. Schema de la station. Commande automatique. Variations des turbidites de l'eau brute.

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** CGE ACTUALITES, 1979, N° 16, 28.

**RESUMEN:**

Biocarbone", nouveau procede de traitement biologique des eaux: presentation sommaire avec schema explicatif. Realisation ODA.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Water reuse using a biocarbone biological process unit.

**AUTOR:** Philipot, J. M.

**ORGANISMO:** Omnium de Traitement et Valorisation, Courbevoie, Fr.

**FUENTE:** Proceedings - Water Reuse Symposium 2. Vol. 2. Publ. by AWWA Research Foundation, 1981, Denver, Colo, USA p. 1267-1269

---

**BASE DE DATOS:** Compendex

**TITULO:** Some practical aspects of the "Biocarbon process"

**AUTORES:** Koppe, Paul; Imhoff, Klaus R.; Herkelmann, Horst; Sebesta, Georg.

**ORGANISMO:** Ruhrverband, Essen, Ger

**FUENTE:** Water Res. Vol. 13, N° 9, 1979, pp. 865-871

**RESUMEN:**

After completion of the laboratory tests, full-scale tests were started. In full-scale tests severas difficulties had to be overcome. In some cases it was difficult to avoid the sedimentation of the granular activate carbon in the aeration tanks. Another task was the separation of the carbon from the surplus activate sludge. The full-scale tests have been performed in two wastewater treatment plants. 10 Ref.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Pyrolytic biocarbon materials

**AUTOR:** Olcott, Eugene L.

**FUENTE:** J Biomed Mater Res Biomed Mater Symp n 5, Part 1, p. 209-217, for Meet, Clemson Univ, SC, Apr 14-18 1973 (J Biomed Mater Res v 8 n 3)

**RESUMEN:**

Carbon is one of the most attractive biomaterials in many respects. Recent developments in high strength carbon materials for the aerospace industry have led to new forms of carbon which have good structural properties. Several of these, based on a vapor-deposited pyrolytic graphite matrix, are describes. A needle-like

silicon carbide strengthened pyrolytic graphite has been implanted in rabbits and chimpanzees with encouraging results. Applications are being sought.

---

**BASE DE DATOS:** Compendex

**TITULO:** Biofilm reactors configuration for advanced nutrient removal

**AUTORES:** Ryhiner, G.; Sorensen, K.; Birou, B.; Gros, H.

**ORGANISMO:** Sulzer Chemtech Ltd, Winterthur, Switz.

**FUENTE:** Water Science and Technology. Vol. 29, N°. 10-11, 1994, pp. 111-117

**RESUMEN:**

Characterization of a new biofilm reactors configuration was carried out on a pilot plant performing nitrification, pre- and post-denitrification. Thereby, degradation rate limitations - whether there are related to mass transfer resistances, kinetic or stoichiometry - were determined for the different stages. The experimental results showed that under certain conditions moderate aeration of the pre-denitrification stage enhances both denitrification and organic carbon removal due to an acceleration of diffusion rates. Post-denitrification was limited by the addition of C-source exclusively, whereas nitrification was inhibited by elevated organic loadings as well as low temperatures. The described system offers a certain flexibility concerning BOD removal in the pre-denitrification stage because of the potentiality of aeration, as well as the possibility of recirculating nitrate very economically enabled by the small head losses in the systems. Furthermore, combination of pre- and post-denitrification with biofilm systems leads to economic and safe processes for advanced elimination of nutrients such as nitrogen and phosphorus. (Author abstract) 6 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** POLLUTION

**TITULO:** Practical experience with the Sulzer BIOPUR- and BIOACTIVE FILTER systems for the treatment of various wastewaters

**AUTORES:** Gros, H.; Sulzer Chemtech, Switzerland.

**FUENTE:** ENVIRONMENT NORTHERN SEAS. Conf. and Exhibition Stavanger (Norway) 26-30 Aug 1991.

**RESUMEN:**

The Sulzer BIOPUR systems in combination with Sulzer filtration stage have a series of interesting process engineering and constructional features which are demonstrated on the realization of the biological purification of domestic wastewater and of the aerobic preliminary treatment of highly loaded wastewaters from the chemical industry.

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** BIOPUR systems and bioactive filters for advanced waste-water treatment.

**AUTOR:** Gros, Henry

**ORGANISMO:** Sulzer-Chemtech, Switz

**FUENTE:** Sulzer Technical Review Vol. 73, N°. 4, 1991, pp. 27-31

**RESUMEN:**

The advantages offered by bioactive filters in treatment of sewage and wastewater are reviewed based on experimental results. Treatment plants, equipped with such filters, require very little space, little energy, and simple exhaust air treatment devices. 4 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** ENVIROLINE

**TITULO:** Biopur systems and bioactive filters for advanced waste-water treatment.

**AUTOR:** GROS HENRY

**FUENTE:** SULZER TECHNICAL REVIEW, APR 91, N°.4, P27(5)

**RESUMEN:**

Corp report the design and operation of the sulzer biopur fixed-bed reactor for wastewater treatment are described. The high efficiency of the bioactive filter in the system allows for higher loading rates. Oxygen is supplied either by preaeration with o-enriched air or by denitrification of the nitrates. Treatment operations in which the biopur system can be combined with bioactive filtration to enhance efficiency are described. The compact construction of the system allows it to be easily incorporated into an industrial plant site by positioning it in the process sequence between a preliminary clarification and a filtration stage. (4 references)

---

Quest Accession Number : 95185117

Compendex \* Plus Issue: 9534

Cometabolism in biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 95185116

Compendex \* Plus Issue: 9534

Activated carbon membrane biofilm reactor for the degradation of volatile organic pollutants

---

Quest Accession Number : 95185113

Compendex \* Plus Issue: 9534

Technology of membrane biofilm reactors operated under periodically changing process conditions

---

Quest Accession Number : 95185108

Compendex \* Plus Issue: 9534

Biodegradation rates of aromatic contaminants in biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 95185102

Compendex \* Plus Issue: 9534

Elimination of p-chlorophenol in biofilm reactors - a comparativa study of continuous flow and sequenced batch operation

---

Quest Accession Number : 95185101

Compendex \* Plus Issue: 9534

Response of a periodically operated halophilic biofilm reactor to changes in salt concentration

---

Quest Accession Number : 95169822

Compendex \* Plus Issue: 9530

Nitrification of municipal wastewater in moving-bed biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 95169821

Compendex \* Plus Issue: 9530

Nitrogen removal from dilute wastewater in cold climate using moving-bed biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 95167366

Compendex \* Plus Issue: 9529

Anaerobic purification of brewery wastewater in biofilm reactors with and without a methanation cascade

---

Quest Accession Number : 95167361

Compendex \* Plus Issue: 9529

Optimization modelling of anaerobic biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 95102120

Compendex \* Plus Issue: 9517

Mathematical model for hollow fiber biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 95086370

Compendex \* Plus Issue: 9515

Treatment of pulp and paper industry wastewaters in novel moving bed biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 95055480

Compendex \* Plus Issue: 9511

Modelling of experiments with colloidal organic matter in biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 95055478

Compendex \* Plus Issue: 9511

Calculation of simultaneous effective diffusion coefficients of the substrates in a fluidized bed biofilm reactor

---

Quest Accession Number : 95055470

Compendex \* Plus Issue: 9511

Validation of a multisubstrate mathematical model for the simulation of the denitrification process in fluidized bed biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 95055451

Compendex \* Plus Issue: 9511

Predicting bed dynamics in three-phase, fluidized-bed biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 95055442

Compendex \* Plus Issue: 9511

New moving bed biofilm reactor - applications and results

Quest Accession Number : 95055437  
Compendex \* Plus Issue: 9511  
Biofilm reactors configuration for advanced nutrient removal

---

Quest Accession Number : 95055434  
Compendex \* Plus Issue: 9511  
Oxygen reduces denitrification in biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 95055424  
Compendex \* Plus Issue: 9511  
Parameters affecting nitrifying biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 95034785  
ENVIROLINE Issue 9507  
WASTEWATER TREATMENT IN A PILOT SCALE INVERSE FLUIDIZED-BED  
BIOFILM  
REACTOR

---

Quest Accession Number : 95034317  
ENVIROLINE Issue 9506  
THE ENHANCEMENT OF NITRIFICATION BY INDIRECT AERATION AND  
KINETIC  
CONTROL IN A SUBMERGED BIOFILM REACTOR

---

Quest Accession Number : 95020380  
ENVIROLINE Issue 9504  
BIOFILM REACTORS

---

Quest Accession Number : 95003480  
Pollution  
Membrane biofilm reactors reveal biofilm performance  
IAWQ YEARBOOK



Quest Accession Number : 95013516

66/91765 EAUDOC Numero: 9504

EFFECT OF SULFATE CONCENTRATION AND SCRAPING ON AEROBIC FIXED BIOFILM REACTORS

---

Quest Accession Number : 95013288

66/91708 EAUDOC Numero: 9504

TREATMENT OF PULP AND PAPER INDUSTRY WASTEWATERS IN NOVEL MOVING BED BIOFILM REACTORS

---

Quest Accession Number : 95011828

66/92238 EAUDOC Numero: 9503

CHARACTERISTICS OF AN AIR-FLUIDIZED-BED BIOFILM REACTOR SYSTEM WITH A MULTI-MEDIA FILTER

---

Quest Accession Number : 95006624

66/90459 EAUDOC Numero: 9502

MODELLING OF EXPERIMENTS WITH COLLOIDAL ORGANIC MATTER IN BIOFILM REACTORS

---

Quest Accession Number : 95005540

66/90174 EAUDOC Numero: 9502

PARAMETERS AFFECTING NITRIFYING BIOFILM REACTORS

---

Quest Accession Number : 95005328

66/90121 EAUDOC Numero: 9501

THE CALCULATION OF SIMULTANEOUS EFFECTIVE DIFFUSION COEFFICIENTS OF THE SUBSTRATES IN A FLUIDIZED BED BIOFILM REACTOR

---

Quest Accession Number : 95005136

66/90072 EAUDOC Numero: 9501

A NEW MOVING BED BIOFILM REACTOR - APPLICATIONS AND RESULTS

---

Quest Accession Number : 95004900

66/90013 EAUDOC Numero: 9501

PREDICTING BED DYNAMICS IN THREE-PHASE, FLUIDIZED-BED BIOFILM REACTORS

---

Quest Accession Number : 95004836

66/89997 EAUDOC Numero: 9501

VALIDATION OF A MULTISUBSTRATE MATHEMATICAL MODEL FOR THE SIMULATION OF THE DENITRIFICATION PROCESS IN FLUIDIZED BED BIOFILM REACTORS

---

Quest Accession Number : 95004648

66/89949 EAUDOC Numero: 9501

OXYGEN REDUCES DENITRIFICATION IN BIOFILM REACTORS

---

Quest Accession Number : 95004640

66/89947 EAUDOC Numero: 9501

BIOFILM REACTORS CONFIGURATION FOR ADVANCED NUTRIENT REMOVAL

---

Quest Accession Number : 95003668

66/89686 EAUDOC Numero: 9501

SEQUENCING BIOFILM REACTORS FOR THE TREATMENT OF GROUNDWATER CONTAMINATED WITH CHLOROETHENES

---

Quest Accession Number : 94180222

Compendex \* Plus Issue: 9452

Pilot plant experience with an aerobic moving bed biofilm reactor for treatment of NSSC wastewater

---

Quest Accession Number : 94177766

Compendex \* Plus Issue: 9451

Determination of dissolved oxygen limitation in aerobic biofilm reactors

Quest Accession Number : 94170614

Compendex \* Plus Issue: 9449

Effect of sulfate reducing bacteria on the treatment performance of aerobic biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 94125923

Compendex \* Plus Issue: 9438

Small wastewater treatment plants based on moving bed biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 94111694

Compendex \* Plus Issue: 9434

Degradation mechanisms of colloidal organic matter in biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 94111692

Compendex \* Plus Issue: 9434

Nitrification in a moving bed biofilm reactor

---

Quest Accession Number : 94053375

Compendex \* Plus Issue: 9418

Kinetic analysis of microbial sulfate reduction by *Desulfovibrio desulfuricans* in an anaerobic upflow porous media biofilm reactor

---

Quest Accession Number : 94025109

ENVIROLINE Issue 9406

SOME OBSERVATIONS ON FREE AMMONIA INHIBITION TO NITROBACTER IN NITRIFYING BIOFILM REACTOR

---

Quest Accession Number : 94009820

66/88264 EAUDOC Numero: 9407

NITRIFICATION IN A MOVING BED BIOFILM REACTOR

---

Quest Accession Number : 94009564

66/88199 EAUDOC Numero: 9407

DEGRADATION MECHANISMS OF COLLOIDAL ORGANIC MATTER IN BIOFILM REACTORS

---

Quest Accession Number : 94007892

66/87778 EAUDOC Numero: 9407

SMALL WASTEWATER TREATMENT PLANTS BASED ON MOVING BED BIOFILM REACTORS

---

Quest Accession Number : 93161703

Compendex \* Plus Issue: 9350

Degradation of non-diffusible organic matter in biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 93156990

Compendex \* Plus Issue: 9349

Wastewater nutrient removal with advanced biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 93149454

Compendex \* Plus Issue: 9347

Biofilm reactors for treatment of gas streams containing chlorinated solvents

---

Quest Accession Number : 93121809

Compendex \* Plus Issue: 9338

2,4-D degradation in monoculture biofilm reactors

---

Quest Accession Number : 93100780

Compendex \* Plus Issue: 9331

Cultivation of *Phanerochaete chrysosporium* and production of lignin peroxidase in novel biofilm reactor systems: Hollow fiber reactor and silicone membrane reactor

---

Quest Accession Number : 93072922

Compendex \* Plus Issue: 9306

Use of a biofilm reactor to reduce the AOX fraction of kraft mill effluent

---

Quest Accession Number : 93049898

Compendex \* Plus Issue: 9304

Development of a lamellar flow biofilm reactor for waste water treatment.

---

Quest Accession Number : 93035765

Compendex \* Plus Issue: 9303

Design of an upflow biofilm reactor for the elimination of high ammonia concentrations in eutrophic surface water.

---

Quest Accession Number : 93034962

Compendex \* Plus Issue: 9303

Granular activated carbon sequencing batch biofilm reactor to treat problematic wastewaters.

---

Quest Accession Number : 93033421

Compendex \* Plus Issue: 9303

Effects of biomass entrapment and carrier properties on the performance of an air-fluidized-bed biofilm reactor.

---

Quest Accession Number : 93021663

Compendex \* Plus Issue: 9302

Effects of the secondary carbon source on the biodegradation of chlorinated phenols in biofilm reactors.

---

Quest Accession Number : 93021642

Compendex \* Plus Issue: 9302

Continuous biological phosphorus removal in a biofilm reactor.

---

Quest Accession Number : 93021555

Compendex \* Plus Issue: 9302

Biofilm reactors: A compact solution for the upgrading of waste water treatment plants.

---

Quest Accession Number : 93021554

Compendex \* Plus Issue: 9302

Use of submerged structured packings in biofilm reactors for wastewater treatment.

---

Quest Accession Number : 93021552

Compendex \* Plus Issue: 9302

Treatment of dairy wastewater in a novel moving bed biofilm reactor.

---

Quest Accession Number : 93021543

Compendex \* Plus Issue: 9302

Modelling of toluene biodegradation and biofilm growth in a fixed biofilm reactor.

---

Quest Accession Number : 93021537

Compendex \* Plus Issue: 9302

Phosphorus release kinetics in biofilm reactors.

---

Quest Accession Number : 93021536

Compendex \* Plus Issue: 9302

Biofilm performance of a fluidized bed biofilm reactor for drinking water denitrification.

---

Quest Accession Number : 93013892

66/84231 EAUDOC Numero: 9302

2,4-D DEGRADATION IN MONOCULTURE BIOFILM REACTORS

---

Quest Accession Number : 93012500

66/83882 EAUDOC Numero: 9302

WASTEWATER NUTRIENT REMOVAL WITH ADVANCED BIOFILM REACTORS

---

Quest Accession Number : 93009508

66/83132 EAUDOC Numero: 9302

CULTIVATION OF "IPHANEROCHAETE CHRYSOSPORIUM" AND PRODUCTION OF LIGNIN PEROXIDASE IN NOVEL BIOFILM REACTOR SYSTEMS : HOLLOW FIBER REACTOR AND SILICONE MEMBRANE REACTOR

---

Quest Accession Number : 93008656

ENVIROLINE Issue 9302

LARGE SCALE ANAEROBIC-AEROBIC TREATMENT OF COMPLEX INDUSTRIAL WASTE WATER USING BIOFILM REACTORS

---

Quest Accession Number : 93004719

Compendex \* Plus Issue: 9301

Biofilm reactors. An experimental and modeling study of wastewater denitrification in fluidized-bed reactors of activated carbon particles.

---

Quest Accession Number : 93000890

Pollution

Aerobic submerged biofilm reactors for wastewater treatment WATER RES.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Operating experiences with submerged filters for nitrification and denitrification

**AUTORES:** Meaney, B.J.; Strickland, J.E.T.

**ORGANISMO:** Anglian Water Services Ltd, Cambridge, Engl.

**FUENTE:** Water Science and Technology. Vol. 29, N°. 10-11 1994. pp. 119-125

**RESUMEN:**

A bioreactor has been developed utilising floating plastic granules with a density close to water. The reactor can be either aerated or non-aerated and can be used for nitrification, denitrification or solids removal. Particular applications are in tertiary treatment to achieve suspended solids levels below 10 mg/l and ammonia levels below 5 mg/l, and in a pre-denitrification mode to reduce nitrate levels in effluent from bacteria bed works in order to comply with the UWWTD. (Author abstract) 2 Refs..

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Operation of submerged filters by Anglian water services Ltd

**AUTOR:** Meaney, B.

**ORGANISMO:** Anglian Water Services Ltd, Cambridge, Engl.

**FUENTE:** Journal of the Institution of Water and Environment Management. Vol. 8, N° 3, June 1994, pp. 327-334.

**RESUMEN:**

Since the introduction of submerged filters for sewage treatment in Europe, process improvements have been rapid. Downflow submerged filters using natural medium have been superseded by upflow filters using synthetic floating medium. Many advantages have been claimed for these systems and Anglian Water have investigated the operation of the Biobed and Filtabed submerged filters for carbonaceous oxidation nitrification and suspended~solids removal. The process is based on the use of a bed of floating plastic beads (2-5 mm) through which the sewage flows in an upward direction. The reactor is aerated or non-aerated according to the required application. Results have shown the process to be capable of producing an effluent containing less than 2 mg/l amm.N and 5 mg/l SS. Backwash water requirements are less than 1%. The Biobead/Filtabead systems are designed to be competitive with regard to area, capital and operating costs. (Author abstract) 2 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Construction and operation of a submerged aerated filter sewage-treatment works

**AUTORES:** Robinson, A.B.; Brignal, W.J.; Smith, A.J.

**ORGANISMO:** PWT Projects, Middlesex, UK

**FUENTE:** Journal of the Institution of Water and Environment Management. Vol. 8, N° 2, Apr 1994, pp. 215-227

**RESUMEN:**

The capacity of the sewage-treatment works at Silchester in Hampshire has been enhanced and the effluent quality improved to a high standard by the installation of a new submerged biological aerated filter plant. Ten prefabricated steel submerged aerated filters reduce BOD and fully nitrify settled domestic sewage from a population equivalent of 20 000. Comprehensive operating data are presented to demonstrate the ability of single-stage submerged downflow aerated biological filters to produce a nitrified effluent. The final effluent quality remains consistently within consent limits at 4.8 mg/l BOD, 7.0 mg/l SS and 0.5 mg/l NH<sub>3</sub>-N, all 95 percentiles. (Consent 7 mg/l



BOD, 25 mg/l SS, and 5 mg/l NH<sub>3</sub>-N, 95 percentiles.) Data are presentes on total coliform and E. Coli concentrations through the filter plant, showing better than 3 log reductions in the effluent. (Author abstract) 1 Ref.

---

**BASE DE DATOS:** ENVIROLINE

**TITULO:** Temperature effects on the performance of a submerged aerated filter process

**AUTORES:** Koutsakos E. Thames Water Utilities, Reading, Uk; Smith A. J.; Brignal W. J.

**FUENTE:** Environ Canada/et al Wastewater Treatment L5th Int Symp/Drinking Water 4th Workshop, Montreal, Pql Canadal Nov 17 - 1992, P227(10)

**RESUMEN:**

Conf paper a pilot submerged aerated filter system was constructed to evaluate equipment performance at temperatures lower than 10 c. Sewage treatment efficacy of the procpss was contrasted with that of other attached and suspended growth treatment schemes, and submerged system operation at low temperatures was analyzed in terms of suspended solids removal, carbonaceous oxidation, and nitrification. Submerged filter performance was relatively unimpacted at temperatures above 8-10 C. The nitrification rate of attached growth, flooded systems was less affected by temperature compared with suspended growth systems, especially at 12 C or lower. (16 references)

---

**BASE DE DATOS:** ENVIROLINE

**TITULO:** Operation of submerged filters by anglian water services LTD

**AUTOR:** MEANEY B.

**ORGANISMO:** ANGLIAN WATER SERVICES LTD, CAMBRIDGE, UK

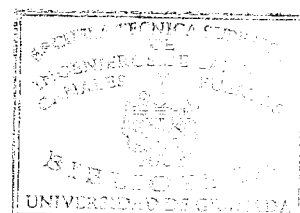
**FUENTE:** J. INST. WATER ENVIRON. MANAG., JUN 94, V8, N3, P327(8)

**RESUMEN:**

Journal article the biobead submerged aerated filter for carbonaceous and ammoniacal oxidation was developed by anglian water services ltd, uk. The treatment is based on the use of a bed of floating plastic beads through which sewage flows in an upward direction. The reactor is aepated or nonaerated, depending on application specifications. The nonaerated filtbead submerged filter is used for suspended solids removal and final effluent polishing. The treatment train can yield an effluent with less than 2 mg/l of ammonia-nitrogen and 5 mg/l suspended solids. (2 references)

---

**BASE DE DATOS:** ENVIROLINE



**TITULO:** Construction and operation of a submerged aerated filter sewage-treatment works

**AUTORES:** ROBINSON A. B. PWT. PROJECTS, ISLEWORTH, UK; BRIGNAL W. J.; SMITH A. J.

**FUENTE:** J. INST. WATER ENVIRON. MANAG., APR 94, V8, N2, P215(13)

**RESUMEN:**

Journal article the silchester, uk, sewage-treatment plant, constructed originally to serve a population of 8000, discharges treated effluent into the silchester brook. In 1989, due to a markedly increased population, the treatment plant was expanded. Because of a serious lack of space, submerged biological aerated filters were used. The safe process ultimately employed comprises a 1.5-2.5 m deep packed bed of granular medium. Settled sewage flows down through the bed, and process air is introduced. The process allows approximately four times the concentration of attached biomass as that found in conventional suspended-growth systems. A total of ten filters were used, each comprised of a prefabricated steel tank containing a 2 m deep bed of expandable shale and pipework for the distribution of process air and washwater. The plant's operation and maintenance, effluent quality and power consumption are described. All relevant water-quality standards have been met. (1 reference)

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**TITULO:** Construction and operation of a submerged aerated filter sewage-treatment works

**AUTORES:** ROBINSON A. B.; BRIGNAL W. J.; SMITH A. J.

**FUENTE:** JIWEM, 1994, Vol. 8, N° 2, pp. 215-227, 1 REF.

**RESUMEN:**

Lit bacterien aere immerge. Interet vu l'augmentation de population de Silchester (Grande Bretagne) de 8000 a 40000 equivalents-habitants et les nouvelles contraintes de qualite. Les objectifs sont atteints et la consommation d'energie est reduite par le dispositif de controle d'air. L'encombrement est restreint et les odeurs sont faibles.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Developments in secondary treatment.

**AUTOR:** Denton, R. S.

**ORGANISMO:** Biwater Treatment

**FUENTE:** Paper Technology and Industry. Vol. 33, N° 7, Jul. 1992, pp. 21-24

**RESUMEN:**

In 1986-87 the first oxidation ditch to treat paper-mill effluent was installed in the UK. This paper describes the activated sludge process, the oxidation ditch, the UASB and the submerged aerated filter. Results from seven sites demonstrate that the oxidation ditch can produce high quality effluent but, as with all processes, difficulties have been encountered. The author discusses the impact of recycled fibre on the BOD load, and the growing problem of sludge disposal. (Author abstract).

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Developments in secondary treatment.

**AUTOR:** Denton, R. S.

**ORGANISMO:** Biwater Treatment

**FUENTE:** Paper Technology and Industry. Vol. 33, N°. 7, Jul. 1992, pp. 21-24.

**RESUMEN:**

In 1986-87 the first oxidation ditch to treat paper-mill effluent was installed in the UK. This paper describes the activated sludge process, the oxidation ditch, the UASB and the submerged aerated filter. Results from seven sites demonstrate that the oxidation ditch can produce high quality effluent but, as with all processes, difficulties have been encountered. The author discusses the impact of recycled fibre on the BOD load, and the growing problem of sludge disposal. (Author abstract).

---

**BASE DE DATOS:** ENVIROLINE

**TITULO:** Temperature effects on the performance of a submerged aerated filter process

**AUTORES:** KOUTSAKOS E. THAMES WATER UTILITIES, READING, UK; SMITH A. J.; BRIGNAL W J.

**ORGANISMO:** ENVIRON CANADA/ET AL PROC 15TH INT SYMP ON WASTEWATER TREATMENT/4TH

**FUENTE:** WORKSHOP ON DRINKING WATER, MONTREAL, PQ, NOV 17-19, 92, P227(10)

**RESUMEN:**

Conf. paper the effects of low temperatures (below 10 c) on operation of submerged aerated filters for sewage treatment are studied. Specific effects on nitrification, carbonaceous oxidation, and suspended solids removal are measured. Filter performance is compared with that of other attached and suspended growth treatment systems. The experimental pilot plant and its operation are described. Filter performance is relatively unaffected for temperatures above 8-10 C. Temperatures from 0-5 C affect removal rates of ammonium nitrogen, bod, and suspended solids. Prolonged low temperatures could cause bacterial die-offs and loss of biomass from

the filter. (16 references)

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Application of a full-scale UASB plant for the treatment of coffee waste.

**AUTOR:** Hajipakkos, C.

**ORGANISMO:** Water Development Dept, Nicosia, Cyprus.

**FUENTE:** Water Science and Technology. Vol. 25, N°. 1, 1992, pp. 17-22

**RESUMEN:**

The suitability of anaerobic digestion for the treatment of a coffee waste has been demonstrated in a full-scale UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) plant. The full-scale plant was designed after successful pilot-scale studies (19 m<sup>3</sup> reactor) and was commissioned in September 1988. The design was based on a maximum flow of 2000 m<sup>3</sup>/day, COD concentration of 4000 mg/l, BOD load 3000 kg/day, suspended solids 1500 mg/l and total sulphur 50 mg/l. The temperature of the wastewater was between 28-30 degree C. The required final effluent consent conditions for discharge into the local sewer were 700 kg BOD/day, 3000 mg/l COD, 600 mg/l suspended solids and 1 mg/l of hydrogen sulphide. The treatment plant comprised a primary settlement tank, a pre-acidification tank, a UASB reactor and a submerged aerated filter. The first three units were installed so as to obtain the consent conditions in terms of COD, BOD and suspended solids. The submerged aerated filter was constructed in order to meet the hydrogen sulphide consent. Close monitoring of the plant over a period of about 4 months demonstrated the potential of UASB reactors for the pre-treatment of this wastewater, as well as similar wastes from the food industry. A properly designed ventilation system, and de-odourization with compost filters, eliminated all odours emanating from the plant, demonstrating that anaerobic reactors can be safely installed in densely inhabited areas without causing any environmental nuisance. (Author abstract).

---

**BASE DE DATOS:** ICONDA

**TITULO:** Provdzusunovane ponorene biologicke filtre. (Aerated submerged biological filters).

**AUTOR:** Kos, Miroslav.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** Degradation of lactate by an anaerobic mixed culture in a fluidized-bed reactor.

**AUTORES:** Zellner G., Neudorfer F., Diekmann H

**FUENTE:** Wat. Res., (US), Vol. 28, No. 6, 1994, pp. 1337 - 1340.

**RESÚMEN:**

In order to obtain syntrophic lactate degradation in a low-sulfate medium, first a methanogenic consortium consisting of *Methanobrevibacter arboriphilus*, *Methanoculleus* sp. and *Methanotrix* sp. was established in a fluidized-bed reactor with porous glass beads as a substratum and  $H_2/CO_2$ /acetate as energy and carbon sources. Then the reactor was inoculated with a *Desulfovibrio* sp. strain L1 which had been isolated from a bioreactor degrading organic acids including lactate. Racemic lactate was fed to the reactor and in the absence of  $H_2$  the substrate was rapidly oxidized to acetate,  $CO_2$  and hydrogen. After 1 day of operation suddenly propionate was produced by a very fast growing contaminating *Clostridium* sp., which was isolated thereafter. Growing on lactate the *Clostridium* sp. has higher  $\mu_{max}$  and  $K_s$  values than *Desulfovibrio* sp. strain L1. Based on these data it is concluded that under non-sterile conditions of full-scale anaerobic bioreactors, lactate degradation takes place via propionate as long as the concentration of lactate is high, while at low lactate concentrations and in the presence of methanogens the oxidative decarboxylation of lactate to acetate is the preferred pathway.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** Laboratory-scale evaluation of aerobic fluidized bed reactors for the biotreatment of a synthetic, high-strength chemical industry waste stream.

**AUTOR:** Edwards D.E.

**FUENTE:** Water Environ. Res., (US), Vol. 66, No. 1. Jan./Feb. 1994, pp. 70 - 83.

**RESÚMEN:**

Laboratory-scale fluidized bed reactors (FBRs) containing either sand or granular activated carbon (GAC) as biocarriers for immobilized bacteria were evaluated for biotreatment of chemical industry wastes. The FBRs were fed high levels of a synthetic waste stream containing aniline (ANL), methyl ethyl ketone (MEK), p-nitrophenol (PNP) and sodium formate (FRM) at concentrations increasing from approximately 3600 mg/L total chemical oxygen demand (COD) up to 17000 mg/L COD. Microbial biomass attached to the GAC increased from 15000 mg/L at a COD loading of 3.2 kg COD/m<sup>3</sup> d to over 40000 mg/L at a maximum COD loading of 16.0 Kg COD /m<sup>3</sup>d. The sand was colonized slower during start-up but supported biomass levels of 2600 to 20000 mg/L at COD loadings up to 9.6 COD/m<sup>3</sup> d. Scanning electron microscopy confirmed biomass measurements and showed that high levels of bacteria were retained on GAC after a toxic surge in COD loading, but were significantly reduced in the sand reactor resulting in diminished performance. Specific

chemical analyses showed over 99% removal of organic feed components by both reactors throughout the study.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** Anaerobic treatment of a simulated high-strength industrial wastewater containing chlorophenols.

**AUTOR:** Flora J.R.V.

**FUENTE:** Water Environ. Res., (US), Vol. 66, No. 1, Jan./Feb. 1994, pp. 21 - 31.

**RESÚMEN:**

An anaerobic fluidized-bed granular activated carbon (GAC) reactor employing carbon replacement was evaluated for the treatment of a simulated high-strength industrial wastewater containing inhibitory concentrations of chlorophenols. The reactor was fed 2000 to 5900 mg/L acetic acid; 1000 to 3000 mg/L phenol; 1200 mg/L ortho-chlorophenol (2-CP); 600 mg/L 2,4-dichlorophenol (2,4-DCP); and 150 mg/L 2,4,6-trichlorophenol (2,4,6-TCP). The effects of varying the carbon replacement rate, the bulk operating pH, and the organic loading on reactor performance were investigated. The system was highly effective for treating the wastewater and an overall chemical oxygen demand (COD) removal greater than 98% was achieved. Carbon replacement resulting in a GAC solids mean retention time (SMRT) of 100 days was necessary to control the buildup of an inhibitory degradation byproduct, para-chlorophenol (4-CP).

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** Softening by fluidized bed crystallizers.

**AUTOR:** Harms W.D.Jr., Robinson R.B.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., (US), Vol. 118, No. 4, July/Aug., 1992, pp. 513 - 529.

**RESÚMEN :**

Fluidized bed crystallizers (FBCs), also called pelletizers or pellet reactors, are an attractive alternative to conventional water softening. FBCs produce a coarse, spherically grained, easily dewatered, calcitic sand as the waste product, rather than a gelatinous sludge. Two operating full scale municipal FBCs used for softening in southern Florida are sampled and characterized. The study concludes that: (1) Calcium removal is very rapid within the reactor, leaving a large portion of the bed unused at any one time; (2) the calcium removal rate can be described by the Reddy-Nancollas crystallisation mode; (3) high supersaturation levels due to poor mixing at the point of chemical mixing promotes microfloc production and solids carryover in the effluent; (4) classification of the pellets within the fluidized bed does not occur;

(5) the sampling techniques appear to be adequate for characterizing in FBC reactors; and (6) operation of FBCs would be aided by the installation of a pressure gauge on the FBC influence to monitor bed growth.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** Velocity gradient in filter backwashing.

**AUTOR:** Turan M.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 118, No. 5, Sept./Oct. 1992, pp. 776 - 790.

**RESÚMEN:**

Backwashing of deep bed filters is achieved by fluidizing the filter media. A mathematical model for velocity gradient in two-dimensional turbulent flow that can also be applied to flow in fluidized beds in the transitional state was developed. The theory of fluidization in a circular cross-section column was presented. The existence of a viscous sublayer around each fluidized solid particle and the laminar sublayer thickness at the wall were neglected. To evaluate the theoretical expressions, numerical applications are carried out for filter-bed materials of two different types of sands and anthracite coal. An indirect verification of the existence of an optimum porosity around 0.70-0.75 during filter backwashing was observed in the laboratory experiments. The velocity gradient in backwashing of granular filters was found to be a function of power dissipation in a unit volume and coefficient C that indicates the effect of turbulence in total power dissipation. It was also found that turbulence intensity decreases with an increase of porosity, and the arithmetic mean shear stress has a maximum value between porosity values of 0.70 and 0.75.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** Treatment of vocs in high strength wastes using an anaerobic expanded-bed gac reactor.

**AUTORES:** Narayanan B., Suidan M.T., Gelderloos A.B., Brenner R.C.

**FUENTE:** Wat. Res. (GB), Vol. 27, No. 1, 1993, pp. 181 - 194.

**RESUMEN:**

The potential of the expanded-bed granular activated carbon (GAC) anaerobic reactor in treating a high strength waste containing RCRA volatile organic compounds (VOCS) was studied. A total of six VOCS, methylene chloride, chlorobenzene, carbon tetrachloride, chloroform, toluene and tetra-chloroethylene, were fed to the reactor in a high strength matrix of background solvents. Performance was evaluated. The reactor was found to effect excellent removal of all

VOCs (97%). Chloroform, while itself removed at levels in excess of 97%, was found to inhibit the degradation of acetate and acetone, two of the background solvents. Without any source of chloroform in the feed, excellent COD removals were obtained in addition to near-complete removal of all the VOCS.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Removal of refractory organics and nitrogen from landfill leachate by the microorganism-attached activated carbon fluidized bed process.

**AUTORES:** Imai A., Sudo R.

**FUENTE:** Wat. Res. (GB), Vol. 271 No. 11 19931 pp. 143 - 145.

**RESUMEN:**

The microorganism-attached activated carbon fluidized bed (MAACFB) process was applied to treat a real landfill leachate containing refractory organics and a high concentration of ammonium nitrogen. The MAACFB process consists of two fluidized bed reactors in series: anaerobic and aerobic. The MAACFB process was found to be effective in treating the landfill leachate. The MAACFB process removed about 60 and 70% of refractory organics and nitrogen, respectively, from the landfill leachate simultaneously and steadily over more than 700 days of the operation period. A mass balance of the organics around the MAACFB process revealed that most organics may be biodegraded.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Effects of biomass entrapment and carrier properties on the performance of an air-fluidized-bed biofilm reactor.

**AUTORES:** Tsubone T., Ogaki Y., Yoshiy Y., Takahashi M.

**FUENTE:** Wat. Environ. Res. (US). Vol. 64, No. 7, Nov./Dec. 1992, pp. 884 - 889.

**RESUMEN:**

In air-fluidized-bed bioreactors (AFBBR) for wastewater treatment, reactions were found to take place mainly in the biofilm formed on the surface of the carriers, even when a large number of microorganisms were immobilized in the carriers by an entrapping method. A cylindrically shaped, expanded polypropylene carrier (CEPPC) that is capable of holding a large quantity of microorganisms was developed and tested in continuous experiments. The AFBBR process was proven to be applicable to a high biological oxygen demand (BOD) loading treatment, and the ammonia nitrogen removal rate of the AFBBR process was determined to be higher than that of the fill-and-draw type activated sludge process.



**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** Biological activated carbon in fluidized bed reactors for the treatment of groundwater contaminated with volatile aromatic hydrocarbons.

**AUTORES:** Voice T.C., Pak D., Zhao X., Shi J., Hickey R.F.

**FUENTE:** Wat. Res., (GB), Vol. 26, No. 101 19921 pp. 1389-1401.

**RESUMEN:**

A comparison of fluidized bed reactor systems with (1) adsorptive removal capacity only using granular activated carbon (GAC) without microbial growth, (2) combined biological and adsorptive removal mechanisms using GAC with microbial growth and (3) biological removal only using non-activated carbon with microbial growth was performed. these three systems were fed groundwater contaminated with benzene, toluene and xylene (BTX). The breakthrough profiles, steady-state removal of BTX and system response to step increased in applied organic loading rates were investigated. During start-up, even through the same amount of inoculum was added to the two biological systems, the time required until effective biodegradation commenced in the system employing GAC as a biomass carrier was less than that observed for the system using non-activated carbon (200 vs 500 h). Significantly less BTX was released during this period by the system with combined removal mechanisms and the development of a contiguous biofilm was more rapid.

---

**TÍTULO:** Circulating fluidized bed incineration of industrial solid wastes

**AUTORES:** Chang Y.-M., Kang J.-S., Ho C.-C.

**FUENTE:** Waste Mngmnt. & Research, (GB), Vol. 10, No. 4, Aug. 1992, pp. 357 - 369.

**RESUMEN:**

A pilot scale test facility of a circulating fluidized bed incinerator was established to generate design and operation data and help assess the technical feasibility for industrial applications. the use of high turbulence in the combustion zone and feeding an acid- capturer directly in to the incinerator to absorb acid gases eliminates the costly afterburner and scrubber. This paper presents some systematic incineration tests of uniform industrial wastes such as a paper mill sludge cake, rubber waste and petroleum coke. Sludge cakes with high moisture and low heating values can be treated to a low emission level by co-firing with coal. The high superficial gas velocity has improved combustion efficiency but increases NO<sub>x</sub> emissions. However, sulphur content has almost no influence on sulphur retention. The problems of CO/NO<sub>x</sub> emissions and circulation stability are also discussed.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Explaining widely varying biofilm-process performance with normalized loading curves.

**AUTORES:** Wirtel S.A., Noguera D.R., Kampmeier D.T., Heath M.S., Rittmann B.E.

**FUENTE:** Water Environ. Res., (US). Vol. 64, No. S. 1992, pp. 706 - 711.

**RESUMEN:**

The goal of the research was to evaluate whether the method of normalized loading curves could explain the performance differences among three steady-state biofilm processes that had nearly identical loadings and process configurations. Three methanogenic fluidized-bed biofilm reactors were challenged with a range of surface loadings of three distinctly different organic substrates: acetate, phenol, and glucose. Normalized loading curves were generated from the four fundamental parameters ( $S_{min}$ ,  $S^*_{min}$ ,  $K^*$  and  $J_R$ ) and compared to the experimental performance. The curves and the fundamental parameters explained why effluent concentrations of acetate and phenol were sensitive to loading, while the glucose concentrations insensitive; why effluent concentrations were much lower for phenol than for glucose at similar surface loads; and why acetate required a much higher surface loading to give similar performance trends.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Evaluation method for advanced acid rain compliance technology

**AUTOR:** Rubin E.S.

**FUENTE:** J. Energy Engrg. (US), ASCE (US). Vol. 118, No. 1, April, 1992, pp. 38 - 55.

**RESUMEN:**

Technological innovation in emissions control of acid rain precursors has made possible increasingly stringent control requirements for coal-fired power plants. A key challenge for potential process adopters is evaluation of the uncertainties in performance and cost inherent in any new control technology. Uncertainties can be explicitly characterized using probabilistic modelling techniques such as Monte Carlo simulation. A robust approach to evaluating advanced systems is illustrated via a case study based on the fluidized bed copper oxide process. An engineering performance and cost model of this process was developed. Selected input parameters were assigned probability distributions based on data analysis and expert judgments. The model then was exercised in a probabilistic modelling environment. The modelling applications illustrate how uncertainty may be included in process evaluation. In particular, the likely cost savings and risks of a new technology compared to conventional technology can be estimated under varying design and uncertainty assumption.

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Anaerobic removal of cod in metal-cutting-fluid wastewater

**AUTORES:** Kim B.R., Zemla J.F., Anderson S.G., Stroup D.P., Rai D.N.

**FUENTE:** Wat. Environ. Res., (US), Vol. 64, No. 3, 1992, pp. 216 - 222.

**RESUMEN:**

The treatment of metal-cutting-fluid wastewater was investigated using an anaerobic, granular activated carbon, fluidized-bed process. During 900 days of operation, three influent COD concentrations were tested: 1029, 3343, and 5324 mg/L. For each influent COD concentration, a series of influent flow rates was used to test a range of unexpanded empty-bed contact times from 0.9 to 7.5 hours. The findings include the following: (1) the reactor removed biodegradable COD effectively and efficiently at relatively high loading rates (more than 70 kg/m<sup>3</sup>.d); (2) approximately 35% of the influent COD was nonbiodegradable - more than approximately 65% of the nonbiodegradable COD was aerobically biodegradable; (3) approximately 68% of the COD biodegraded was converted to methane, showing potential for energy recovery (4) a relatively low biomass production (a yield coefficient of approximately 0.09 g biomass produced/g COD degraded) was observed; and (5) the overall removal rate of biodegradable COD followed first-order kinetics.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Biofilm density for biological fluidized beds.

**AUTORES:** Ro K.S., Neething J.B.

**FUENTE:** Res. J. of WPCF (US). Vol. 63, No. 5, July/Aug. 1991, pp. 815 - 818.

**RESUMEN:**

The density of biological particles in fluidized beds changes as the biofilm grows due to changes in the biofilm makeup and morphology. These changes cause a decrease in biofilm dry density to approximately 0.01 to 0.02 g/cm<sup>3</sup> when the relative biofilm thickness (defined as the ratio between the bioparticle size and the support medium size) exceeds approximately 2. The biofilm wet density (dry density plus water) decreases linearly with decreasing dry biofilm density, approaching the density of water for thick biofilms. Therefore, a thicker biofilm will form a larger but less dense particle. This finding is important in order to understand the interaction between particle characteristics and particle-settling velocity, a critical parameter for designing and operating biological fluidized beds.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Colloid removal in fluidized-bed biofilm reactor

**AUTORES:** Sprouse G., Rittmann B.E.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US). Vol. 116, No. 2, Mar.-Apr. 1990, pp. 314 - 329.

**RESUMEN:**

A methanogenic fluidized-bed biofilm reactor was successfully operated for the removal of 1- $\mu$ m organic colloids. The removal efficiency of total suspended solids was 72-76%, and the total chemical oxygen demand removal was 91-93%. Since some of the effluent suspended solids were biomass, the actual removal efficiency of the original organic particles was approximately 90%. Mechanistic filtration theory was modified to include bed fluidization, biofilm attachment to the collector surface, and effluent recycle. Removal of input suspended solids as 90% at 31% bed expansion; the recycle of effluent was an important determinant of the ability of the fluidized-bed system effectively to filter the particle material; and, for the organic loading conditions of this study, the removal of organic particles did not vary with changes in the expansion of the bed. However, the modeling also predicted that increases in influent particle concentration should allow better overall particle mass removals for the same mass loading.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Colloid filtration in fluidized beds.

**AUTORES:** Sprouse G., Rittmann B.E.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US). Vol. 116, No. 2, Mar.-Apr. 1990, pp. 299 - 313.

**RESUMEN:**

Particle transport and capture are essential for the successful treatment by fluidized-bed biofilm processes of wastewaters containing suspended organic matter. Small-scale, once-through, fluidized-bed filters were utilized to analyze the transport mechanisms and effects of collector surface chemistry on the removal of ferric-hydroxide flocs by fluidized granular activated carbon collectors. Experimental results demonstrated that the mechanisms of diffusion, gravity sedimentation, and interception acted according to theory to provide particle transport to the surface; that gravity sedimentation was the dominant mechanism under the conditions studied and was not affected by the upward water velocity; that the inertial mechanism was unimportant; that not having strictly laminar conditions did not invalidate use of the mechanistic model; that conditioning of the carbon surface greatly affected the cohesion efficiency; and that expansion of the bed by greater superficial flow velocities caused suspended-particle removal efficiencies to decline.

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Colloid filtration in fluidized beds

**AUTORES:** Sprouse G., Rittmann B.E.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 116, N° 2, Mar.-Apr. 1990, pp. 299-313

**RESUMEN:**

Particle transport and capture are essential for the successful treatment by fluidized-bed biofilm processes of wastewaters containing suspended organic matter. Small-scale, once-through, fluidized-bed filters were utilized to analyze the transport mechanics and effects of collector surface chemistry on the removal of ferric-hydroxide flocs by fluidized granular activated carbon collectors. Experimental results demonstrated that the mechanisms of diffusion, gravity sedimentation, and interception acted according to theory to provide particle transport to the surface; that gravity sedimentation was the dominant mechanism under the conditions studied and was not affected by the upward water velocity; that the inertial mechanism was unimportant; that not having strictly laminar conditions did not invalidate use of the mechanistic model; that conditioning of the carbon surface greatly affected the cohesion efficiency, and that expansion of the bed by greater superficial flow velocities caused suspended-particle removal efficiencies to decline.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Low temperature treatment of municipal sewage in anaerobic fluidized bed reactors.

**AUTORES:** Sanz I., Fdz-Polanco F.

**FUENTE:** Water Res. (GB), Vol. 24, No. 4, 1990, pp. 463 - 469.

**RESUMEN:**

The anaerobic fluidized bed reactor (AFBR) appears to be most promising for the treatment of low strength wastes, such as municipal sewage, at low temperatures, since the process is able to maintain a large mass of active microorganisms and provides effective removal of TSS. The study is divided in three parts. The objective of the first part is to characterize the effect of decreasing temperature on the performance of two mature AFBR reactors. The second part presents the data from 220 days of operation at 10 degrees C; and in the third part two start-ups, with and without inoculum at 15OC, are evaluated. A gradual temperature decrease from 20 to 15OC, allowing the microorganisms to acclimate to the new lower temperature, did not have a great effect on effluent quality. However a great accumulation of TSS was observed in the top of the fluidized bed. At 15OC, an hydraulic retention time of

1.5h, 70% of TCOD removal was achieved. It is possible to start-up the AFBR at 150C without inoculation; however, at least 4 months is required to get good quality effluents.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Bioactive adsorber model of industrial wastewater treatment

**AUTORES:** Kim S.-H., Pirbazari M.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 115, No. 6, Dec. 1989, pp. 1235 - 1256.

**RESUMEN:**

A predictive mathematical model that describes the adsorption and biodegradation phenomena in recycle fluidized-bed (RFB) adsorbers was developed. The model incorporated liquid film transfer biodegradation, and diffusion in the biofilm, adsorption onto activated carbon, as well as biofilm growth. The model equations were solved by a combinatorial technique involving the methods of orthogonal collocation and finite differences. Computer simulations of the model were used for adsorber performance predictions from parameters obtained from adsorption-equilibrium and kinetic studies, biokinetic experiments, and correlation techniques. Sensitivity tests were also performed to determine the effect of physical and biological parameters on model profiles. Recycle fluidized adsorber experiments were conducted to test the predictive capability of the model. Two ideally biodegradable compounds, glucose and sucrose, as well as two actual wastewaters, a dairy waste and a landfill leachate, were used to compare the predicted model profiles with experimental data for nonbioactive and bioactive RFB adsorbers. The performance predictions obtained from modelling were in satisfactory agreement with the experimental data.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Sludge digestion by anaerobic fluidized beds: II-kinetic model

**AUTORES:** Ray B.T., Huang J.-C., Dempsey B.A.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 115, No. 6, Dec. 1989, pp. 1156 - 1170.

**RESUMEN:**

A model has been developed to describe the gas production and soluble-COD variations from the digestion of waste-activated sludge in the anaerobic fluidized-bed reactor. It indicates that a substantial rate increase can be attained by prehydrolysis of the biological sludge, external to the reactor. The model indicates that the rate-limiting step is in the sludge hydrolysis. The model is developed from an assumption of first-order kinetics in a set of series and parallel, irreversible reactions. That is the

formation of soluble substrate is first order with respect to the particular biomass present, and that the production of methane is first order with respect to the soluble substrate present. The amount of particulate biomass can be approximated by the sludge-suspended solids and that the amount of soluble substrate can be approximated by the soluble COD present in the reactor. The model correlates well with the laboratory data observed in the study.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Performance and kinetics of aerated fluidized bed biofilm reactor

**AUTORES:** Shieh W.K., Li C.T.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 115, No. 1, Feb. 1989, pp. 65 - 79.

**RESUMEN:**

The aerated fluidized bed biofilm reactor (FBBR) was evaluated for treatment of a corn starch wastewater at food-to-microorganism (F/M) ratios ranging from 0.4 to 1.6lg S-day biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>/g) total volatile solids (TVS)-day. Laboratory results indicated that good combined carbon oxidation/nitrification, with removal efficiencies greater than 90% could be achieved providing that F/M ratio and mean cell resistance time (MCRT) were maintained at greater than 1.0g BOD/d4/g TVS-day and fewer than five days, respectively. More than 95% of reactor biomass in an aerated FBBR was immobilized on the fluidized media. Depending on the BOD<sub>5</sub> loadings applied, between 25 to 75mg TVS could be immobilized per gram of sand. Good oxygenation performance, with bulk-liquid DO concentrations consistently greater than 3.0 mg/L. was achievable because the fluidization requirements of media controlled the air injection rate. Both BOD<sub>5</sub> removal and nitrification kinetics exhibited a pattern suggesting that mass transfer resistances of substrates could be significant within the region of low bulk-liquid concentrations.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Anaerobic fluidized bed treatment of an industrial wastewater

**TITULO:** Chen S.J., Li C.T., Shieh E.K.

**FUENTE:** J. WPCF (US), Vol. 60, No. 10, Oct. 1988, pp. 1826 - 1832.

**RESUMEN:**

The anaerobic fluidized bed biofilm reactor (AFBBR) was evaluated as a means for corn starch wastewater pretreatment. Laboratory results indicate that good chemical oxygen demand (COD) reduction and methane production are achievable in AFBBR's operated at proper food: microorganism (F:M) ratios. Over 70% of feed

COD can be removed and 15 L/d of methane can be produced at F:M ratios as high as 3.45 g COD/g TVS.D. Reactor biomass holdups greater than 15,000 mg/L are achievable in AFBRRS. The combined effects of biofilm detachment, biofilm growth, and international bioparticle wastage and biofilm separation cause finite AFBRR mean cell residence time (MCRT). A desirable MCRT is achievable in AFBRRs that will ensure good COD reduction and methane production.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Fluidization and reactor biomass characteristics of the denitrification fluidized bed biofilm reactor.

**AUTORES:** Mulcahy L.T., Shieh W.K.

**FUENTE:** Water Res.(US), Vol. 21, No. 4, 1987, pp. 451 - 458.

**RESUMEN:**

The fluidization and reactor biomass characteristics of the denitrification fluidized bed biofilm reactor (FBBR) were investigated. Experimental evidence obtained indicates that Richardson-Zaki correlation, which was developed for rigid solid particles, provides an excellent description of the fluidization mechanics of a denitrification FBBR. However, correlations for calculation of drag coefficient and expansion index should be modified to account for the FBBR characteristics that the degree of bed expansion increases with increased bioparticle size (i.e. increased biofilm thickness).

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Water purification by fluidized bed technique

**AUTOR:** Ademoroti C.M.A.

**FUENTE:** Wat. Res. (US), Vol. 20, No. 9, Sept. 1986, pp. 1105 - 1109.

**RESUMEN:**

Composite samples of wastewater obtained from a Nigerian Institution were clarified with a 10% solution of commercial alum and then filtered through a sand bed. Considerable reductions in colourl turbidity, suspended solids, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, detergents of alkul benzene sulphonate base and total coliform bacteria were achieved in the samples. The samples were further purified by adsorption of their impurities by powered activated carbon in a fluidized bed. The purification was done by two modes: fluidization with no beads added and fluidization with beads added.

**BASE DE DATOS:** CITIS



**TITULO:** The development of a high-rate nitrification fluidized-bed process

**AUTORES:** Greem K.M., Hardy P.J.

**FUENTE:** Wat. Pollut. Con. (GB), Part 1, 1985, pp. 44 - 55.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Industrial wastes as carbon sources in biological denitrification

**AUTORES:** SKRINDE J.R., BHAGAT S.K.

**FUENTE:** J. Wat. Pollut. Control Fed. (US), Vol. 54, No. 4, Apr. 1982, pp. 370

**RESUMEN:**

Biological nitrification and denitrification processes effectively remove nitrogen from wastewaters. In the denitrification process, where addition of an organic carbon source is usually required, methanol has been used for this purpose. This study investigates the effectiveness of corn silage derivative, yeast, whey, and spent sulfite liquor as alternatives to relatively expensive methanol. The study also evaluates the effectiveness of denitrifying bacteria attached on activated carbon particles that were fluidized in a column system. A laboratory-scale, fluidized-column system was constructed and operated on a continuous-flow basis. The study results indicate that the industrial-waste carbon sources, corn silage derivative, yeast, whey, and spent sulfite liquor, are as effective as methanol. The fluidized-bed system promises to be a practical answer for meeting the advanced treatment requirements of nitrogen removal from nitrified municipal and industrial wastewater effluents.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Optimization integrated energy systems

**AUTORES:** Shugar T.A., Jackson M.D., Anderson S.J.

**FUENTE:** J. Energy Div., ASCE (US), Vol. 107, No. 1, May 1981, pp. 121 - 139.

**RESUMEN:**

Application of renewable and nonrenewable energy conversion technologies are forecast for medium and large industrial facilities. Data are obtained from an optimization model that determines the least, life-cycle cost energy supply system for an industrial facility. Optimal solutions were composed of integrated combinations of energy conversion technologies. Besides being more cost-effective than status quo systems fired exclusively on fuel oil, the optimal integrated systems displace a significant percentage of fuel oil. Energy conversion technologies that participate in the optimal solutions for medium and large industrial facilities include: fluidized-bed coal combustion, cogeneration, oil-fired systems, with smaller contributions from refuse derived fuel systems. Oil-fired systems participate only in a peaking capacity

wherever coal combustion is permitted. Otherwise, the status quo systems are forecasted to prevail.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Fluidized - and expanded - bed reactors for waste water treatment

**AUTORES:** Cooper P.I., Wheeldon D.H.V.

**FUENTE:** Wat. Pollut. Control (GB), Vol. 79, No. 2, 1980, pp. 286 - 306, 67 Refs.

**RESUMEN:**

In this paper a review of the state of the art of fluidized and expanded-bed technology is followed by a brief account of recent work at the Water Research Council in this field. Some of the advantages claimed for these systems are listed and mathematical models of fluidized bed systems are briefly outlined. The economics of this form of treatment are also discussed and design considerations are reviewed. Experience suggests that fluidized and expanded beds seem promising additions to the range of systems which can be used to treat domestic and industrial waste waters. The most likely areas of application are denitrification of water prior to potable water treatment, and operating existing sewage treatment plants.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Joint treatment of refuse and sewage sludge

**AUTOR:** Wuhrmann K.A.

**FUENTE:** Wasser, Energie, Luft (CH), Vol. 71, No. 9, 1979, pp. 172 - 174.

**RESUMEN:**

Joint treatment of refuse and sewage sludge with a view to either energy or fertilizer substitution is a common problem, characterized by the fact that the energy surplus in refuse is compensated by the energy deficit of the sludge. The ratio is inverted as far as the nutrients are concerned. This paper describes the conditions for joint treatment by composting, incineration plus drying and total incineration. Energy has revealed the necessity of additional dewatering in the case of equivalent waste loads as well as different energy transfer fluxes, depending on the two types of processes, with and without formation of offensive smelling substances. The latter type of process is restricted to high temperatures or hermetic evaporation. The first type of process is usually exemplified by the fluidized bed incinerator, the latter by evaporators. Processes of the odour producing type have the advantage of lower investment costs, but are hampered by the additional social or operational costs as well as energy input

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Fluidized bed for biological wastewater

**AUTOR:** Stathis T.C.

**FUENTE:** J. Environ. Engrg. Division, ASCE (US), Vol. 106, No. 1, Feb. 1980, pp. 227 - 241.

**RESUMEN:**

The fluidized bed system is a new method for the biological removal of carbonaceous BOD, nitrification, and denitrification of wastewaters. The theory developed provides a method for determining the design and operating parameters of the fluidized bed process for the removal of carbonaceous BOD. The theory can be used to determine the optimal operational conditions of the system. The fluidized bed system offers a much higher surface area per unit volume of reactor on which the microorganisms grow, and therefore, it can operate with much higher concentrations of biological mass than other systems. As a result, the fluidized bed system requires considerable less space and lower construction costs than others, and it should be considered as a welcome addition to the variety of wastewater treatment systems available.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TITULO:** Backwashing granular filters

**AUTORES:** Cleasby John L., Stangl Edward W., Rice Gary A.

**FUENTE:** Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE (US), Vol. 101, No. 5, October 1975, pp. 713 - 727.

**RESUMEN:**

Reasons for the renewed interest in granular filter backwashing are presentes, especially the more difficult backwashing problem encountered in wastewater filtration. Water fluidization backwash alone is inherently weak because of the absence of particle collisions in a fluidized bed, and the cleaning results from hydraulic shear alone. Wastewater studies of the benefits of backwash auxiliaries such as air-scour prior to water backwash or surface wash (before and during water backwash) show: (1) That such auxiliaries are essential in wastewater filtration; (2) that the two auxiliaries are about equal in their effectiveness; (3) that all evidence of dirty filters is not eliminase by their use; and (4) that the use of air-scour and water fluidization simultaneously is an effective backwash but poses some design and operating problems. Filter design and operating considerations for each backwashing auxiliar are examined.

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** NITRIFICATION IN A MOVING BED BIOFILM REACTOR.

**FUENTE:** Wat. Res., (US), Vol. 28, No. 6. 1994, pp. 1425 - 1433.

**AUTORES:** Hem L.J., Rusten B., Odegaard H.

**RESUMEN:**

A new biofilm reactor, the moving bed reactor, was studied for nitrification purposes. The study was partly on laboratory-scale with a prepared water, and partly on pilot-scale with primary or secondary effluent as feed water. The experimental results showed that when alkalinity was in excess and there was no organic load, either the ammonium or the oxygen concentration would be limiting for the nitrification rate. The shift from the ammonium to the oxygen concentration being rate limiting occurred for an oxygen to ammonium concentration ratio of about 3 g O<sub>2</sub> (g NH<sub>4</sub>-N)<sup>-1</sup>. The oxygen concentration had a great influence on the nitrification rate when oxygen was rate limiting. The nitrification rate was then close to a first-order function of the oxygen concentration, indicating liquid film diffusion to be the important rate limiting mechanism. Nitrification rates were reduced by increased organic loads. When the organic load exceeded 5 g total BOD<sub>7</sub>/m<sup>2</sup>d, the nitrification became insignificant.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** PERFORMANCE AND KINETICS OF AERATED FLUIDIZED BED BIOFILM REACTOR

**FUENTE:** J. Environ. Engrg., ASCE (US), Vol. 115, No. 1, Feb. 1989, pp. 65 - 79.

**AUTORES:** Shieh W.K., Li C.T.

**RESUMEN:**

The aerated fluidized bed biofilm reactor (FBBR) was evaluated for treatment of a corn starch wastewater at food-to-microorganism (F/M) ratios ranging from 0.4 to 1.6lg 5-day biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>/g) total volatile solids (TVS)-day. Laboratory results indicated that good combined carbon oxidation/nitrification, with removal efficiencies greater than 90% could be achieved providing that F/M ratio and mean cell residence time (MCRT) were maintained at greater than 1.0g BOD/d4/g TVS-day and fewer than five days, respectively. More than 95% of reactor biomass in an aerated FBBR was immobilized on the fluidized media. Depending on the BOD<sub>5</sub> loadings applied, between 25 to 75mg TVS could be immobilized per gram of sand. Good oxygenation performance, with bulk-liquid DO concentrations consistently greater than 3.0mg/L, was achievable because the fluidization requirements of media controlled the air injection rate. Both BOD<sub>5</sub> removal and nitrification kinetics exhibited a pattern suggesting that mass transfer resistances of substrates could be

significant within the region of low bulk-liquid concentrations.

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** FLUIDIZATION AND REACTOR BIOMASS CHARACTERISTICS OF THE DENITRIFICATION FLUIDIZED BED BIOFILM REACTOR.

**FUENTE:** Water Res.(US), Vol. 21, No. 4, 1987, pp. 451 - 458.

**AUTORES:** Mulcahy L.T., Shieh W.K.

**RESUMEN:**

The fluidization and reactor biomass characteristics of the denitrification fluidized bed biofilm reactor (FBBR) were investigated. Experimental evidence obtained indicates that Richardson-Zaki correlation, which was developed for rigid solid particles, provides an excellent description of the fluidization mechanics of a denitrification FBBR. However, correlations for calculation of drag coefficient and expansion index should be modified to account for the FBBR characteristics that the degree of bed expansion increases with increased bioparticle size (i.e. increased biofilm thickness).

---

**BASE DE DATOS:** CITIS

**TÍTULO:** AERATION AND SUBSTRATE UTILIZATION IN A SPARGED PACKED-BED BIOFILM REACTOR.

**FUENTE:** J. Wat. Pollut. Con. Fed. (US), Vol. 58, No. 11, Nov. 1986.

**AUTORES:** Lee K.M., Stensel H.D.

**RESUMEN:**

A mathematical mechanistic model describes both aeration and substrate removal in a sparged packed-bed biofilm reactor. The model describes oxygen transfer by two simultaneous pathways: bulk liquid oxygen dissolution and interfacial oxygen transfer. Substrate removal rate, oxygen utilization rate, dissolved oxygen and substrate concentration profiles, and oxygen transfer efficiency for different air sparging and organic loading conditions were determined by the model simulation. Model simulation results agreed closely with laboratory experimental results over a wide range of aeration and organic loading rate conditions. This close agreement was the result of including the interfacial oxygen transfer pathway in the model.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**TÍTULO:** Biofiltration pilot test at the daishowa pulp and paper mill using the biocarbone process.

**AUTORES:** SEGUIN F. A.; TREMBLAY B.; ZA LOUM R.

**FUENTE:** WATER POLLUT. RES. J. CANADA, 1993, 281, N° 3, 621-634, 6 REF.

**RESUMEN:**

Industrie du papier. Interet du procede biocarbone pour le traitement biologique des effluents. Systeme plus economique que les boues actives par possibilite de travailler a des charges en DCO de plus de 10 kg/m<sup>3</sup>/j.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Biocarbone aerated filters - ten years after: Past, present, and plenty of potential.

**AUTORES:** Rogalla, F.; Sibony, J.

**ORGANISMO:** Research Cent Compagnie Generale des Eaux, Maisons Laffitte, Fr.

**FUENTE:** Water Science and Technology. Vol. 26, N° 9-11, 1992. pp. 2043-2048.

**RESUMEN:**

About ten years ago, the first full scale Biocarbone aerated filter went into service in Soissons (France) for a capacity of 40 000 population equivalents. This compact wastewater treatment system combines aerobic biodegradation and filtration in one unit, eliminating the need for clarifiers and achieving high removal rates through fixed biomass. Since, a number of independent investigations have been performed to establish dimensioning criteria and process performance. This article summarizes the reports of the US EPA, the Japanese JSWA, and the British WRC, as well as experiences acquired by cities and water authorities. In pilot and demonstration scale, reactor kinetics, sludge production and energy consumption was measured. Most reports agree on removal rates up to 4 kg BOD/m<sup>3</sup>d or nitrification rates around 0.6 kg N/m<sup>3</sup>d. Sludge yields ranged consistently around 0.8 kg SS/kg BOD removed, but oxygen transfer measurements varied from 7% to 15%. Full scale experience confirms these values, and operation results from large plants in North America are given. Several examples of using the Biocarbone process for low pollution residuals are demonstrated, including plants in Britain, Denmark and Switzerland. As tertiary installation fed with clarified secondary effluent, final residuals below 1 mg/l N-NH<sub>4</sub> and 5 mg/l for SS and BOD can be achieved in a hydraulic detention time around one hour. On settled sewage, two hours detention time results in advanced secondary effluent quality below 5 mg/l N-NH<sub>4</sub> and around 10 mg/l for BOD and SS. If an anoxic reactor is added, total nitrogen residuals below 10 mg/l can be achieved in about three and a half hours. (Author abstract) Refs..

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Production of high-quality effluents in sewage treatment using the biocarbhone process.

**AUTORES:** Lilly, W.; Bourn, G.; Crabtree, H.; Upton, J.; Thomas, V.

**FUENTE:** Journal of the Institution of Water and Environment Management. Vol. 5, N° 2, Apr 1991, pp. 123-133.

**RESUMEN:**

The Biocarbhone process *is* a new system for water and effluent purification in which biological treatment and physical filtration take place in the same reactor. Because the use of the process for tertiary treatment of sewage effluent had not been fully investigated, a pilot-scale evaluation was undertaken at Severn Trent's Wigston sewage-treatment works. This paper presents the results. The study corroborases performance information published by the manufacturar. It shows that the process is an alternativa to convencional technology for producing fully-nitrified tertiary effluents having low biochemical oxygen demand (BOD) and suspended solids (SS) concentrations. (Author abstract) 5 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Pilot-scale evaluation of the 'BIOCARBONE process' for the treatment of settled sewage and for tertiary nitrification of secondary effluent.

**AUTORES:** Dillion, G. R.; Thomas, V. K.

**ORGANISMO:** Water Research Cent, Stevenage, Engl.

**FUENTE:** Water Science and Technology. Vol. 22, N° 1-2, 1990, pp. 305-316

**RESUMEN:**

The pilot-scale evaluation aimed to assess the performance of the process and its economic feasibility for use in the UK. Carbonaceous oxidation of settled sewage and tertiary nitrification of secondary effluent were investigated in two pilot-scale reactors. Carbonaceous oxidation produced a good-quality effluent at volumetric loading rates up to 4.1 kg BOD<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d (9.2 kg COD/m<sup>3</sup>.d). Automatic backwashing of the filter was required and problems were encountered with blockages of the process aeration grid. Tertiary nitrification achieved greater than 90% ammoniacal nitrogen (NH<sub>3</sub>-N) removal at volumetric loading rates up to 0.58 kg NH<sub>3</sub>-N/m<sup>3</sup>.d (0.63 kg KjN/m<sup>3</sup>.d). The economic evaluation indicated that costs of sewage treatment using the BIOCARBONE process would be comparable to those of the activated sludge process for sewage treatment works greater than 50,000 population equivalent. (Edited author abstract) 8 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**AUTORES:** PAYRAUDEAU M.; BONTONOU J. Y.

**FUENTE:** QUEBEC, 69E CONGR. AGHTM, 1989, 11-15/O91 217-237, 8 REF.

**RESUMEN:**

Traitement biologique a basse temperature selon un procede de filtration biologique aeree. Comparaison des performances epuratoires en dbo5 et en matieres en suspension de deux systemes biologiques: le biocarbone par bacteries fixees aerees dans la masse et la culture libre en boues activees. Resultats diexperimentations menees en eau diluee a temperature froide (5 degres C) et a 20 degres C: meilleures performances du biocarbone lors du traitement a basse temperature sans diminution de concentration en biomasse. Traitement biologique a basse temperature selon un procede de filtration biologique aeree: le biocabone

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**TITULO:** Rapport. Etude des durees de vie de filtres biocarbone

**AUTOR:** LELOUP J.

**FUENTE:** LELOUP J. - ST. DENIS, I.U.T., UNIV. PARIS 13, S.D.1 69 P., 2 REF.

**RESUMEN:**

Rapport. Etude des durees de vie de filtres biocarbone. Filtres biocarbone: leur implantation dans une filiere de traitement d'eau potable. Conditions d'exploitation, lavage et evolution de la granulometrie du charbon actif. Estimation de la masse biologique fixee. G 7928.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** P. LE CLOIREC, K. GAID, G. MARTIN - ENVIRON. TECHNOL. LETT., 1982, Vol. 3, N° 6, pp. 257-262.

**RESUMEN:**

Epuration des eaux residuaires par le procede biocarbone. Etude du lavage des filtres biologiques et du role de la porosite. Essais comparatifs en laboratoire. Resultats diepuration du phenol et de l'ethanol avec utilisation des deux supports: charbon actif et noix de coco. Tres incomplet. 5 ref.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** P. GILLES - EAU ET IND., 1982, N°. 66, pp. 55-61.

**RESUMEN:**

Le procede biocarbone, systeme diepuration biologique utilisant une biomasse fixee. Description. Resultats des essais realises en pilote de laboratoire et sur pilote



industriel. Article d'information redige par le constructeur OTV.

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** F. RELOTIUS - P.C.M., 1982, Vol. 79, N° 3, pp. 32-37.

**RESUMEN:**

Traitement des eaux residuaires par le procede biocarbone mis au point pap, OTV. Description de la technique: installations construites, performances, diffusion du procede a l'etranger. Article publicitaire

---

**BASE DE DATOS:** EAUDOC

**FUENTE:** CGE ACTUALITES, 1979, N° 16, 28.

**RESUMEN:**

Biocarbone", nouveau procede de traitement biologique des eaux: presentation sommaire avec schema explicatif. Realisation ODA.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Water reuse using a biocarbone biological process unit.

**AUTOR:** Philipot, J. M.

**ORGANISMO:** Omnium de Traitement et Valorisation, Courbevoie, Fr.

**FUENTE:** Proceedings - Water Reuse Symposium 2. Vol. 2. Publ. by AWWA Research Foundation, 1981, Denver, Colo, USA p. 1267-1269

---

**BASE DE DATOS:** Compendex

**TITULO:** Some practical aspects of the "Biocarbon process"

**AUTORES:** Koppe, Paul; Imhoff, Klaus R.; Herkelmann, Horst; Sebesta, Georg.

**ORGANISMO:** Ruhrverband, Essen, Ger

**FUENTE:** Water Res. Vol. 13, N° 9, 1979, pp. 865-871

**RESUMEN:**

After completion of the laboratory tests, full-scale tests were started. In full-scale tests severas difficulties had to be overcome. In some cases it was difficult to avoid the sedimentation of the granular activate carbon in the aeration tanks. Another task was the separation of the carbon from the surplus activate sludge. The full-scale tests have been performed in two wastewater treatment plants. 10 Ref.

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Pyrolytic biocarbon materials

**AUTOR:** Olcott, Eugene L.

**FUENTE:** J Biomed Mater Res Biomed Mater Symp n 5, Part 1, p. 209-217, for Meet, Clemson Univ, SC, Apr 14-18 1973 (J Biomed Mater Res v 8 n 3)

**RESUMEN:**

Carbon is one of the most attractive biomaterials in many respects. Recent developments in high strength carbon materials for the aerospace industry have led to new forms of carbon which have good structural properties. Several of these, based on a vapor-deposited pyrolytic graphite matrix, are described. A needle-like silicon carbide strengthened pyrolytic graphite has been implanted in rabbits and chimpanzees with encouraging results. Applications are being sought.

---

**BASE DE DATOS:** POLLUTION

**TITULO:** Practical experience with the Sulzer BIOPUR- and BIOACTIVE FILTER systems for the treatment of various wastewaters

**AUTORES:** Gros, H.; Sulzer Chemtech, Switzerland.

**FUENTE:** ENVIRONMENT NORTHERN SEAS. Conf. and Exhibition Stavanger (Norway) 26-30 Aug 1991.

**RESUMEN:**

The Sulzer BIOPUR systems in combination with Sulzer filtration stage have a series of interesting process engineering and constructional features which are demonstrated on the realization of the biological purification of domestic wastewater and of the aerobic preliminary treatment of highly loaded wastewaters from the chemical industry.

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** BIOPUR systems and bioactive filters for advanced waste-water treatment.

**AUTOR:** Gros, Henry

**ORGANISMO:** Sulzer-Chemtech, Switz

**FUENTE:** Sulzer Technical Review Vol. 73, N°. 4, 1991, pp. 27-31

**RESUMEN:**

The advantages offered by bioactive filters in treatment of sewage and wastewater are reviewed based on experimental results. Treatment plants, equipped with such filters, require very little space, little energy, and simple exhaust air treatment devices. 4 Refs..

**BASE DE DATOS:** ENVIROLINE

**TITULO:** Biopur systems and bioactive filters for advanced waste-water treatment.

**AUTOR:** GROS HENRY

**FUENTE:** SULZER TECHNICAL REVIEW, APR 91, N° 4, P27(5)

**RESUMEN:**

Corp report the design and operation of the sulzer biopur fixed-bed reactor for wastewater treatment are described. The high efficiency of the bioactive filter in the system allows for higher loading rates. Oxygen is supplied either by preaeration with o-enriched air or by denitrification of the nitrates. Treatment operations in which the biopur system can be combined with bioactive filtration to enhance efficiency are described. The compact construction of the system allows it to be easily incorporated into an industrial plant site by positioning it in the process sequence between a preliminary clarification and a filtration stage. (4 references)

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Operating experiences with submerged filters for nitrification and denitrification

**AUTORES:** Meaney, B.J.; Strickland, J.E.T.

**ORGANISMO:** Anglian Water Services Ltd, Cambridge, Engl.

**FUENTE:** Water Science and Technology. Vol. 29, N°. 10-11, 1994, pp. 119-125

**RESUMEN:**

A bioreactor has been developed utilising floating plastic granules with a density close to water. The reactor can be either aerated or non-aerated and can be used for nitrification, denitrification or solids removal. Particular applications are in tertiary treatment to achieve suspended solids levels below 10 mg/l and ammonia levels below 5 mg/l, and in a pre-denitrification mode to reduce nitrate levels in effluent from bacteria bed works in order to comply with the UWWTD. (Author abstract) 2 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Operation of submerged filters by Anglian water services Ltd

**AUTOR:** Meaney, B.

**ORGANISMO:** Anglian Water Services Ltd, Cambridge, Engl.

**FUENTE:** Journal of the Institution of Water and Environment Management. Vol. 8, N°. 3, June 1994, pp. 327-334.

**RESUMEN:**

Since the introduction of submerged filters for sewage treatment in Europe, process improvements have been rapid. Downflow submerged filters using natural medium have been superseded by upflow filters using synthetic floating medium. Many advantages have been claimed for these systems and Anglian Water have investigated the operation of the Biobed and Filtabed submerged filters for carbonaceous oxidation nitrification and suspended~solids removal. The process is based on the use of a bed of floating plastic beads (2-5 mm) through which the sewage flows in an upward direction. The reactor is aerated or non-aerated according to the required application. Results have shown the process to be capable of producing an effluent containing less than 2 mg/l amm.N and 5 mg/l SS. Backwash water requirements are less than 1%. The Biobead/Filtabead systems are designed to be competitive with regard to area, capital and operating costs. (Author abstract) 2 Refs..

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Construction and operation of a submerged aerated filter sewage-treatment works

**AUTORES:** Robinson, A.B.; Brignal, W.J.; Smith, A.J.

**ORGANISMO:** PWT Projects, Middlesex, UK

**FUENTE:** Journal of the Institution of Water and Environment Management. Vol. 8, N° 2, Apr 1994, pp. 215-227

**RESUMEN:**

The capacity of the sewage-treatment works at Silchester in Hampshire has been enhanced and the effluent quality improved to a high standard by the installation of a new submerged biological aerated filter plant. Ten prefabricated steel submerged aerated filters reduce BOD and fully nitrify settled domestic sewage from a population equivalent of 20 000. Comprehensive operating data are presented to demonstrate the ability of single-stage submerged downflow aerated biological filters to produce a nitrified effluent. The final effluent quality remains consistently within consent limits at 4.8 mg/l BOD, 7.0 mg/l SS and 0.5 mg/l NH<sub>3</sub>-N, all 95 percentiles. (Consent 7 mg/l BOD, 25 mg/l SS, and 5 mg/l NH<sub>3</sub>-N, 95 percentiles.) Data are presented on total coliform and E. Coli concentrations through the filter plant, showing better than 3 log reductions in the effluent. (Author abstract) 1 Ref.

---

**BASE DE DATOS:** ENVIROLINE

**TITULO:** Temperature effects on the performance of a submerged aerated filter process

**AUTORES:** Koutsakos E. Thames Water Utilities, Reading, Uk; Smith A. J.; Brignal W.

J.

**FUENTE:** Environ Canada/et al Wastewater Treatment L5th Int Symp/Drinking Water 4th Workshop, Montreal, Pql Canadal Nov 17 - 1992, P227(10)

**RESUMEN:**

Conf paper a pilot submerged aerated filter system was constructed to evaluate equipment performance at temperatures lower than 10 c. Sewage treatment efficacy of the procpss was contrasted with that of other attached and suspended growth treatment schemes, and submerged system operation at low temperatures was analyzed in terms of suspended solids removal, carbonaceous oxidation, and nitrification. Submerged filter performance was relatively unimpacted at temperatures above 8-10 C. The nitrification rate of attached growth, flooded systems was less affected by temperature compared with suspended growth systems, especially at 12 C or lower. (16 references)

---

**BASE DE DATOS:** ENVIROLINE

**TITULO:** Operation of submerged filters by anglian water services LTD

**AUTOR:** MEANEY B.

**ORGANISMO:** ANGLIAN WATER SERVICES LTD, CAMBRIDGE, UK

**FUENTE:** J. INST. WATER ENVIRON. MANAG., JUN 94, V8, N3, P327(8)

**RESUMEN:**

Journal article the biobead submerged aerated filter for carbonaceous and ammoniacal oxidation was developed by anglian water services ltd, uk. The treatment is based on the use of a bed of floating plastic beads through which sewage flows in an upward direction. The reactor is aepated or nonaerated, depending on application specifications. The nonaerated filtabead submerged filter is used for suspended solids removal and final effluent polishing. The treatment train can yield an effluent with less than 2 mg/l of ammonia-nitrogen and 5 mg/l suspended solids. (2 references)

---

**BASE DE DATOS:** ENVIROLINE

**TITULO:** Construction and operation of a submerged aerated filter sewage-treatment works

**AUTORES:** ROBINSON A. B. PWT. PROJECTS, ISLEWORTH, UK; BRIGNAL W. J.; SMITH A. J.

**FUENTE:** J. INST. WATER ENVIRON. MANAG., APR 94, V8, N2, P215(13)

**RESUMEN:**

Journal article the silchester, uk, sewage-treatment plant, constructed originally to

serve a population of 8000, discharges treated effluent into the silchester brook. In 1989, due to a markedly increased population, the treatment plant was expanded. Because of a serious lack of space, submerged biological aerated filters were used. The safe process ultimately employed comprises a 1.5-2.5 m deep packed bed of granular medium. Settled sewage flows down through the bed, and process air is introduced. The process allows approximately four times the concentration of attached biomass as that found in conventional suspended-growth systems. A total of ten filters were used, each comprised of a prefabricated steel tank containing a 2 m deep bed of expandable shale and pipework for the distribution of process air and washwater. The plant's operation and maintenance, effluent quality and power consumption are described. All relevant water-quality standards have been met. (1 reference)

---

**BASE DE DATOS:** COMPENDEX

**TITULO:** Construction and operation of a submerged aerated filter sewage-treatment works

**AUTORES:** Robinson, A.B.; Brignal, W.J.; Smith, A.J.

**ORGANISMO:** PWT Projects, Middlesex, UK

**FUENTE:** Journal of the Institution of Water and Environment Management. Vol. 8, N° 2, Apr 1994, pp. 215-227

**RESUMEN:**

The capacity of the sewage-treatment works at Silchester in Hampshire has been enhanced and the effluent quality improved to a high standard by the installation of a new submerged biological aerated filter plant. Ten prefabricated steel submerged aerated filters reduce BOD and fully nitrify settled domestic sewage from a population equivalent of 20 000. Comprehensive operating data are presented to demonstrate the ability of single-stage submerged downflow aerated biological filters to produce a nitrified effluent. The final effluent quality remains consistently within consent limits at 4.8 mg/l BOD, 7.0 mg/l SS and 0.5 mg/l NH<sub>3</sub>-N, all 95 percentiles. (Consent 7 mg/l BOD, 25 mg/l SS, and 5 mg/l NH<sub>3</sub>-N, 95 percentiles.) Data are presented on total coliform and E. Coli concentrations through the filter plant, showing better than 3 log reductions in the effluent. (Author abstract) 1 Ref..

---

**BASE DE DATOS:** ENVIROLINE

**TITULO:** Temperature effects on the performance of a submerged aerated filter process

**AUTORES:** Koutsakos E. Thames Water Utilities, Reading, Uk; Smith A. J.; Brignal W. J.

**FUENTE:** Environ Canada/et al Wastewater Treatment L5th Int Symp/Drinking Water

4th Workshop, Montreal, PqI Canadal Nov 17 - 1992, P227(10)

**RESUMEN:**

Conf paper a pilot submerged aerated filter system was constructed to evaluate equipment performance at temperatures lower than 10 c. Sewage treatment efficacy of the procpss was contrasted with that of other attached and suspended growth treatment schemes, and submerged system operation at low temperatures was analyzed in terms of suspended solids removal, carbonaceous oxidation, and nitrification. Submerged filter performance was relatively unimpacted at temperatures above 8-10 C. The nitrification rate of attached growth, flooded systems was less affected by temperature compared with suspended growth systems, especially at 12 C or lower. (16 references)

## **ANEJO N° 3: INVESTIGACION DE CHOQUE.**

### **GRAFICOS**



# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO SEPIOLITA. ENTRADA Y SALIDA DQO

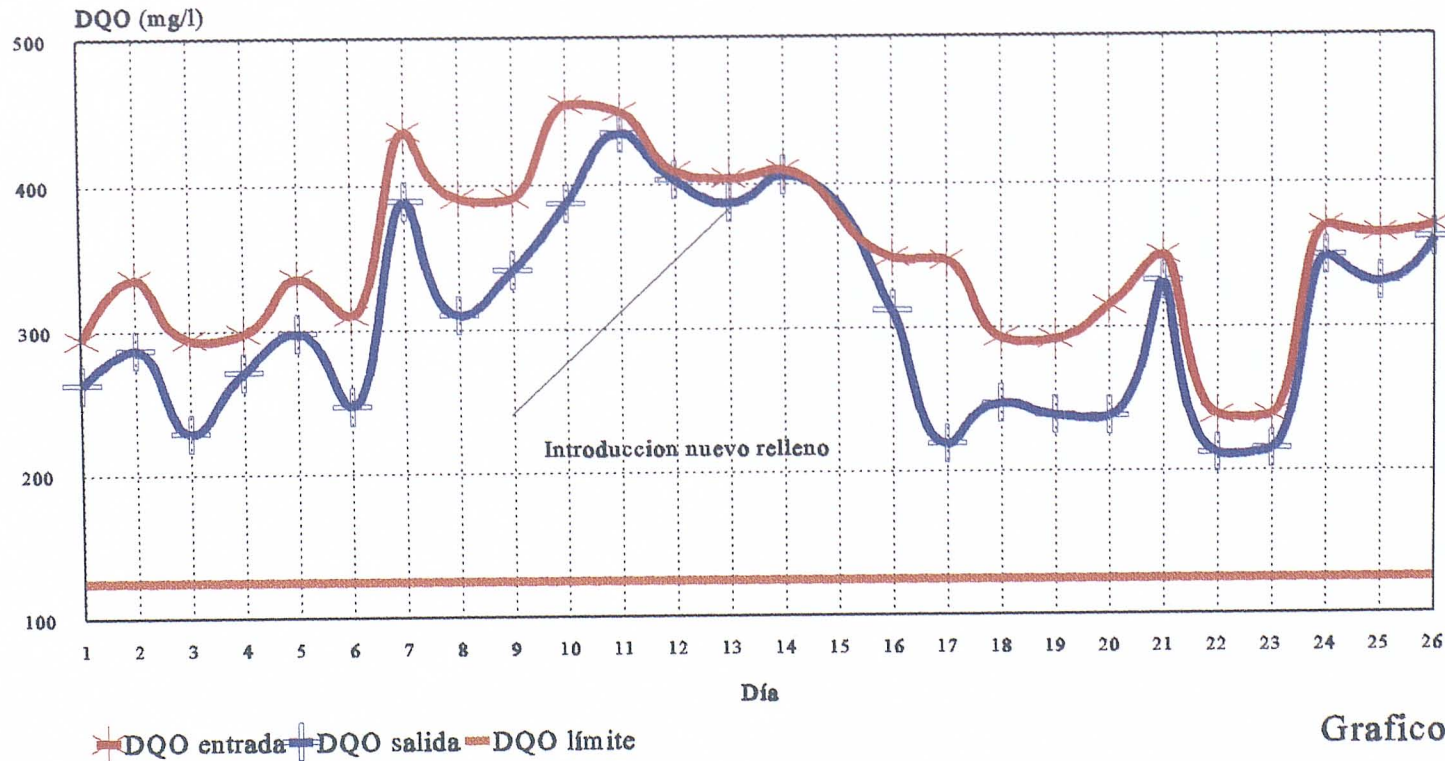


Grafico n° 7.1

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO SEPIOLITA. ENTRADA Y SALIDA DBO

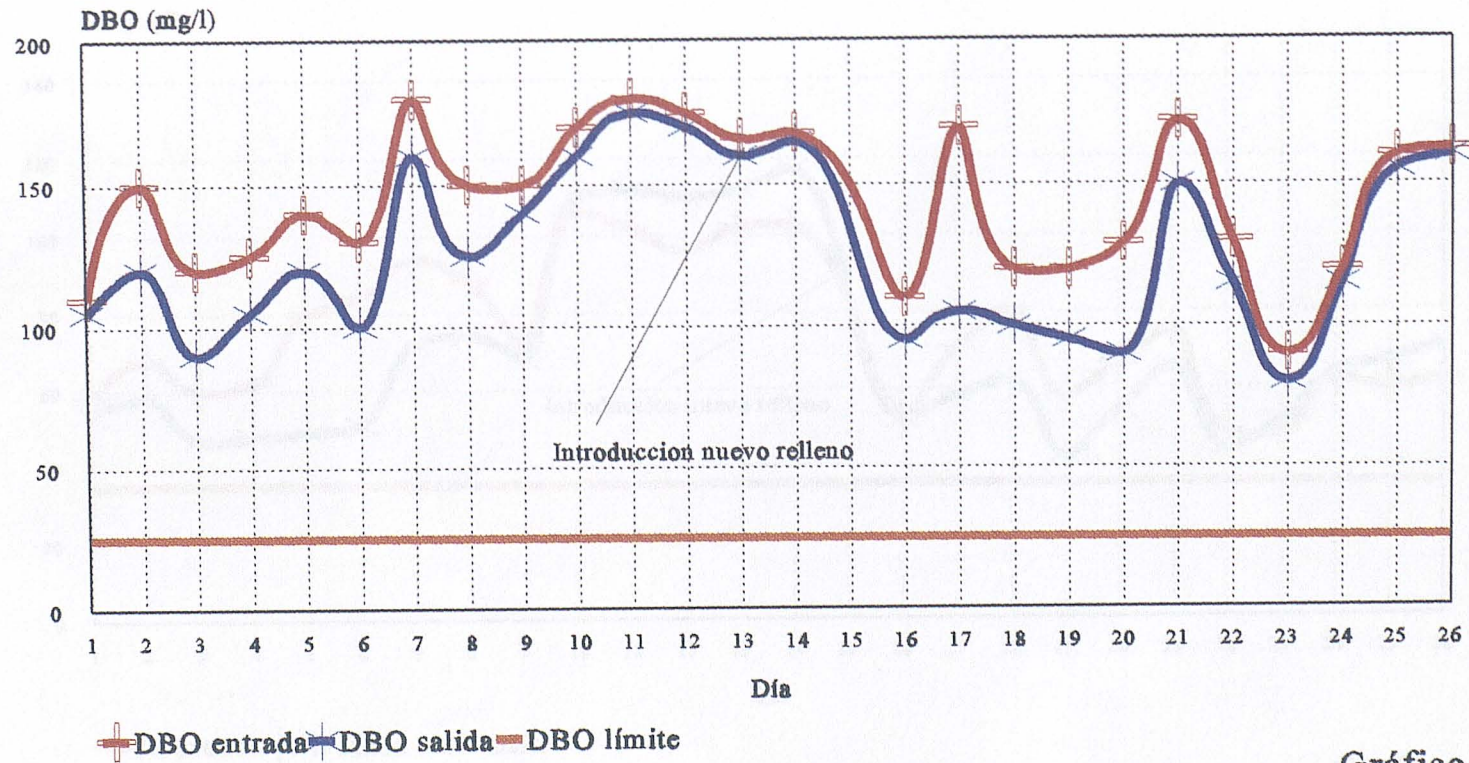


Gráfico n° 7.2

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO SEPIOLITA. ENTRADA Y SALIDA SS

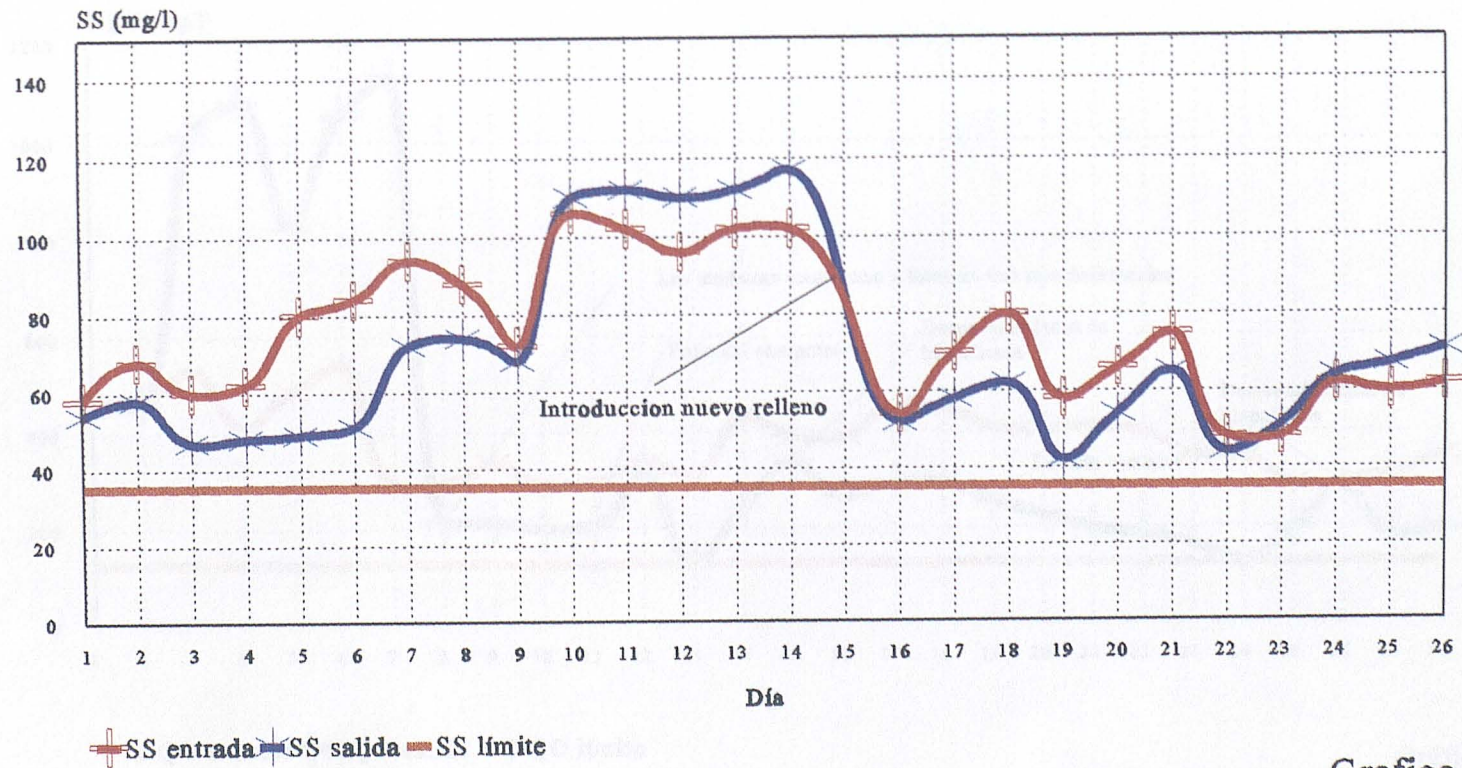


Grafico n° 7.3

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO PLASTICO. ENTRADA Y SALIDA DQO

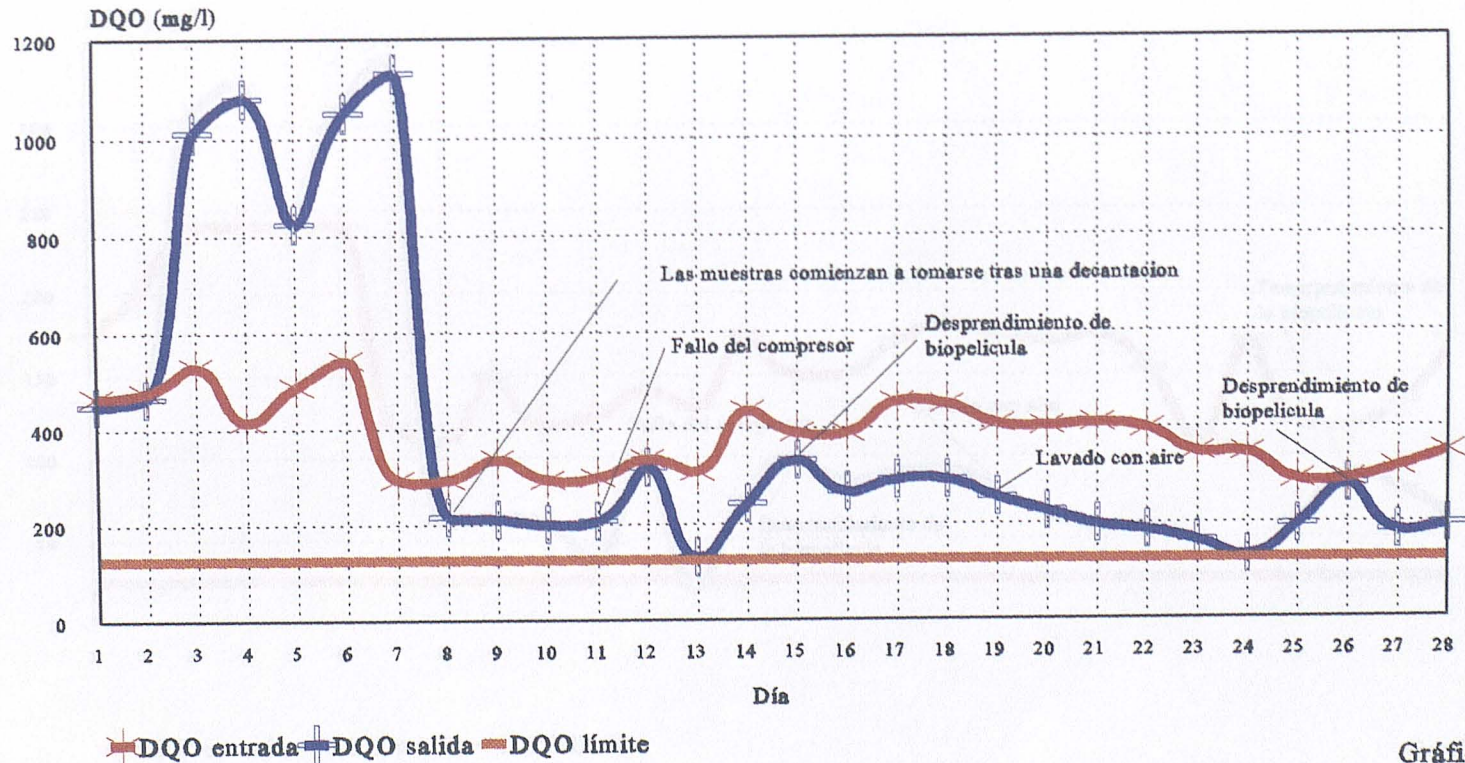


Gráfico n° 7.4

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO PLASTICO. ENTRADA Y SALIDA DBO

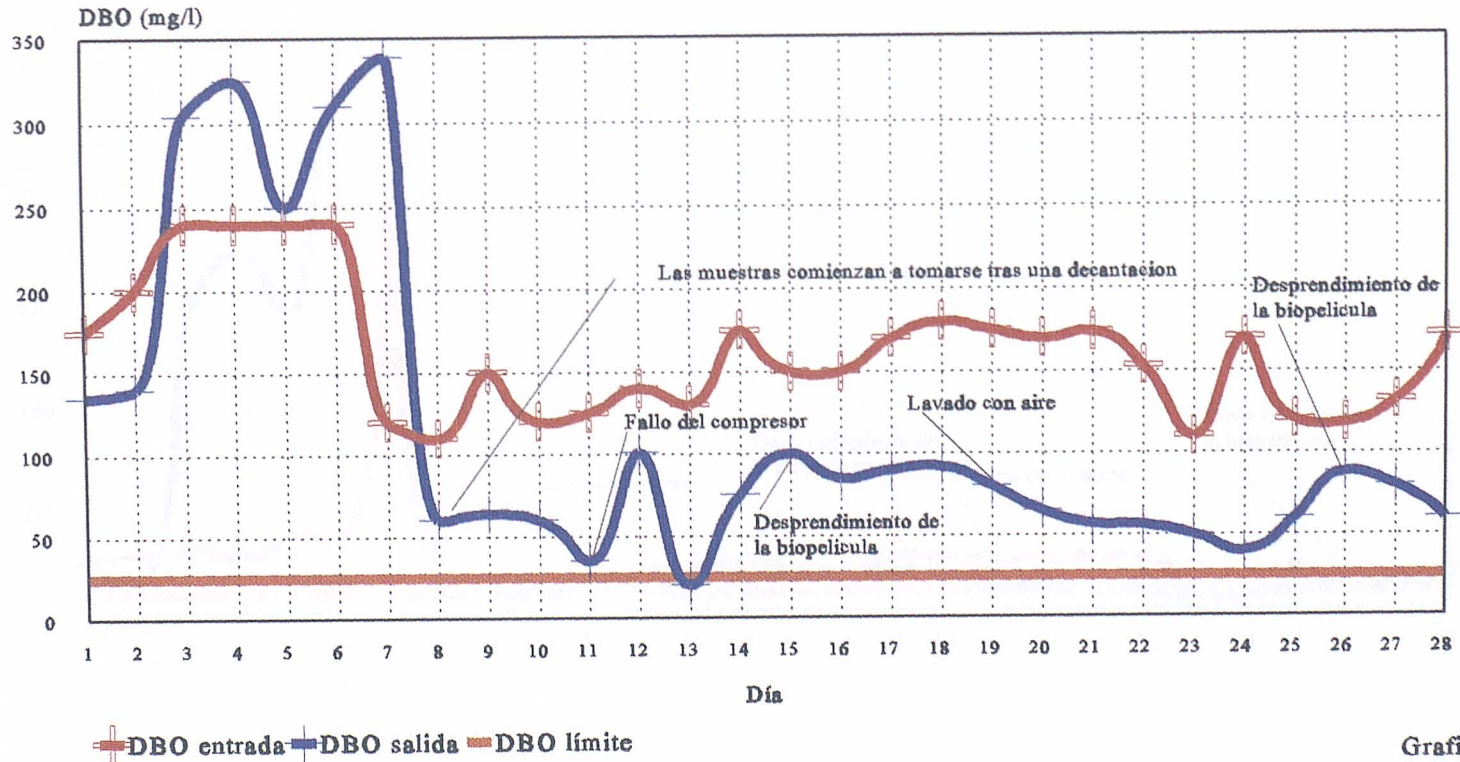


Grafico n° 7.5

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO PLASTICO. ENTRADA Y SALIDA SS

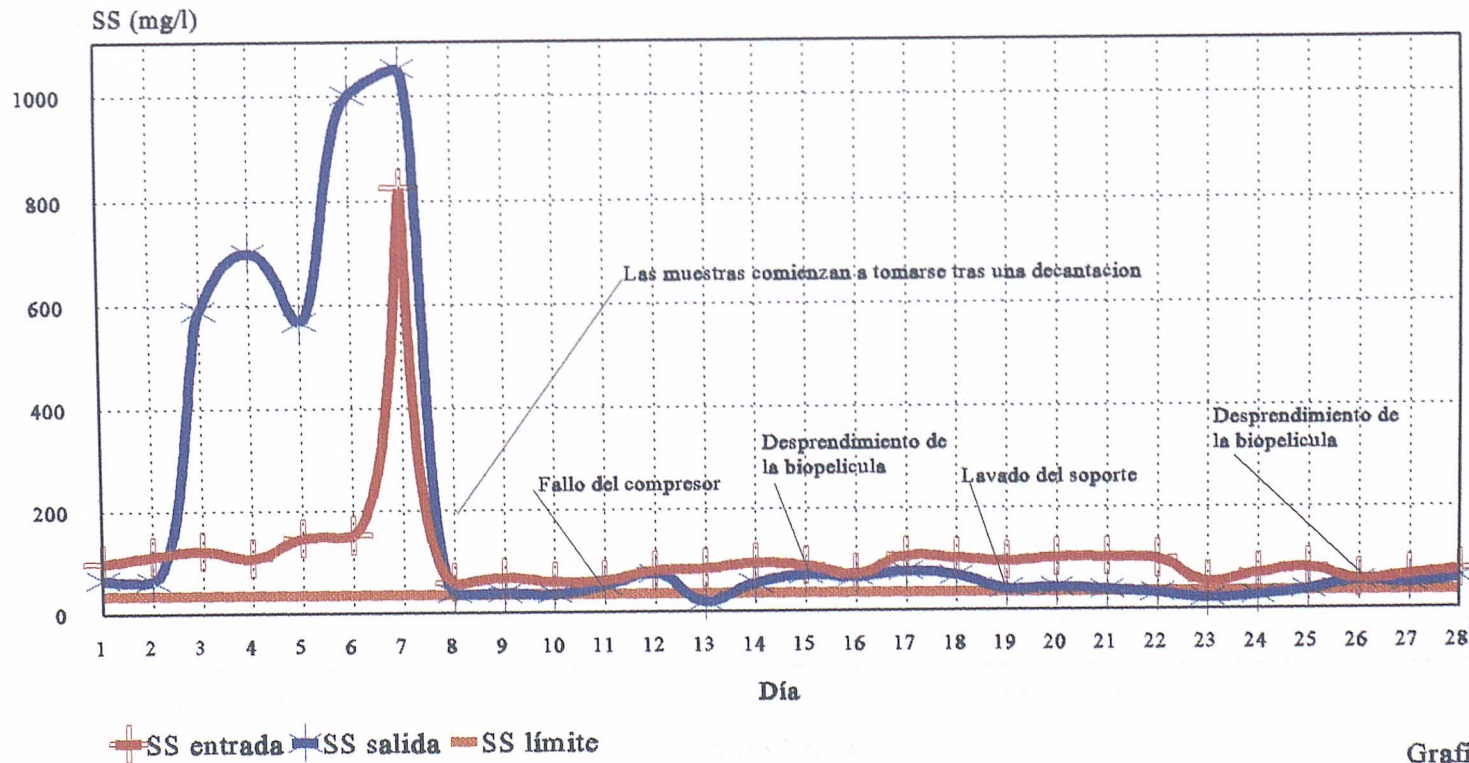


Grafico n° 7.6

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO PLASTICO.RENDIMIENTOS DQO/CARGA DBO

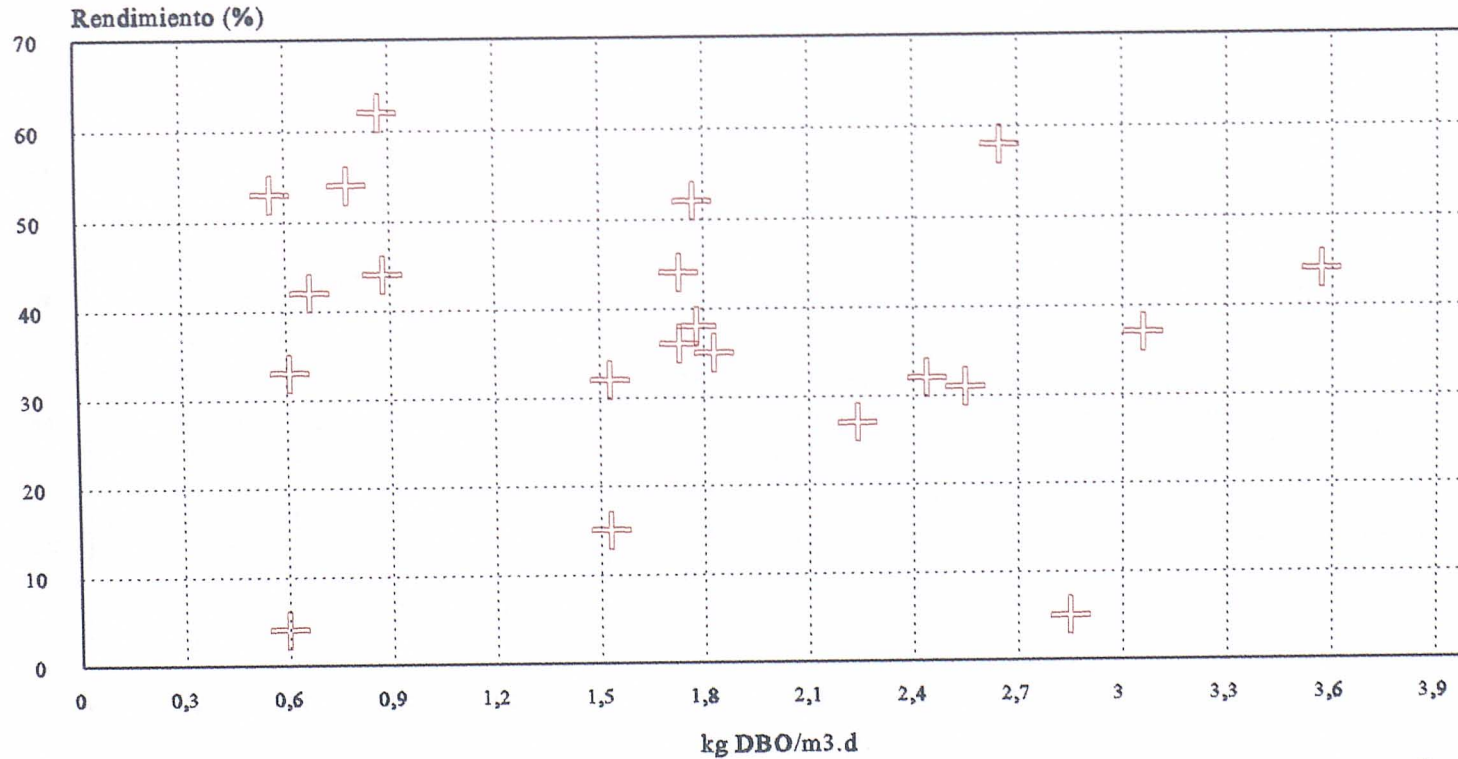


Grafico n° 7.7

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO PLASTICO. RENDIMIENTOS DBO/CARGA DBO

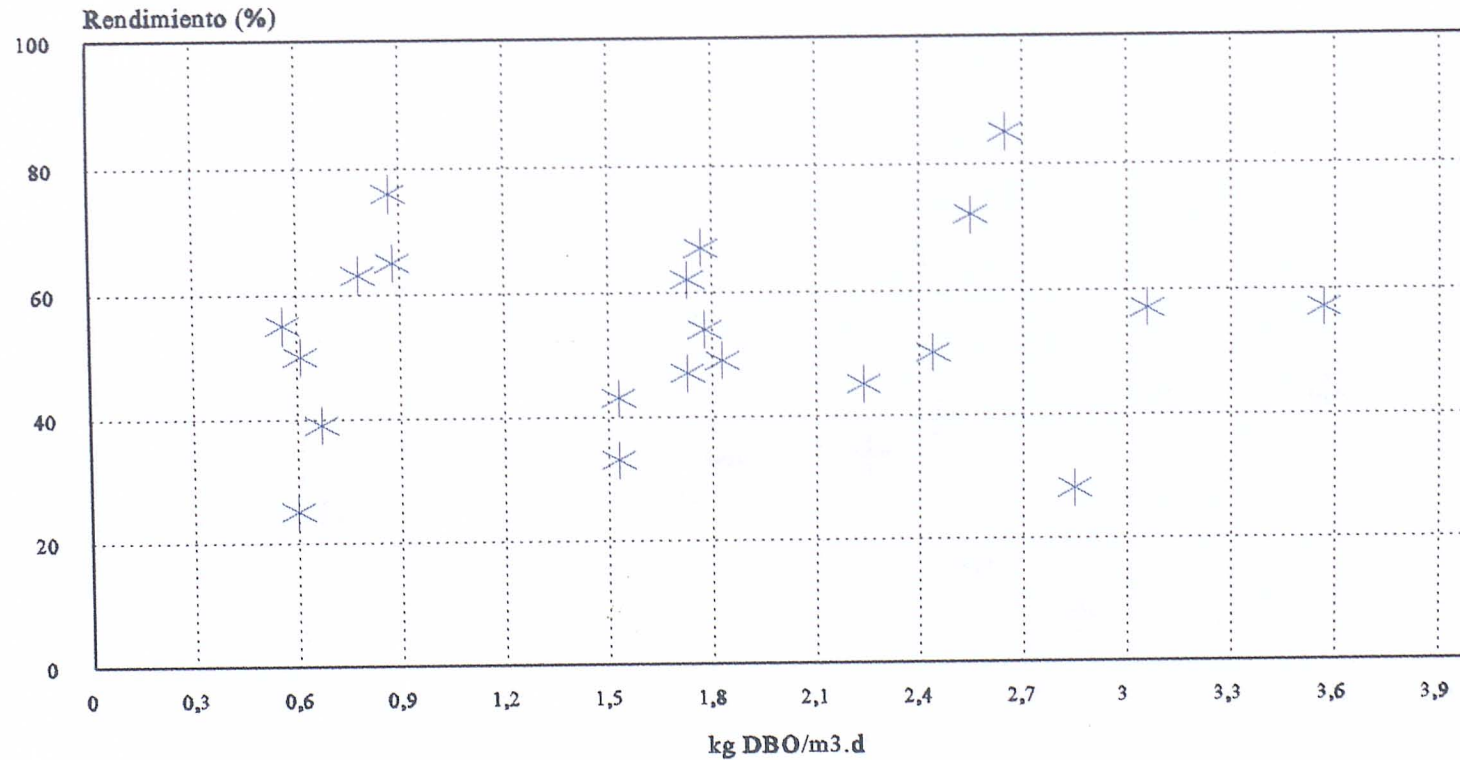


Grafico n° 7.8



# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO PLASTICO.RENDIMIENTOS SS/CARGA DBO

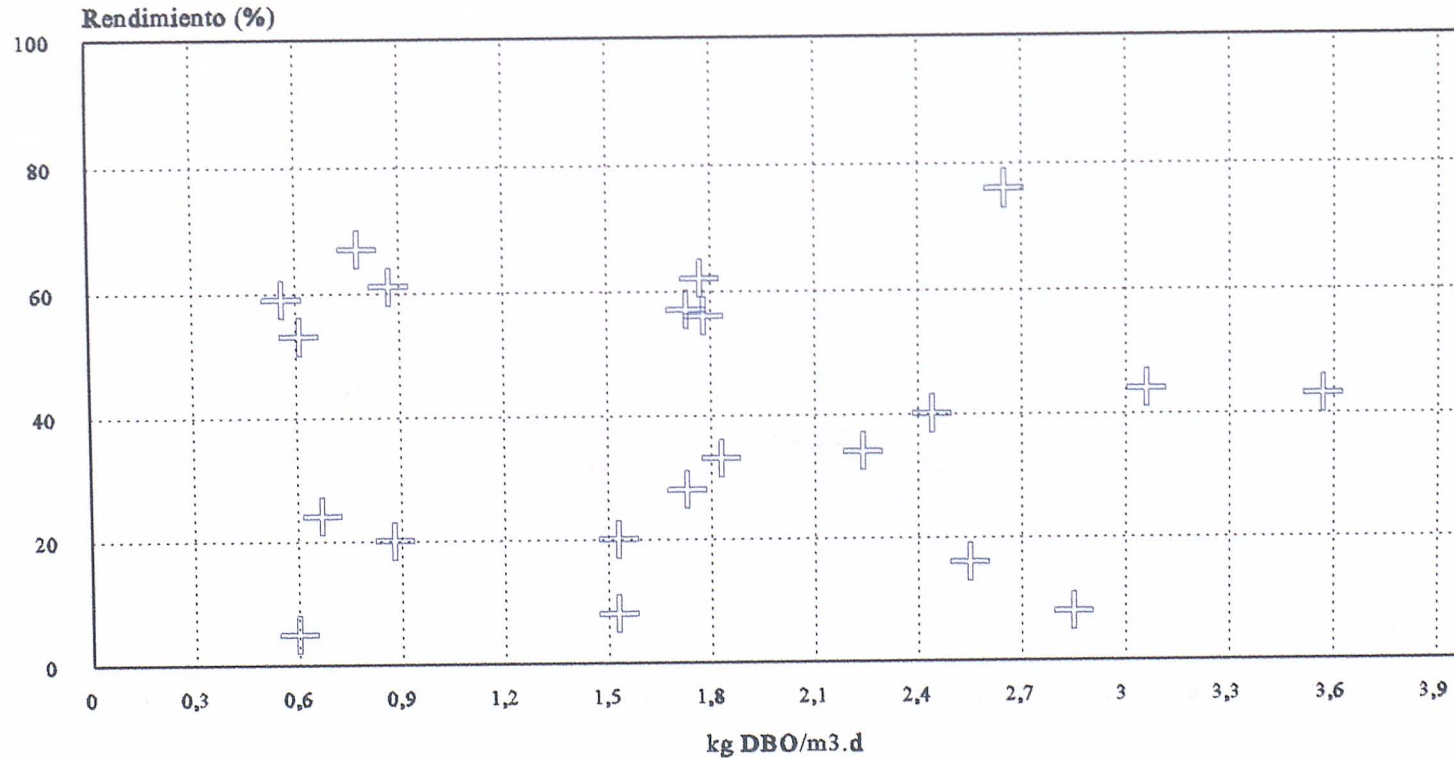


Grafico n° 7.9

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO PLASTICO.RENDIMIENTOS DQO/CARGA SS

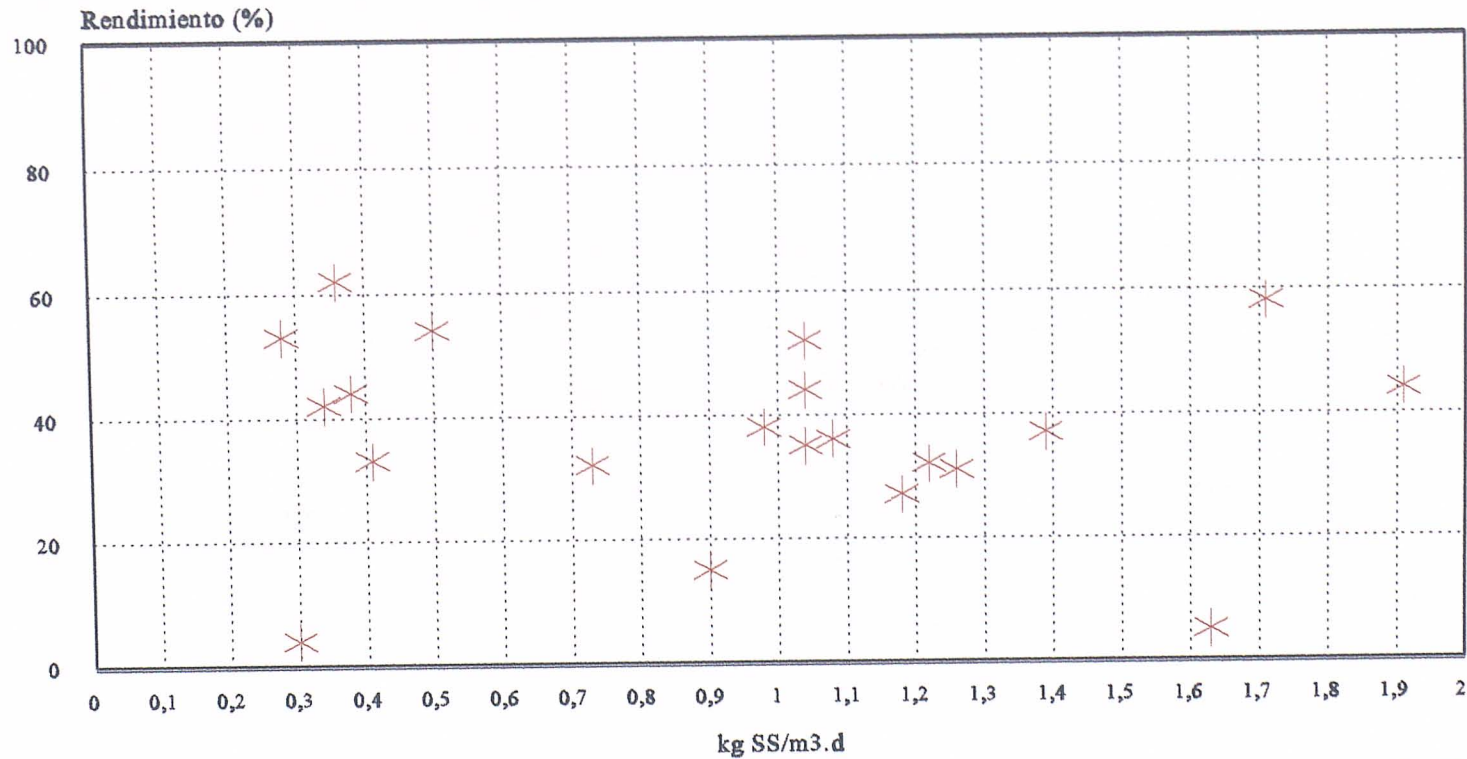


Grafico n° 7.10

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO PLASTICO.RENDIMIENIENTOS DBO/CARGA SS

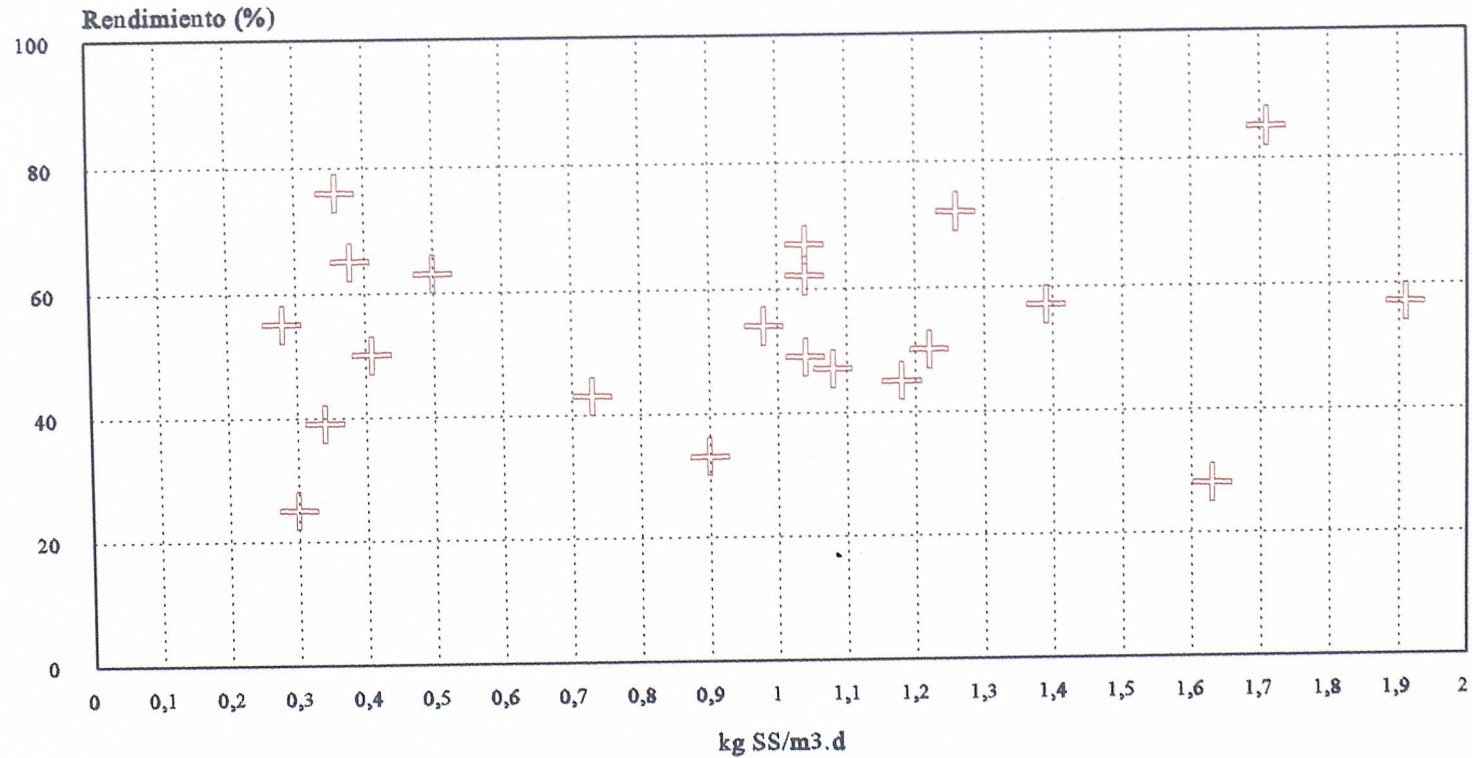


Grafico n° 7.11

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO PLASTICO.RENDIMIENTOS SS/CARGA SS

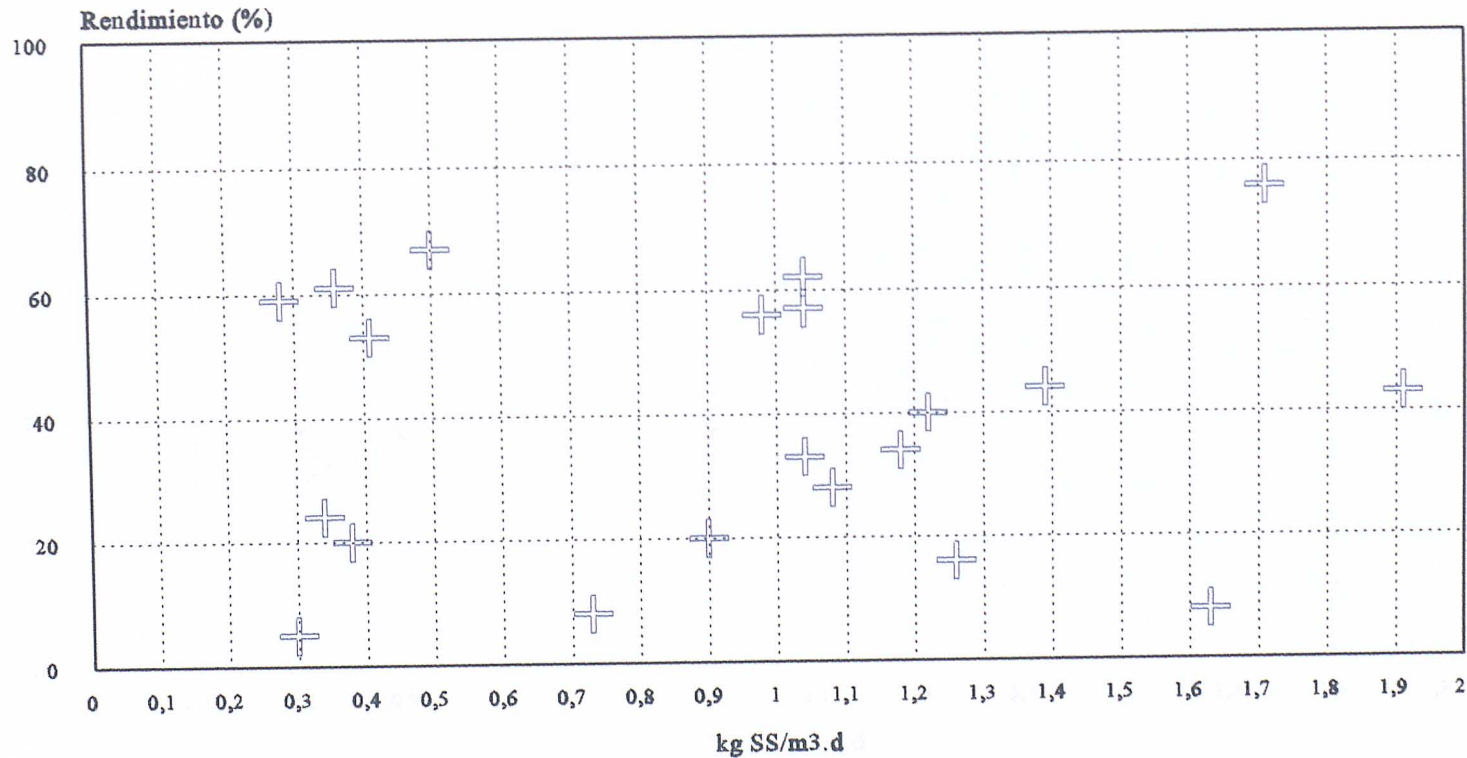


Grafico n° 7.12

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO PLASTICO. DQO DE SALIDA/CARGA DBO

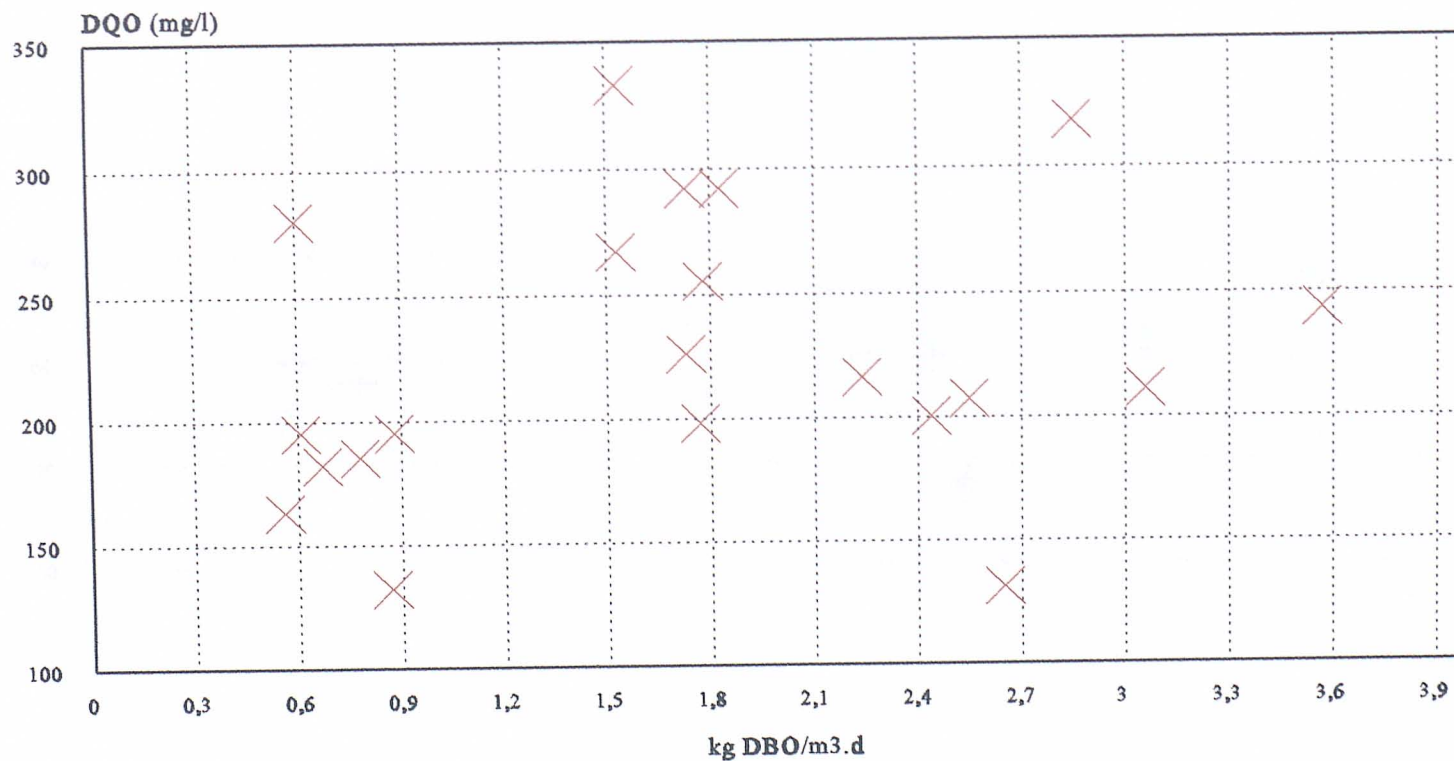


Grafico n° 7.13

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO PLASTICO. DBO DE SALIDA/CARGA DBO

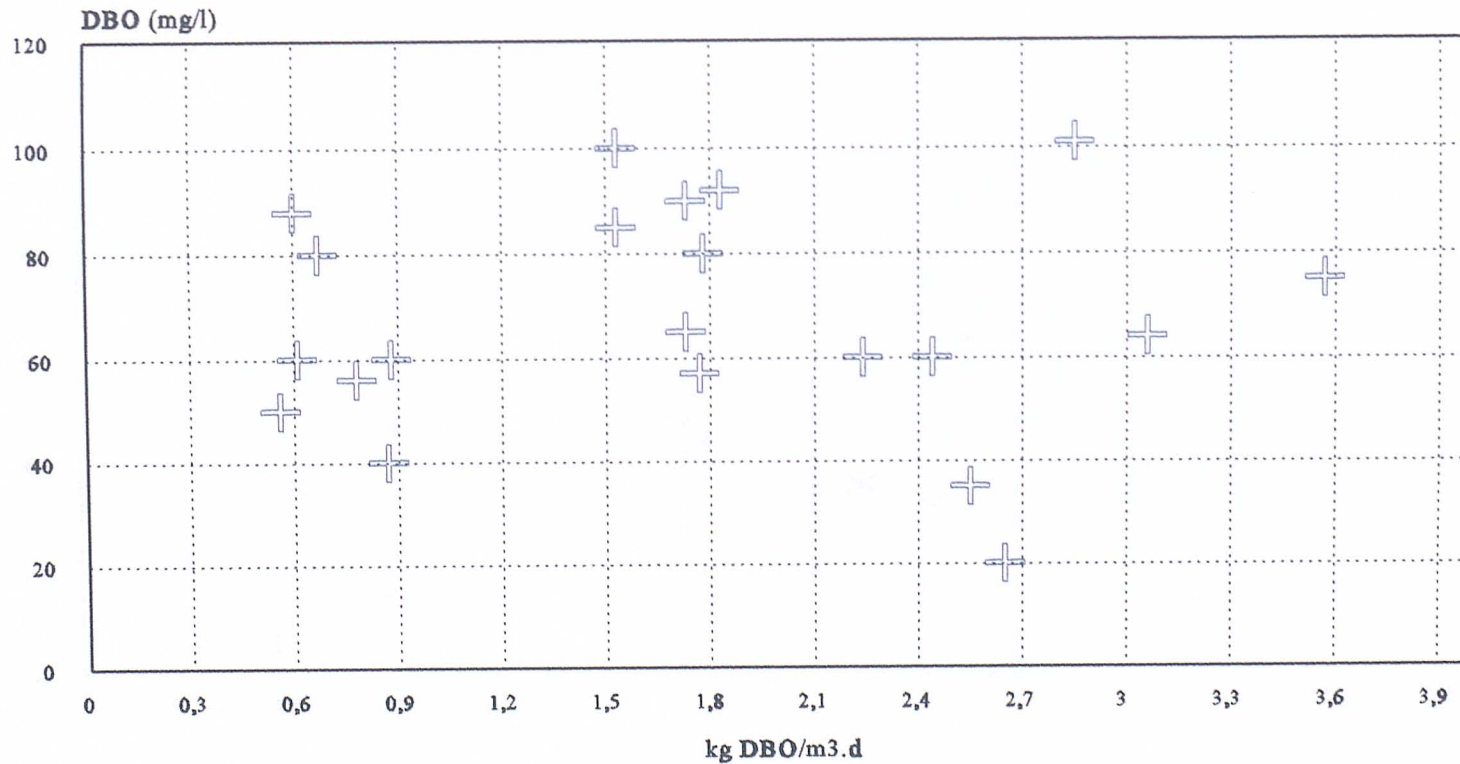


Grafico n° 7.14

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO PLASTICO. SS DE SALIDA/CARGA DBO

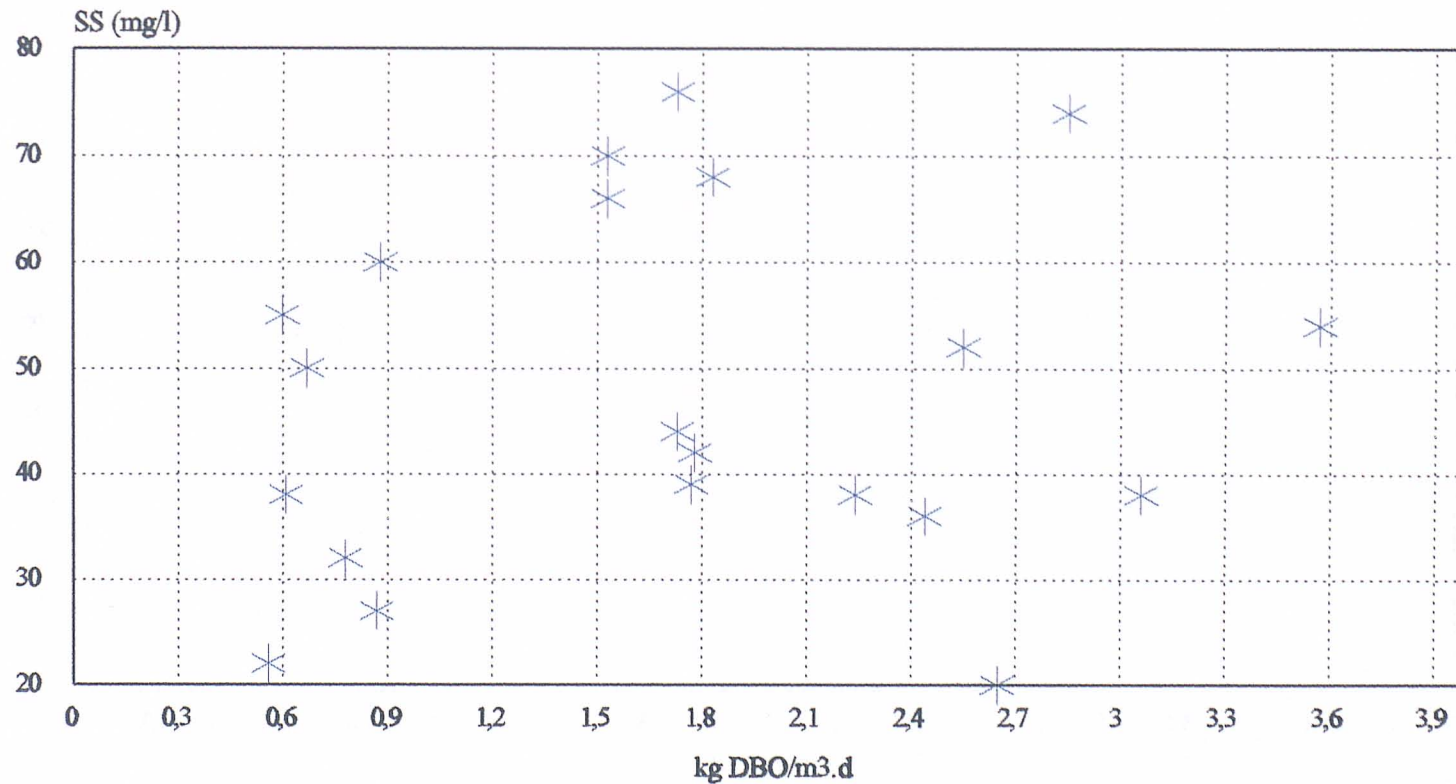


Grafico n° 7.15

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO PLASTICO. DQO DE SALIDA/CARGA SS

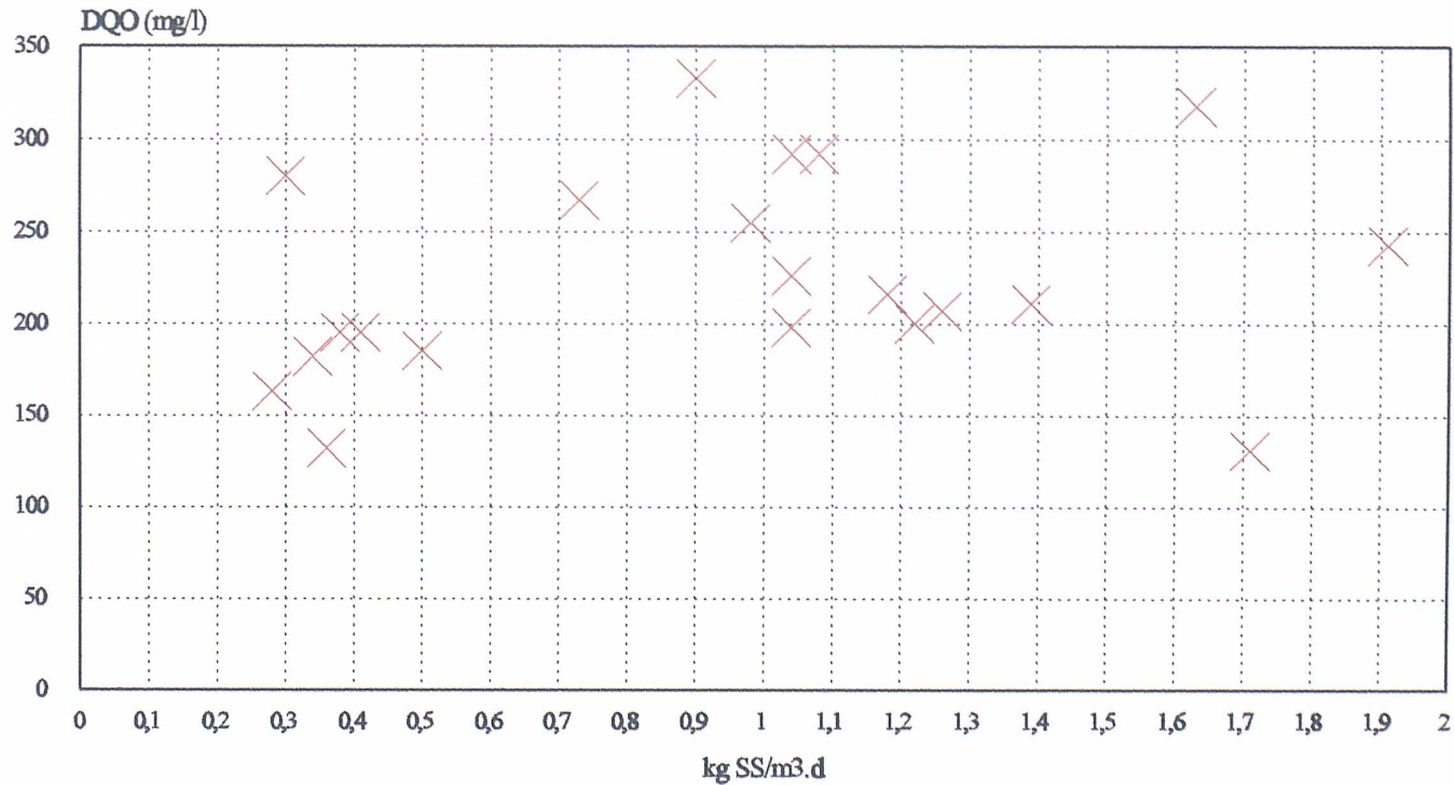


Grafico n° 7.16



# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO PLASTICO. DBO DE SALIDA/CARGA SS

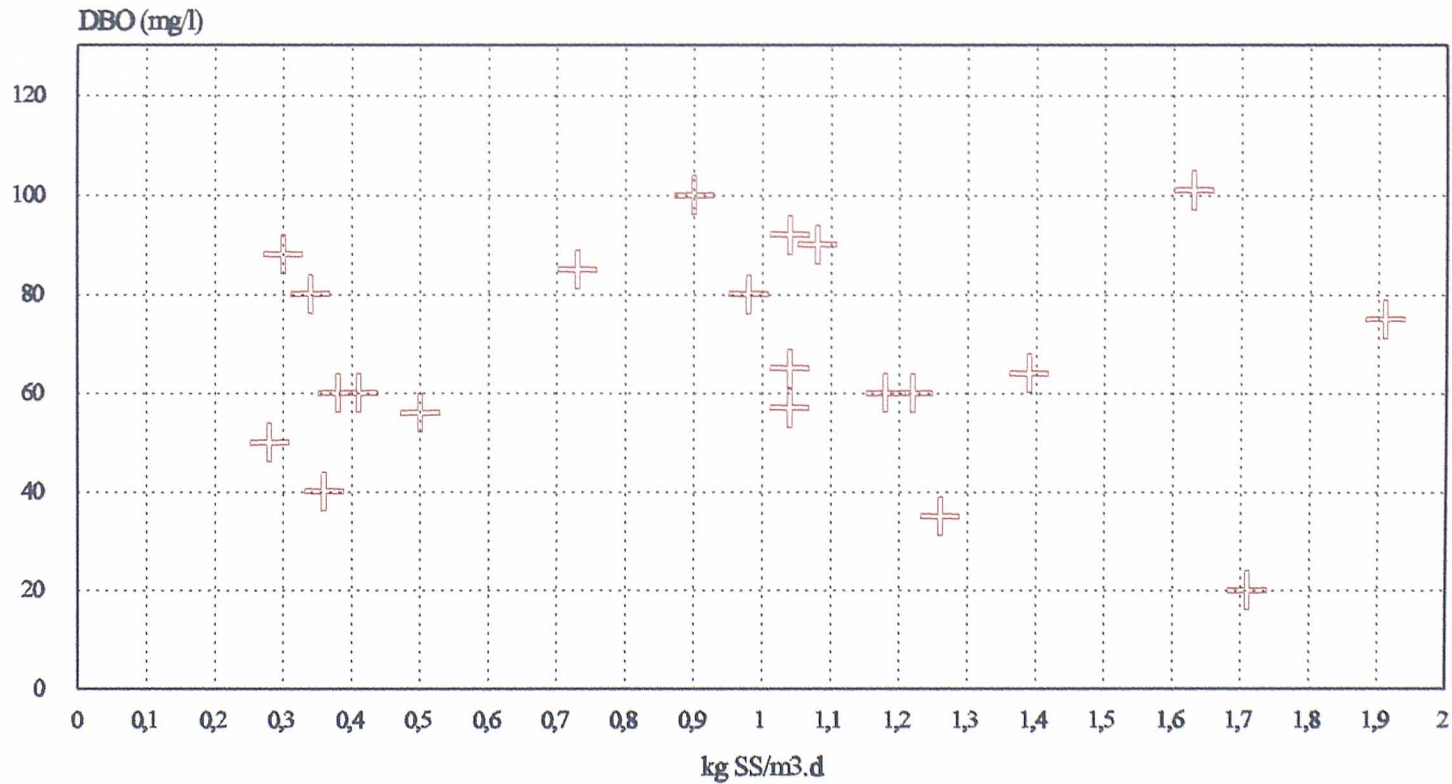


Grafico n° 7.17

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO PLASTICO. SS DE SALIDA/CARGA SS

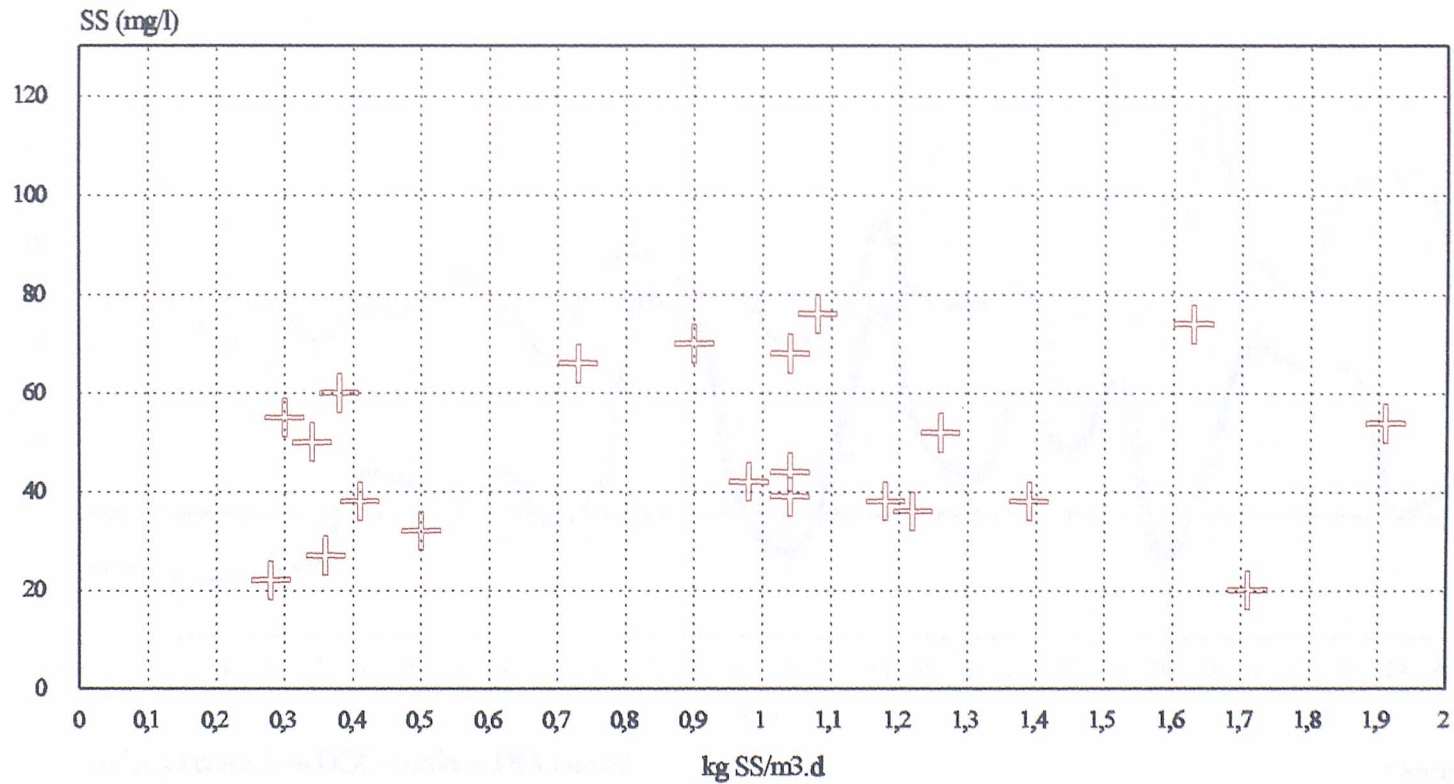


Grafico n° 7.18

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO CERAMICO. ENTRADA Y SALIDA DQO

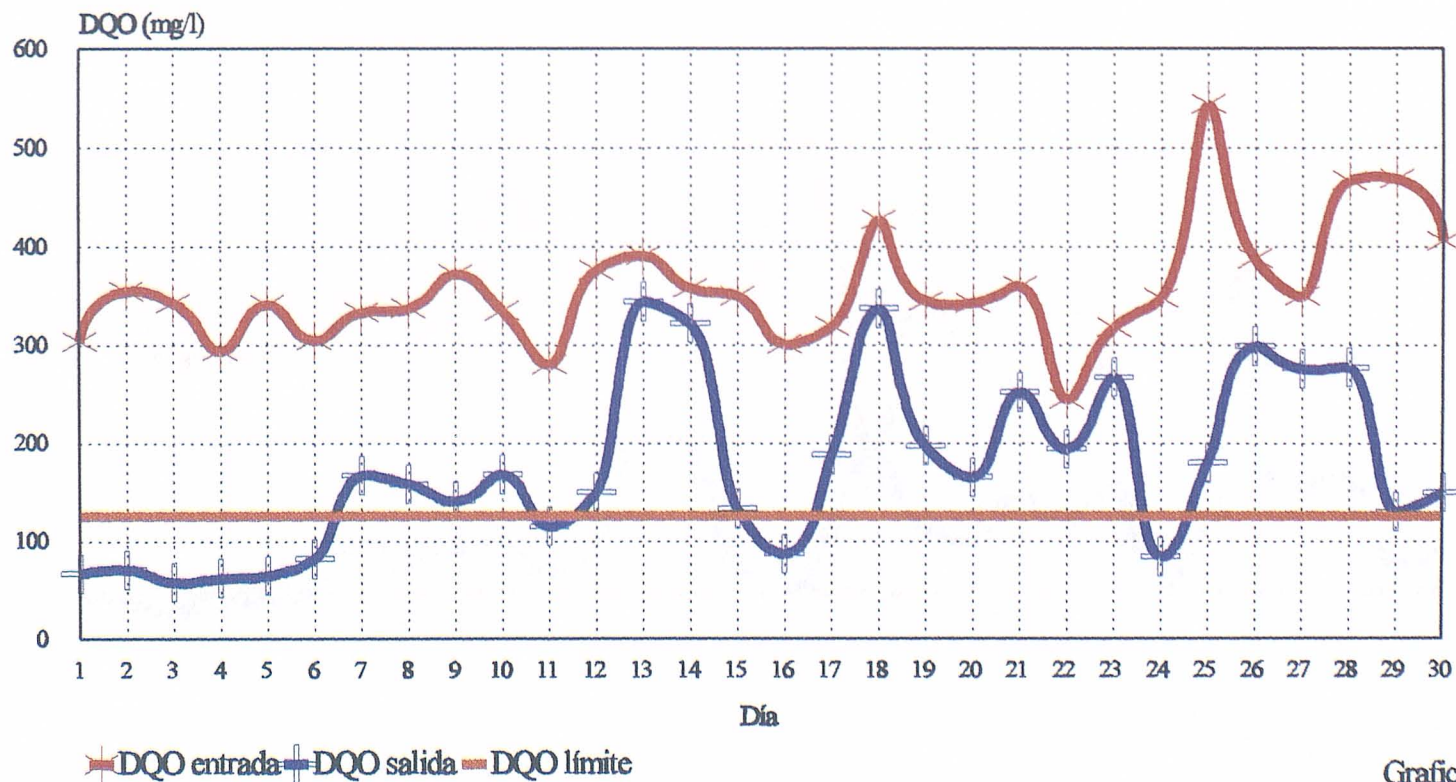


Grafico n° 7.19

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO CERAMICO. ENTRADA Y SALIDA DBO

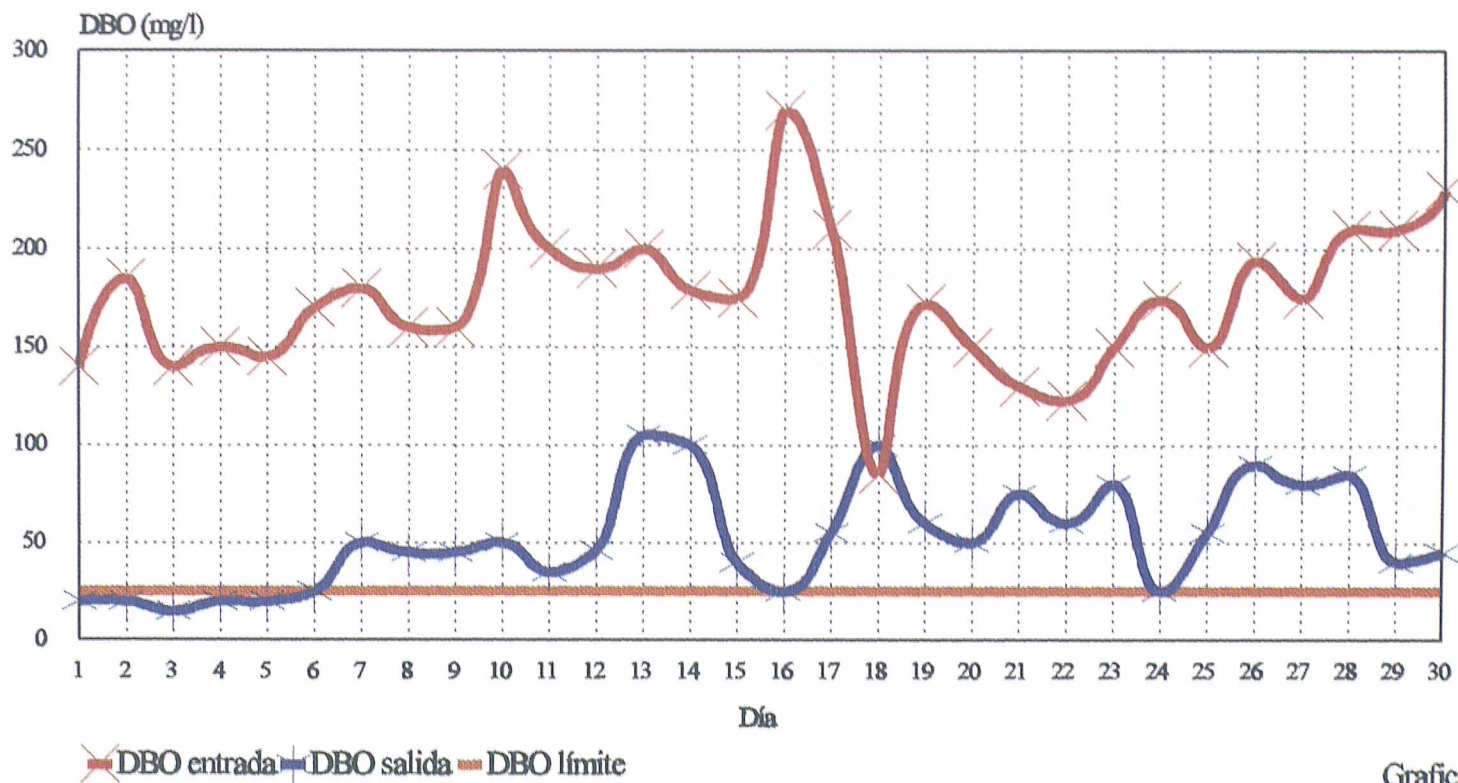


Grafico nº 7.20

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO CERAMICO. ENTRADA Y SALIDA SS

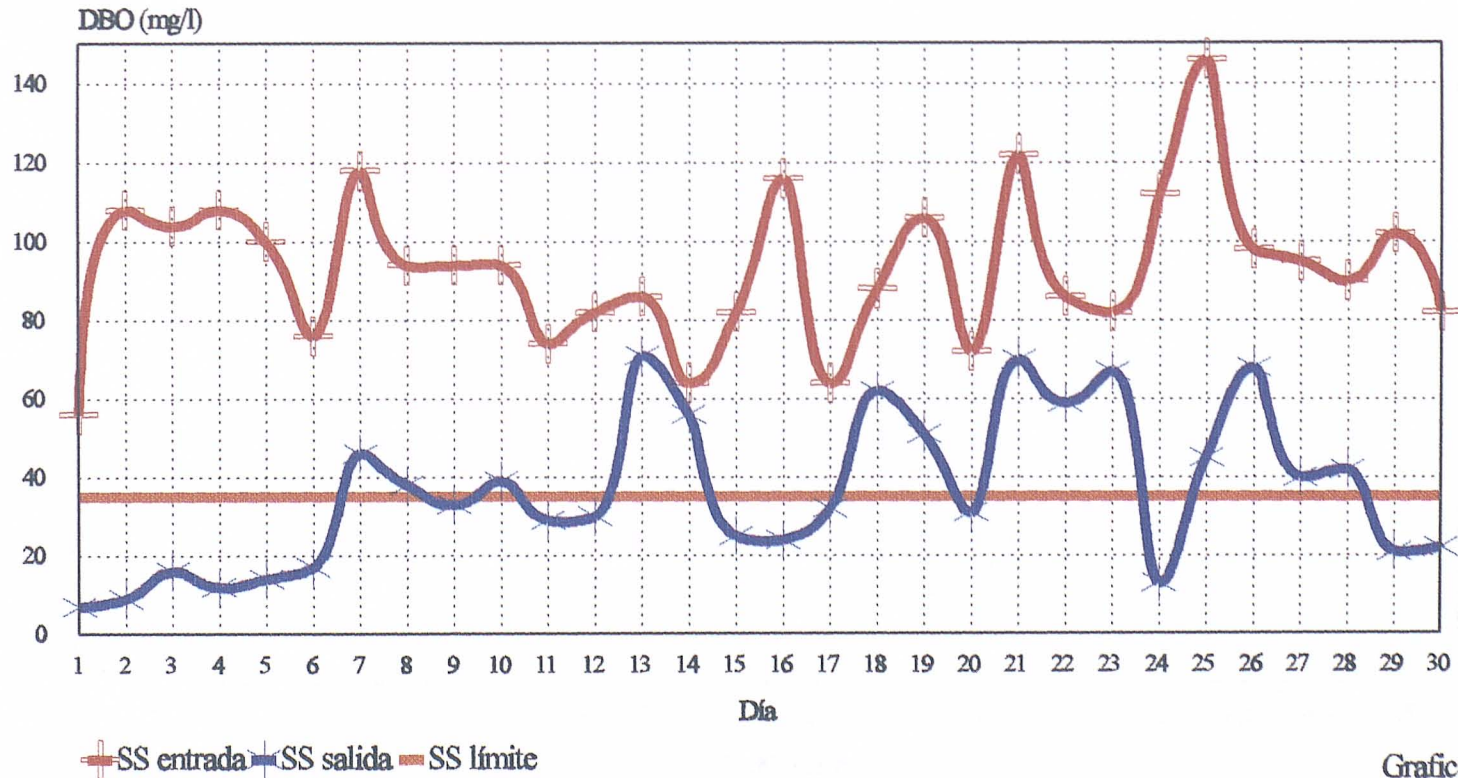


Grafico n° 7.21

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO CERAMICO.RENDIMIENTOS DQO/CARGA DBO

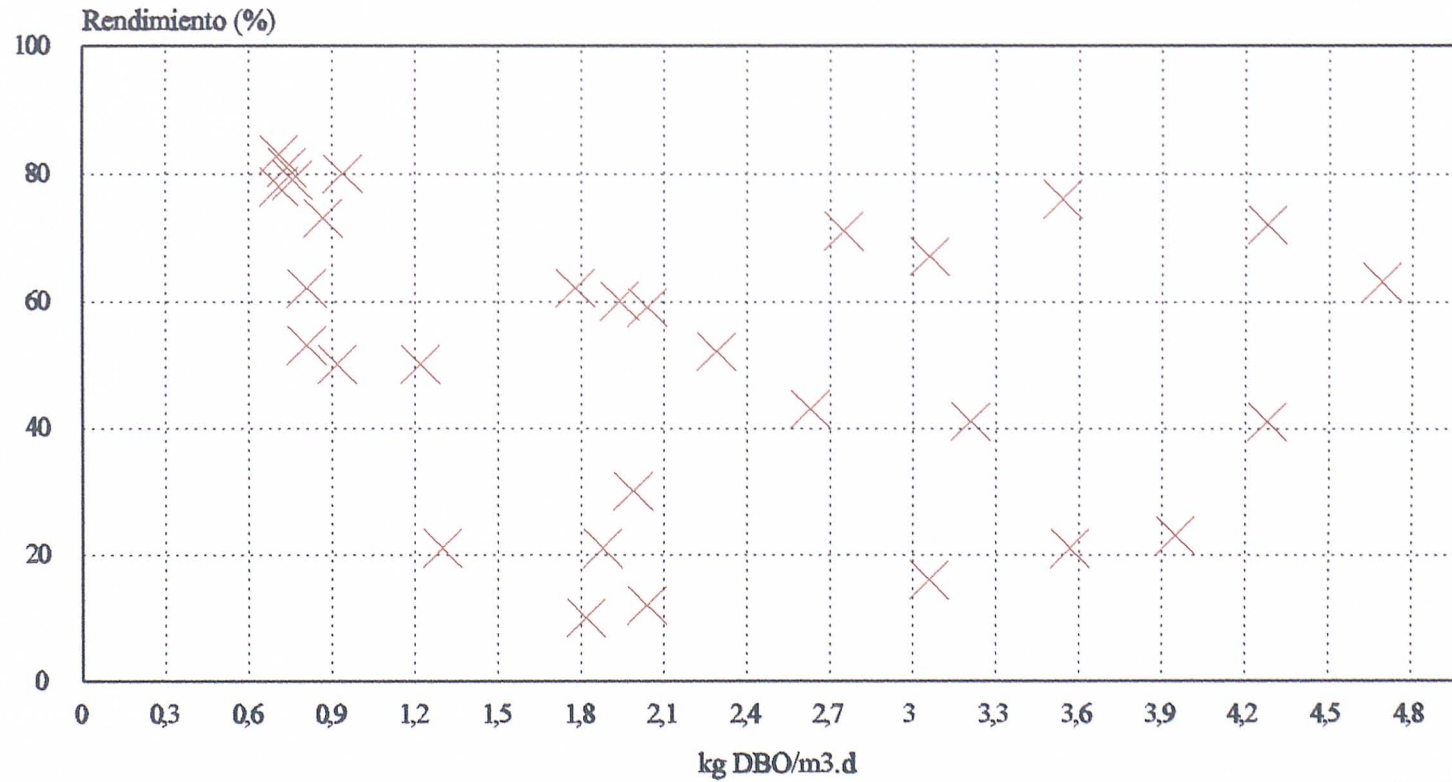


Grafico n° 7.22

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO CERAMICO.RENDIMIENTOS DBO/CARGA DBO

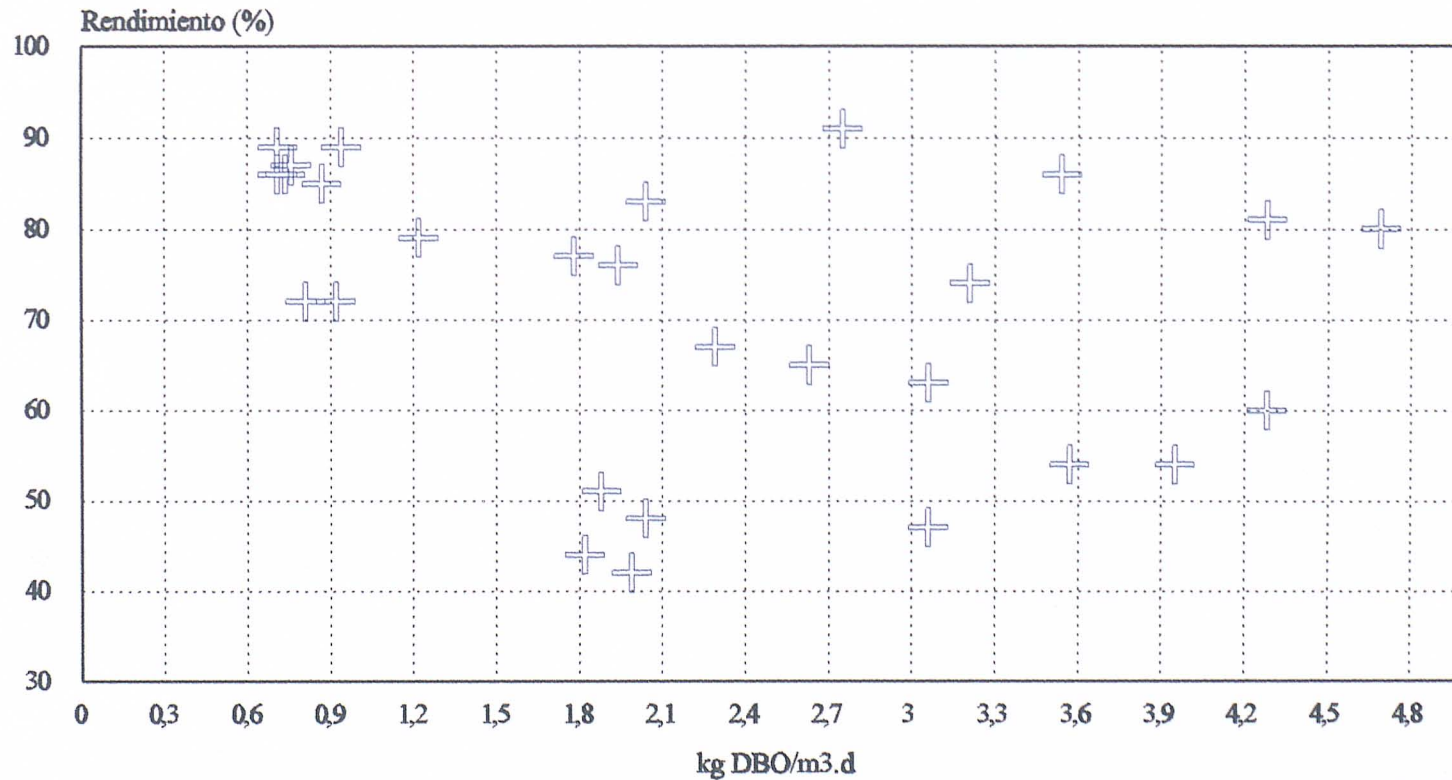


Grafico n° 7.23

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO CERAMICO.RENDIMIENIENTOS SS/CARGA DBO

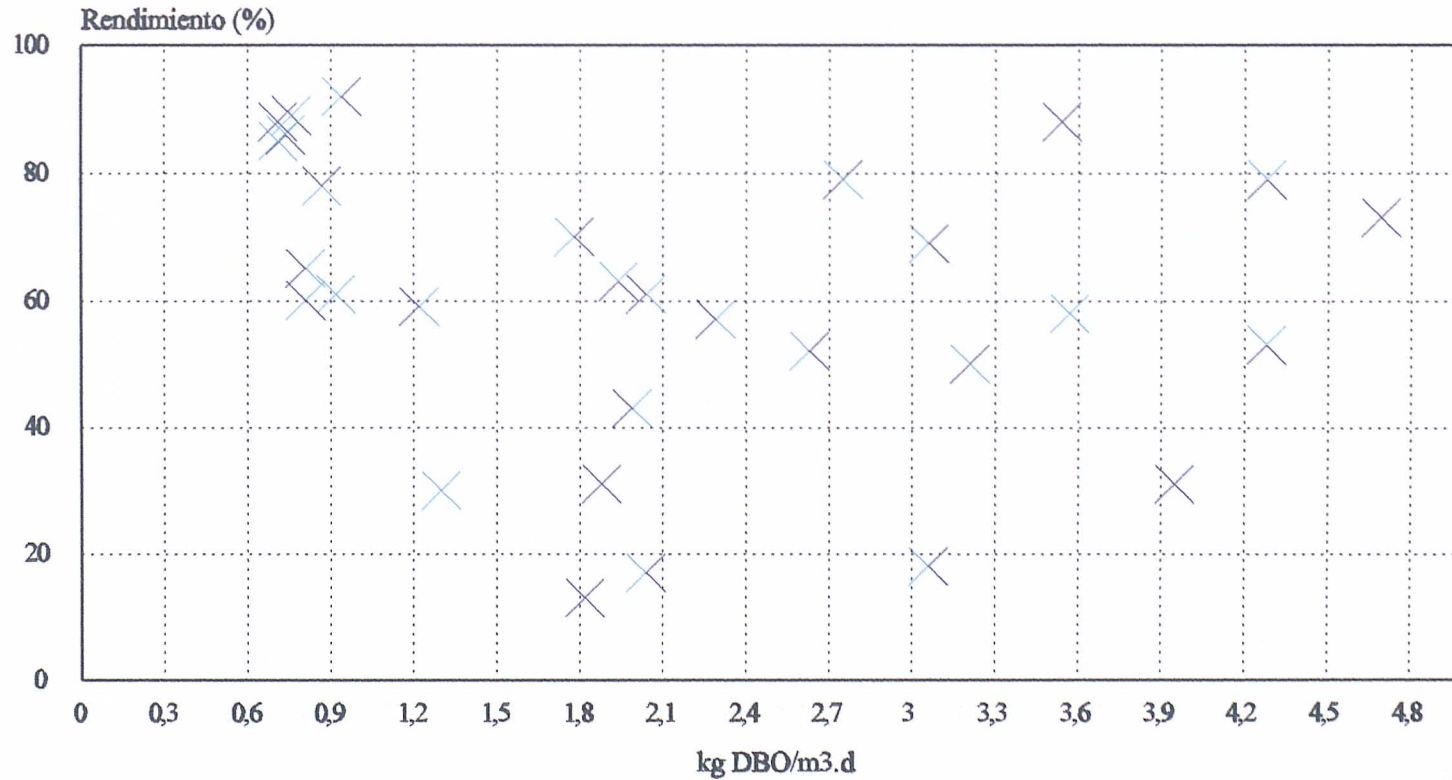


Grafico n° 7.24



# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO CERAMICO.RENDIMIENTOS DQO/CARGA SS

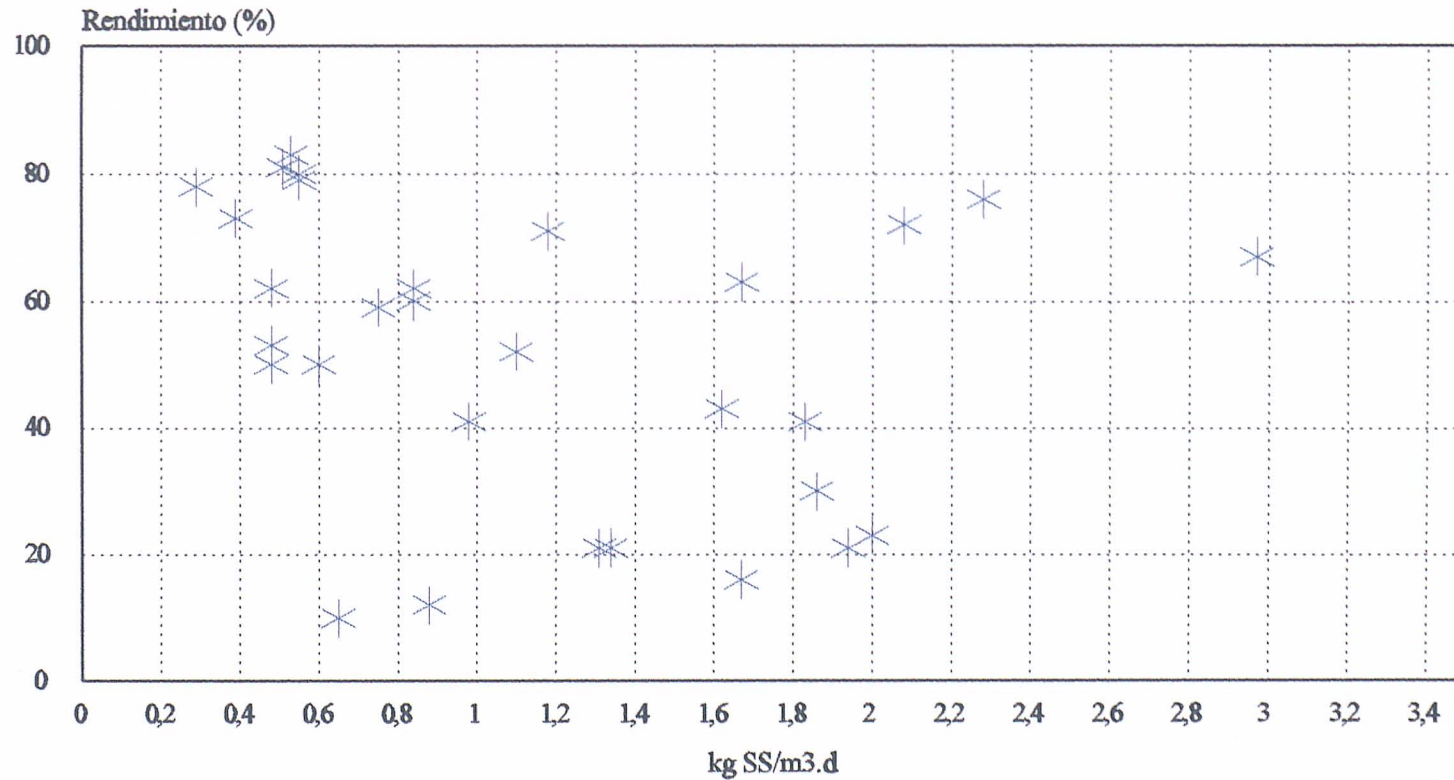


Grafico n° 7.25

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO CERAMICO.RENDIMIENIENTOS DBO/CARGA SS

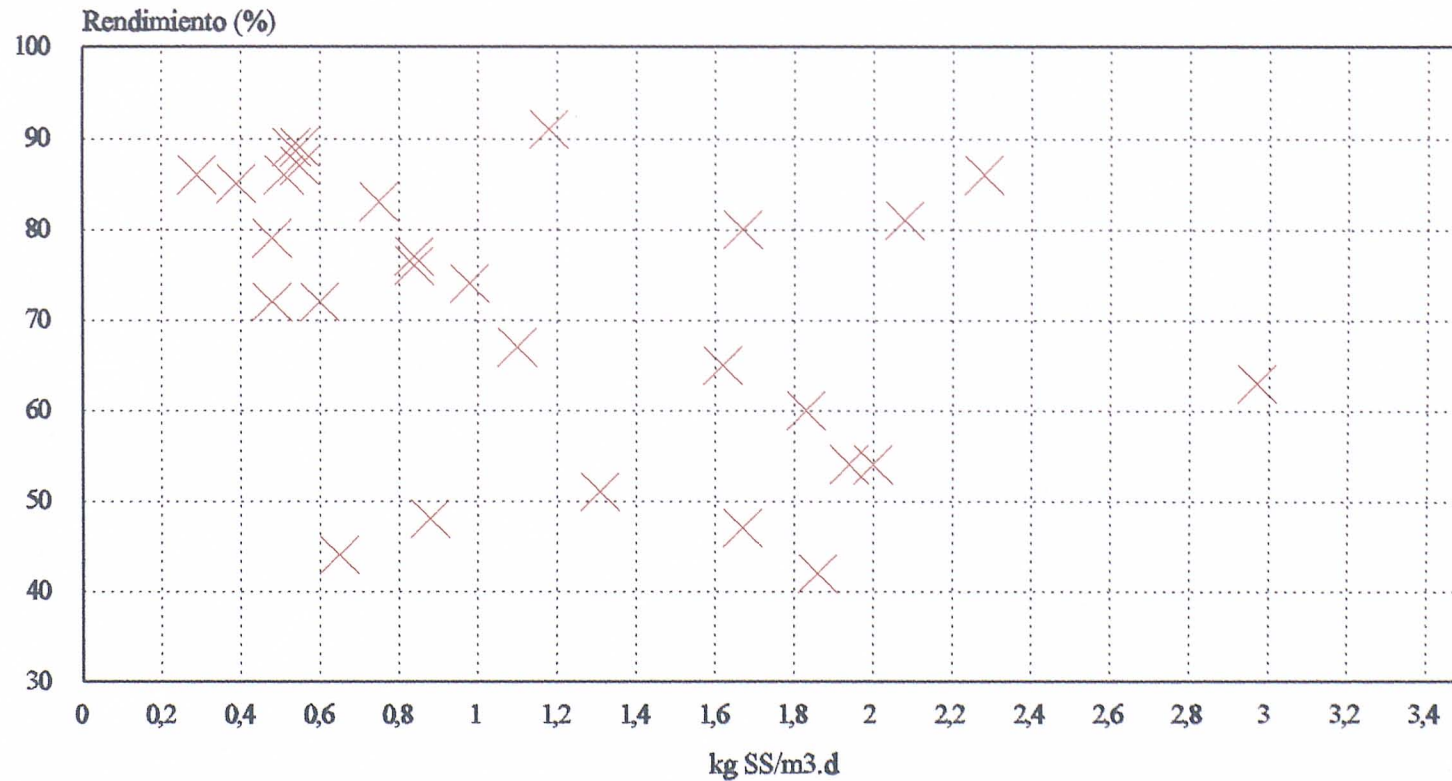


Grafico n° 7.26

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO CERAMICO.RENDIMIENIENTOS SS/CARGA SS

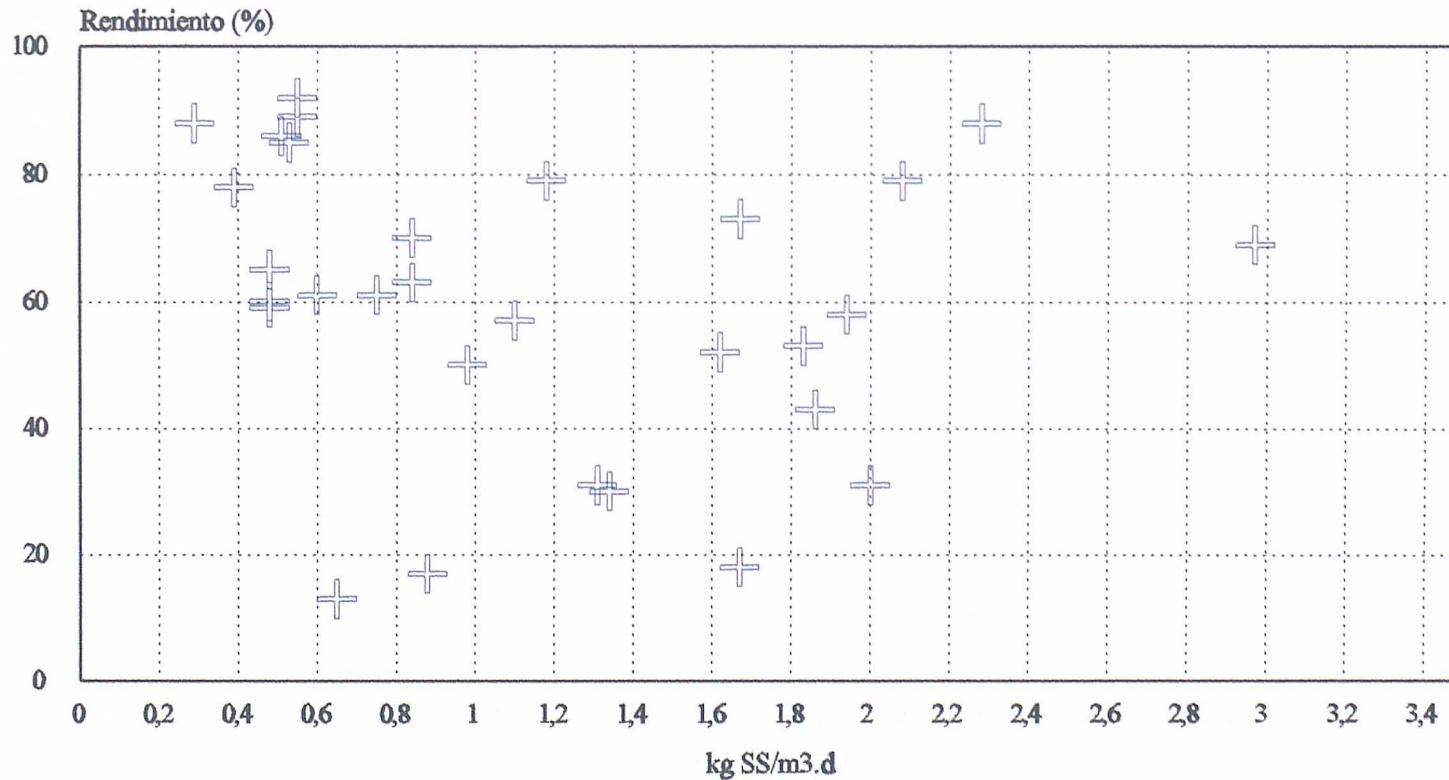


Grafico n° 7.27

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO CERAMICO. DQO DE SALIDA/CARGA DBO

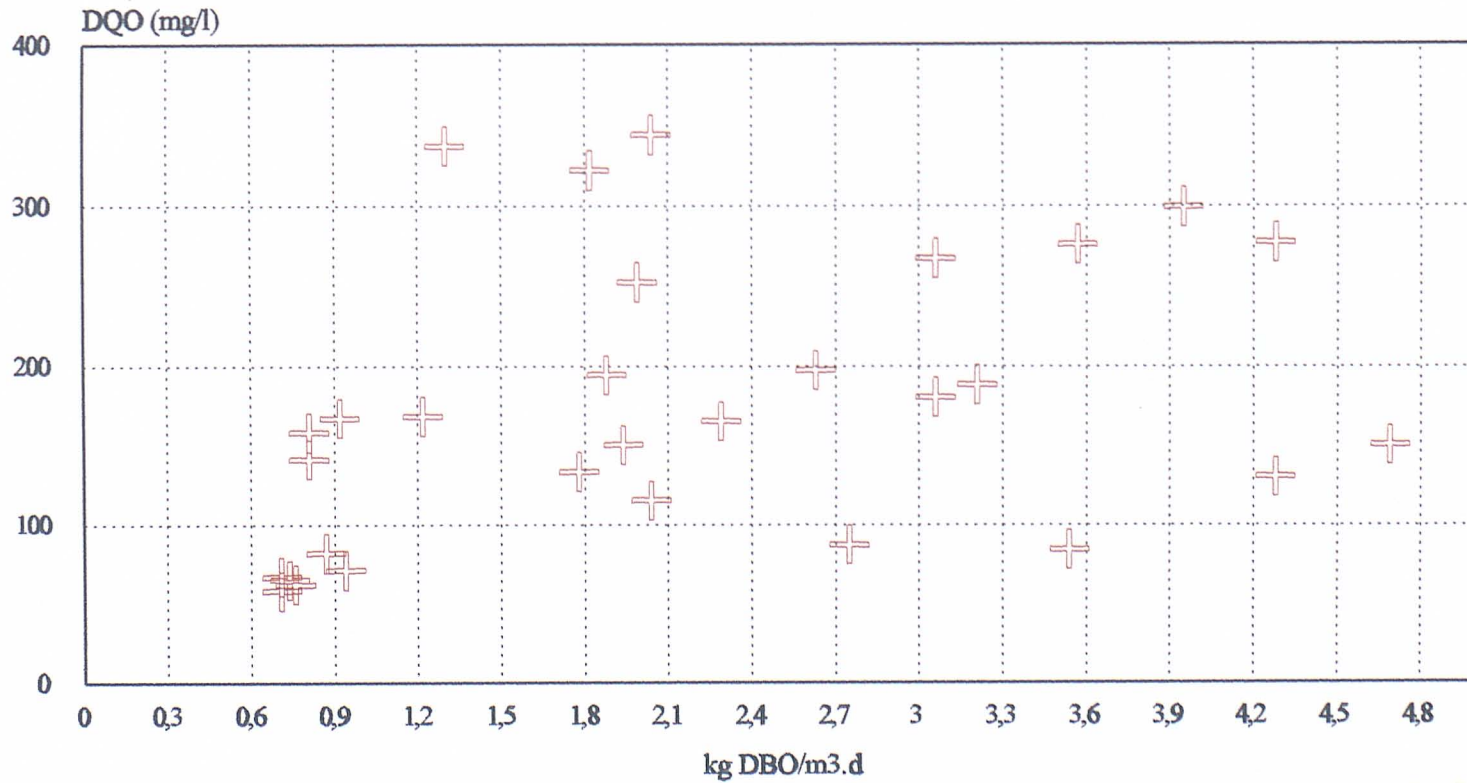


Grafico n° 7.28

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO CERAMICO. DBO DE SALIDA/CARGA DBO

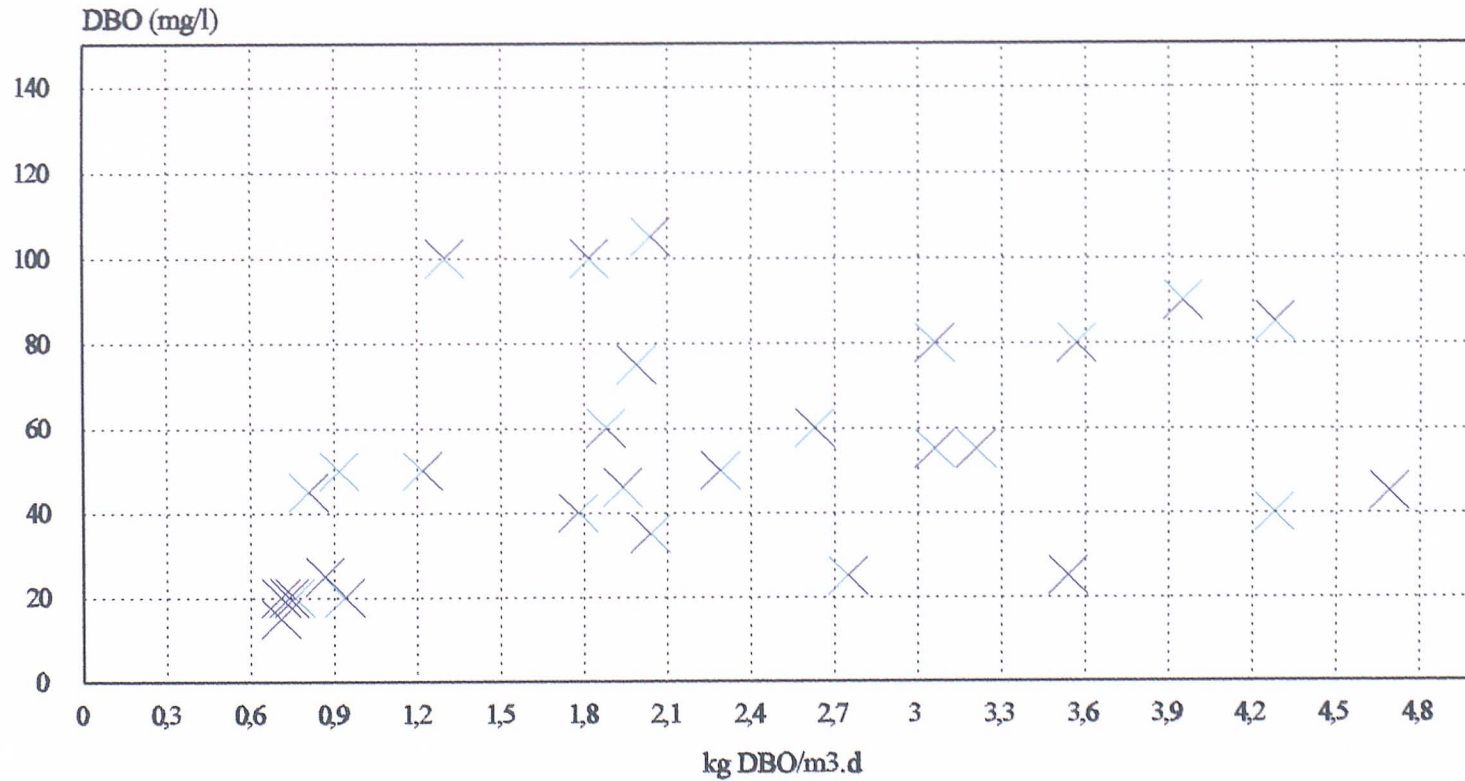


Grafico n° 7.29

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO CERAMICO. SS DE SALIDA/CARGA DBO

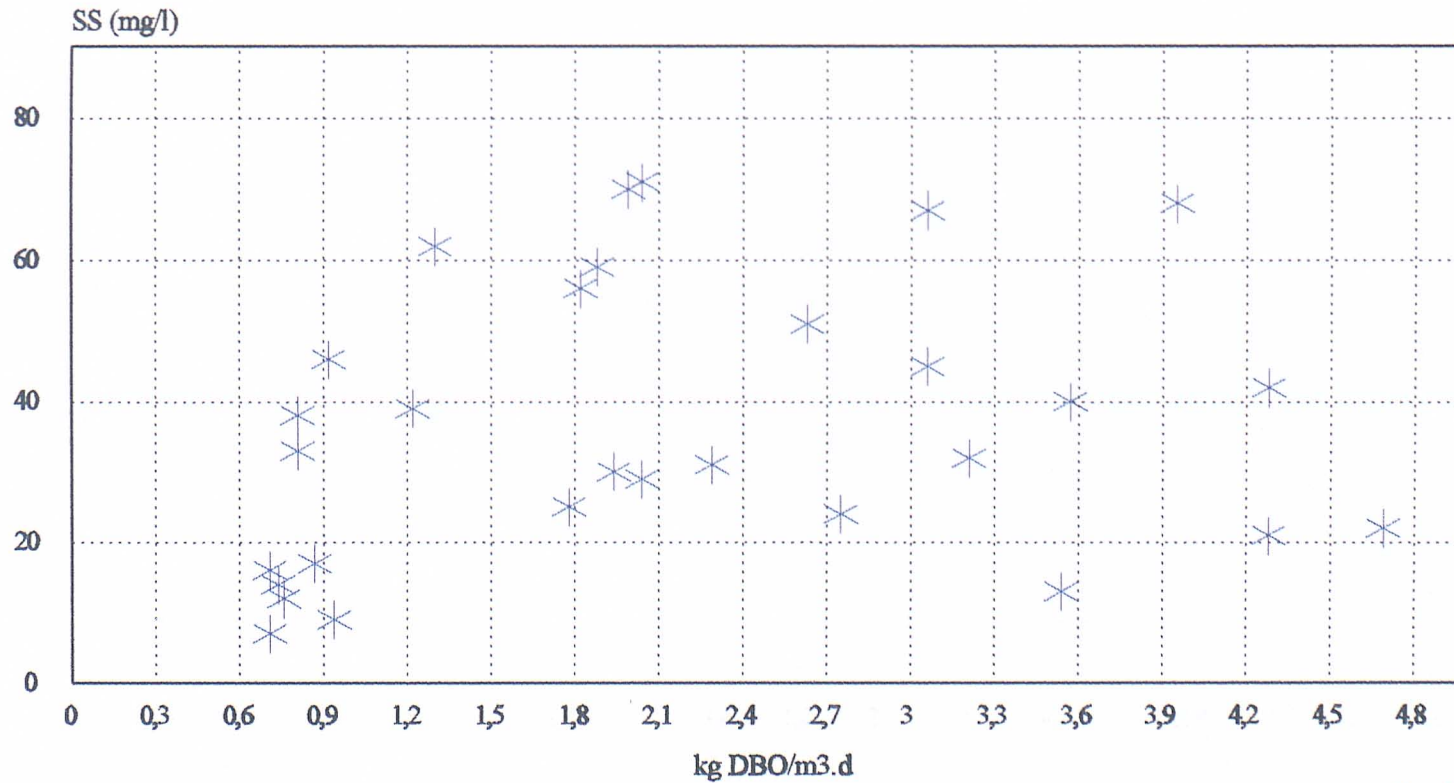


Grafico n° 7.30

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO CERAMICO.RENDIMIENTOS DQO/CARGA SS

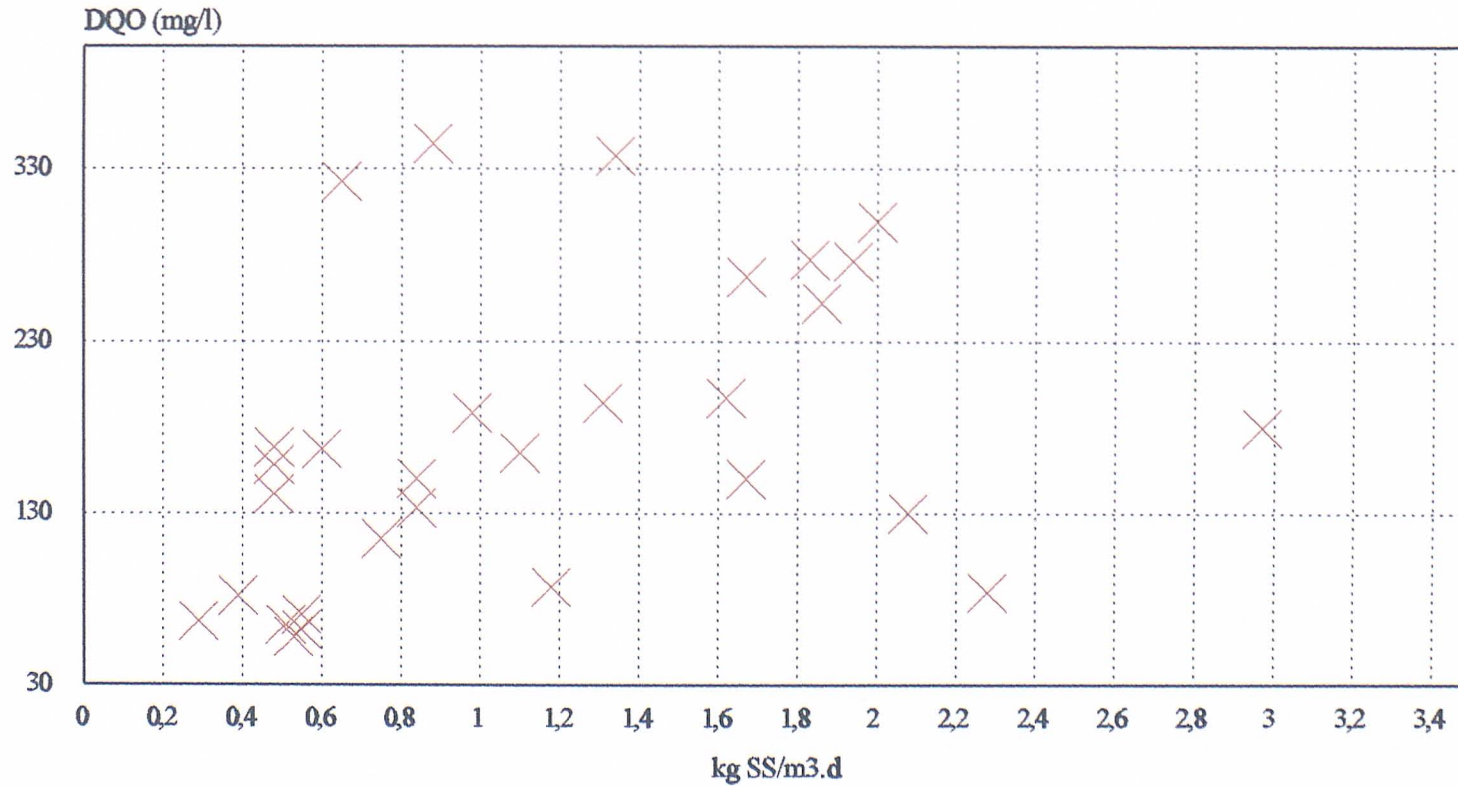


Grafico n° 7.31

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO CERAMICO.RENDIMIENTOS DBO/CARGA SS

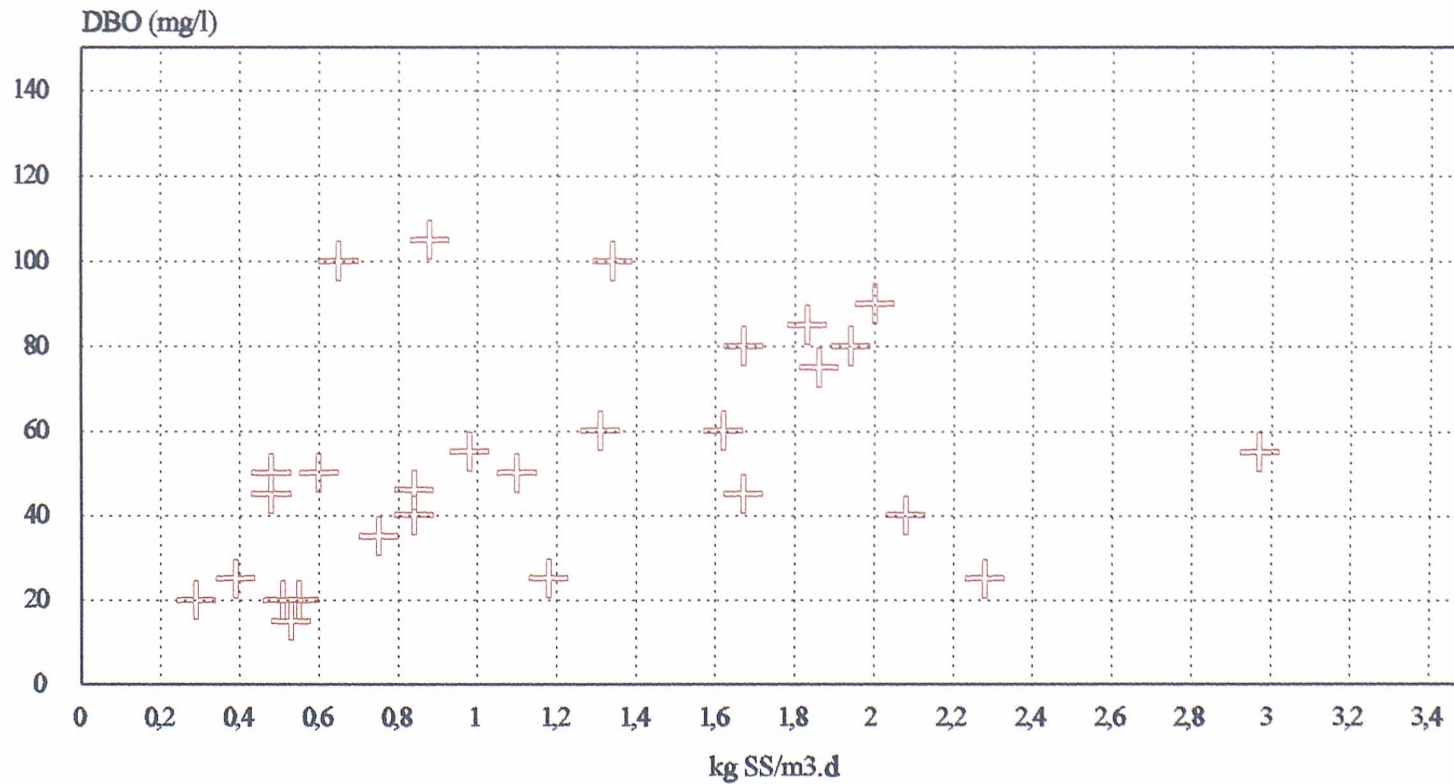


Grafico n° 7.32



# INVESTIGACION DE CHOQUE

## RELLENO CERAMICO.RENDIMIENTOS SS/CARGA SS

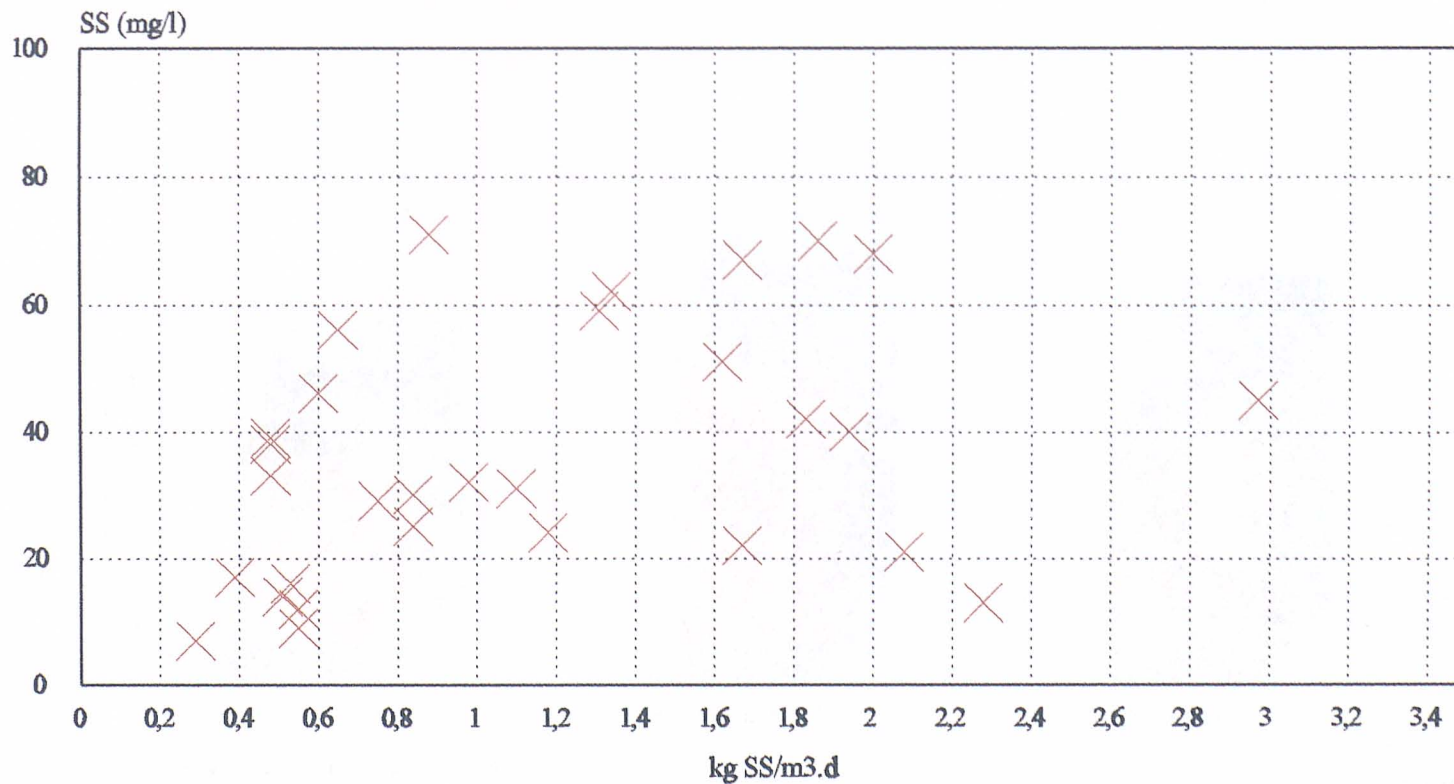


Grafico n° 7.33

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## COMPARACION ENTRE RELLENOS

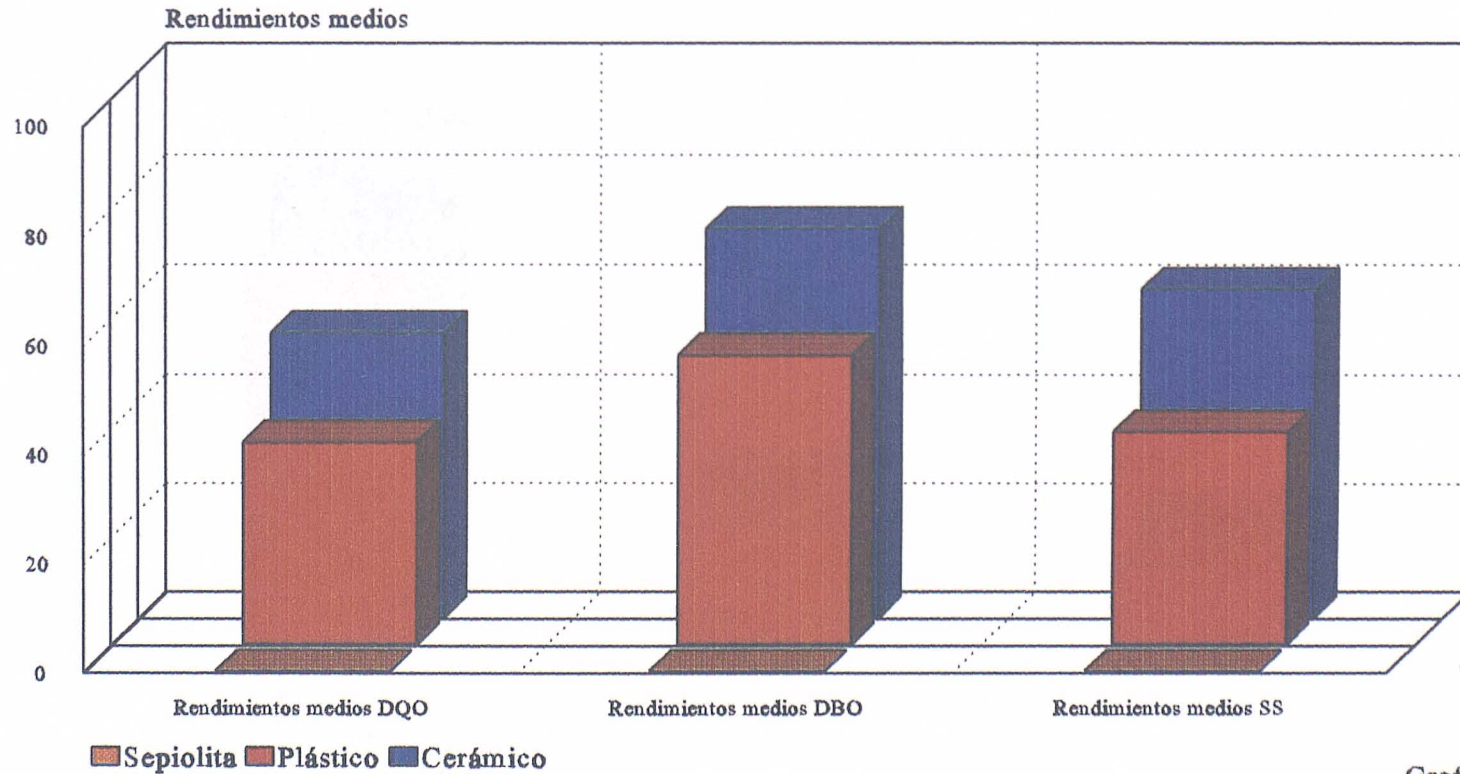


Grafico n° 8.1

# INVESTIGACION DE CHOQUE

## COMPARACION ENTRE RELLENOS

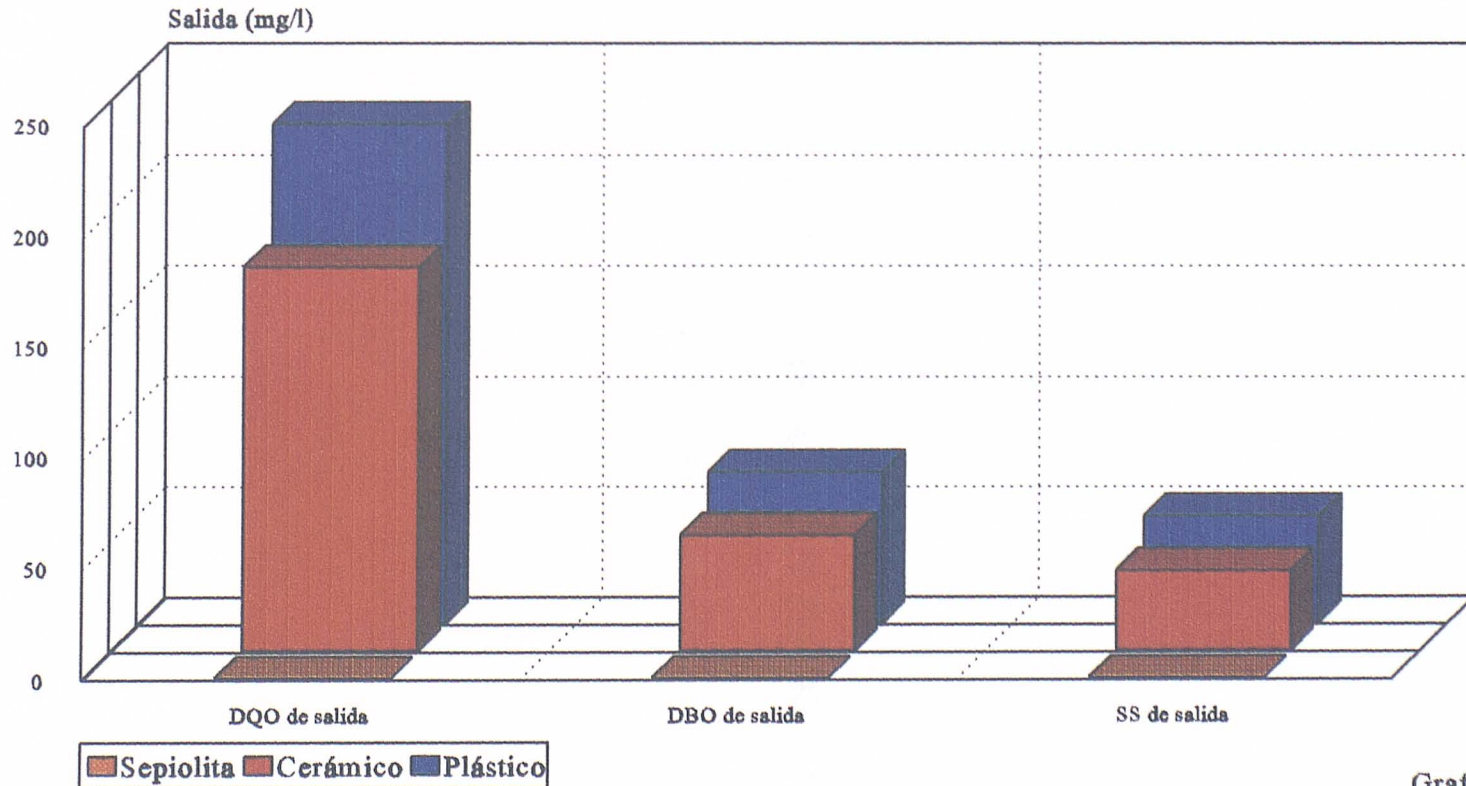


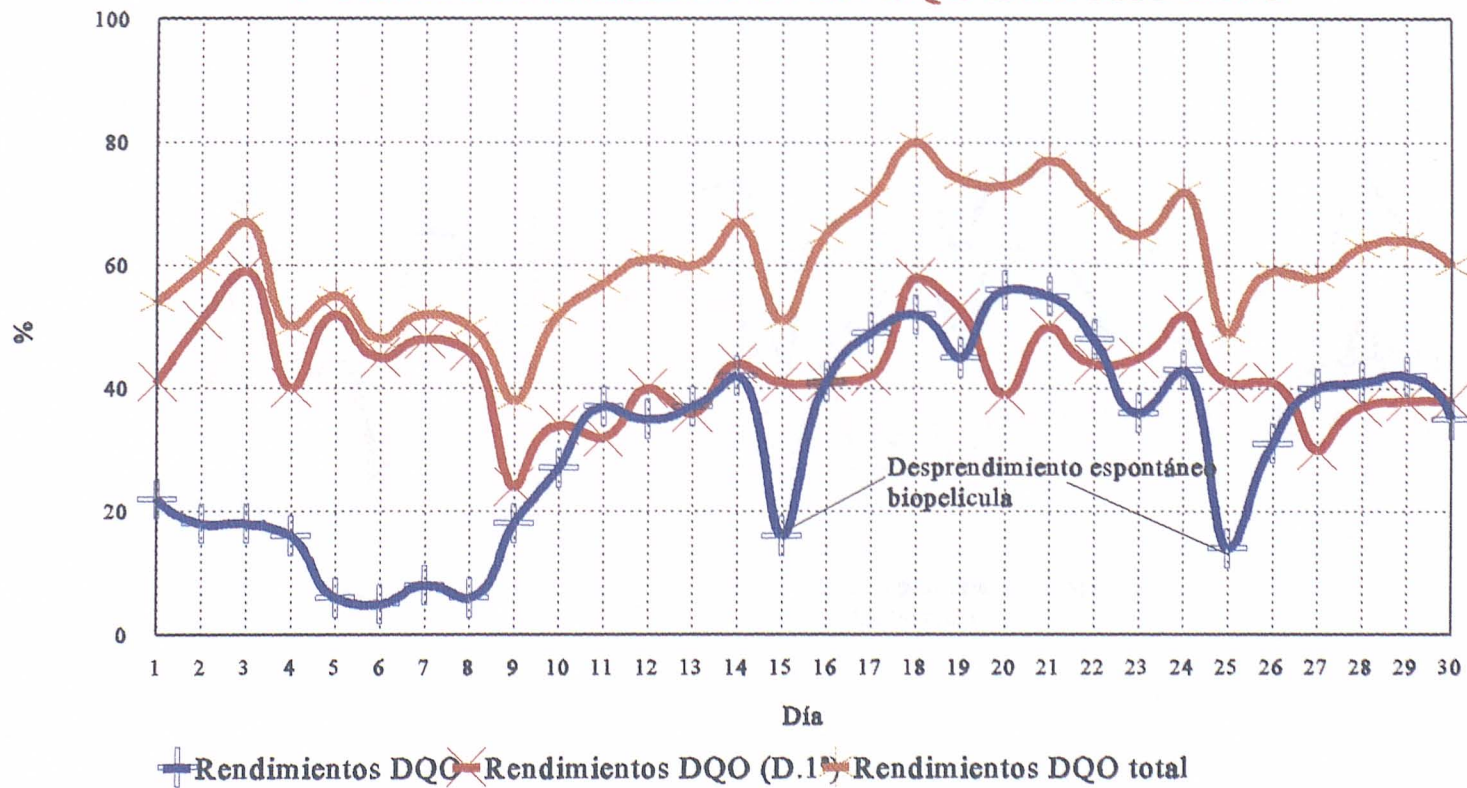
Gráfico n° 8.2

**ANEJO N° 4: INVESTIGACION DE FONDO.**

**GRAFICOS**

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. RENDIMIENTOS EN DQO DEL PROCESO

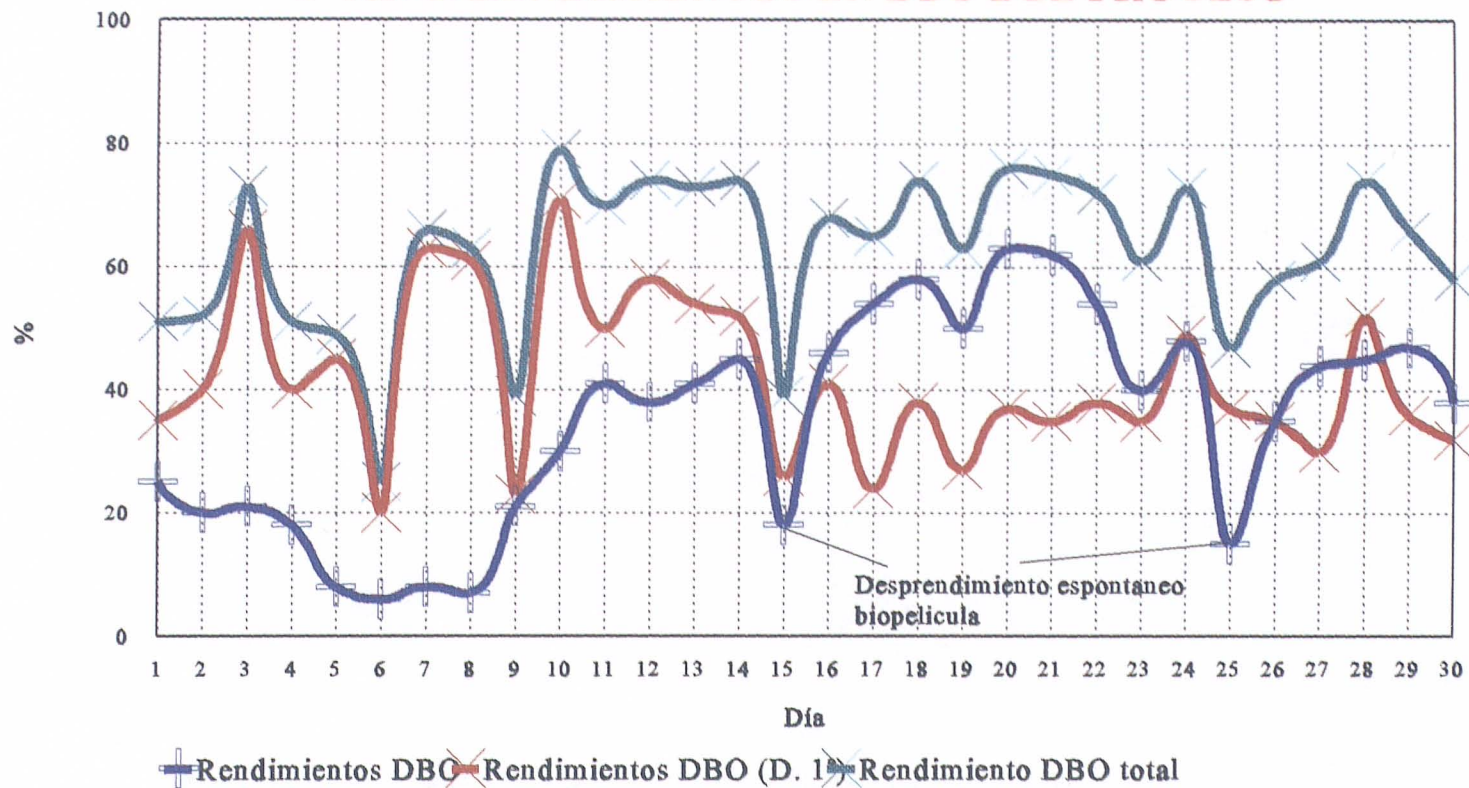


ABRIL 1994

Graficon nº 10.1

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. RENDIMIENTOS EN DBO DEL PROCESO

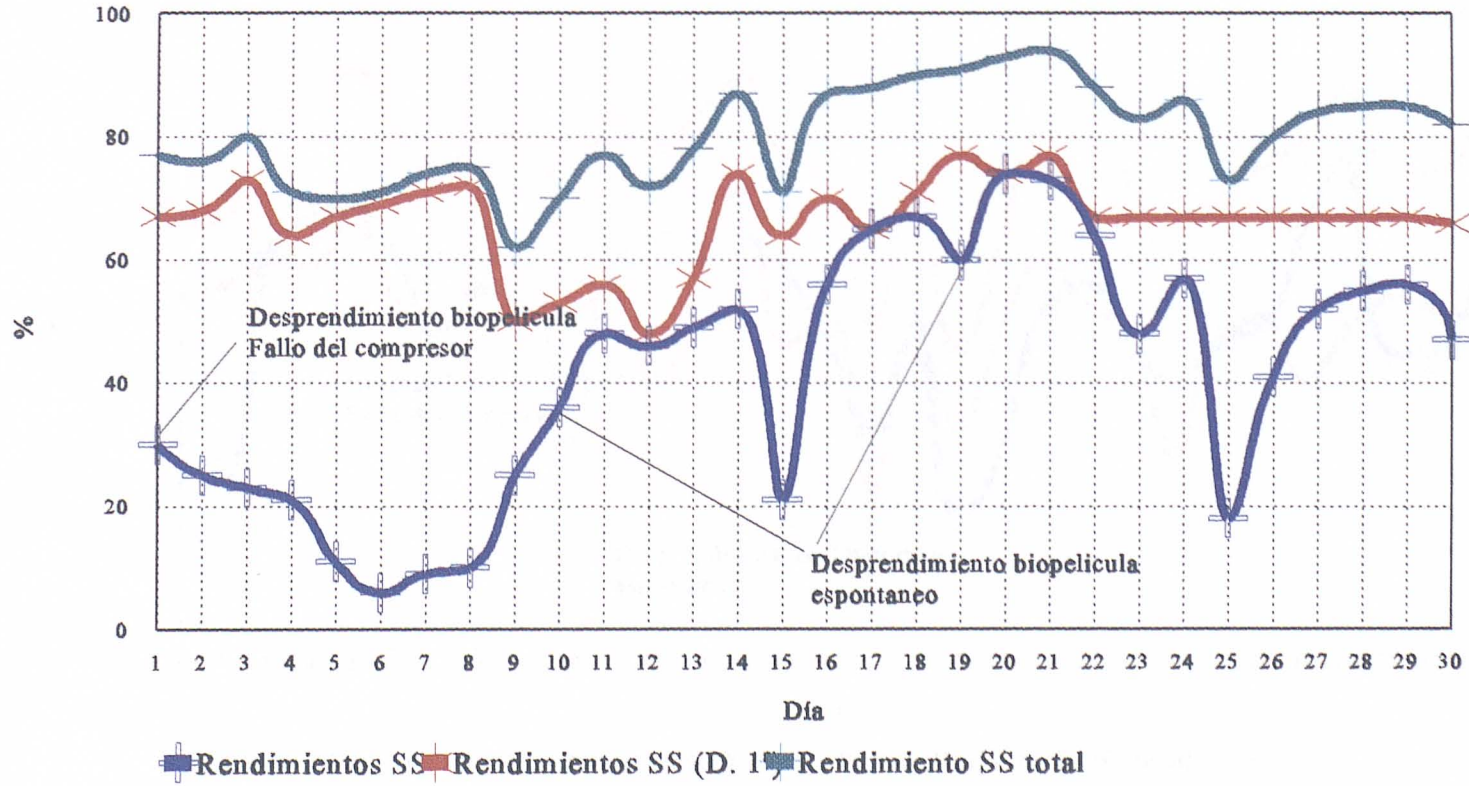


ABRIL 1994

Grafico n° 10.2

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. RENDIMIENTOS EN SS DEL PROCESO

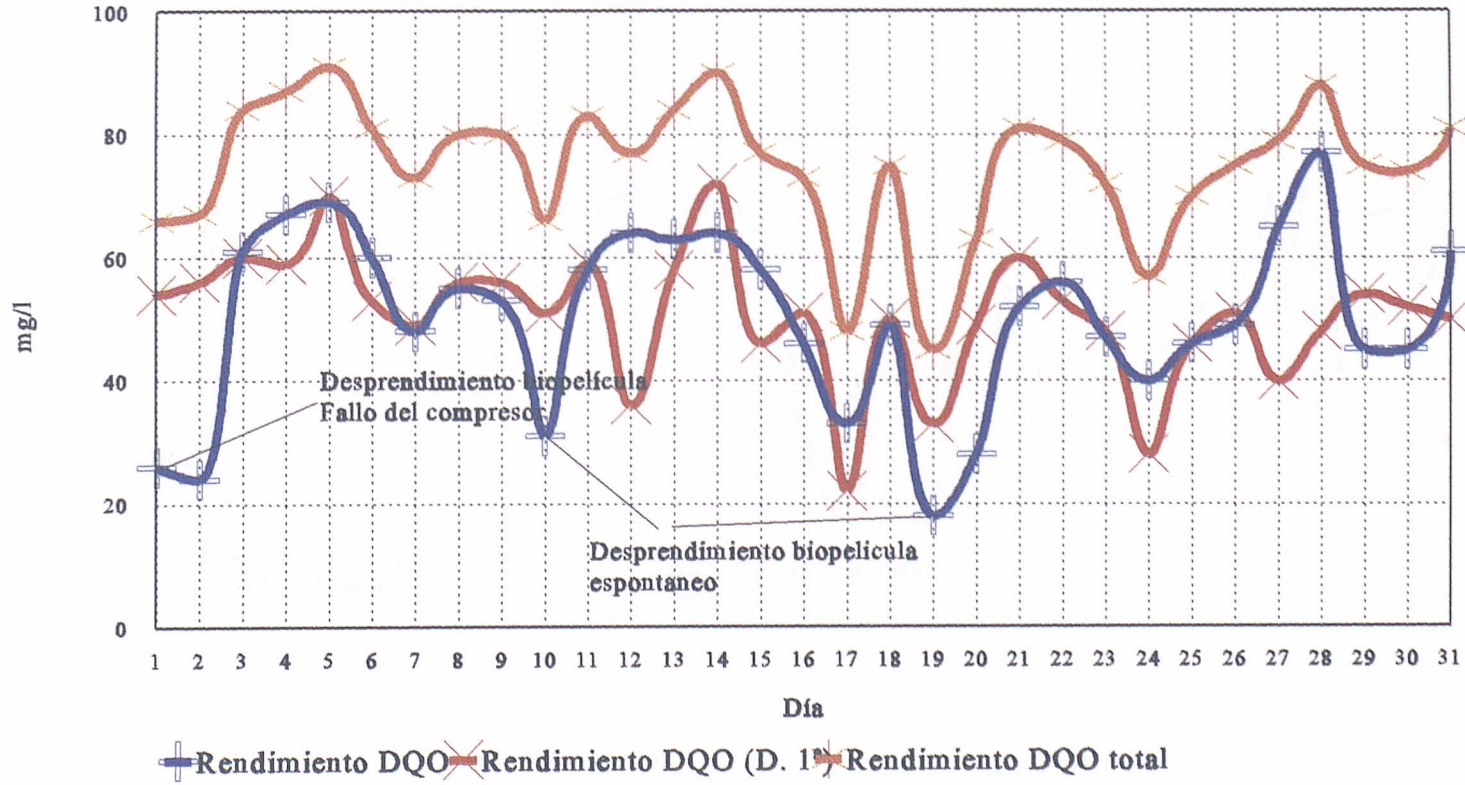


ABRIL 1994

Grafico n° 10.3

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. RENDIMIENTOS DQO EN EL PROCESO



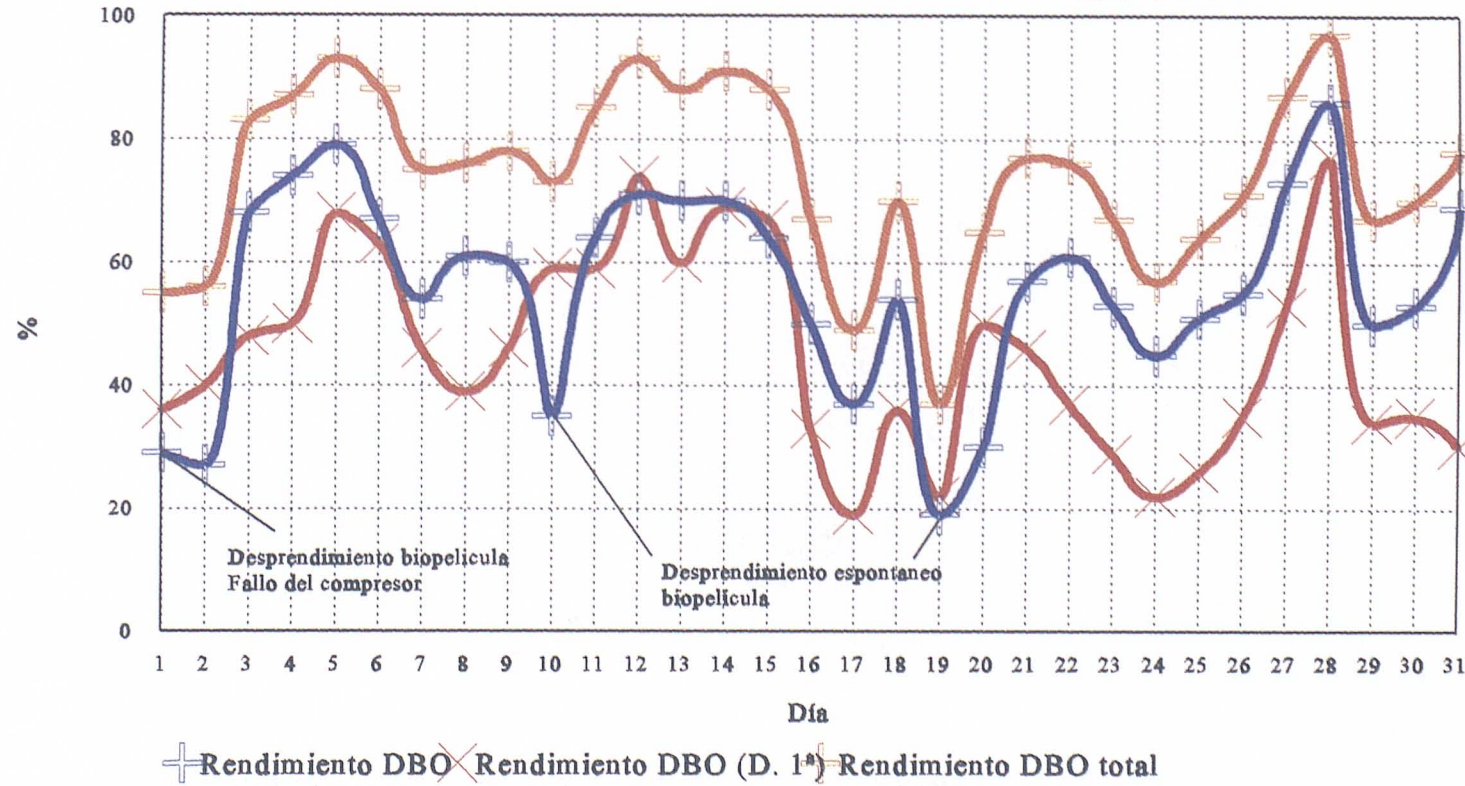
MAYO 1994

Grafico n° 10.4



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. RENDIMIENTOS DBO EN EL PROCESO

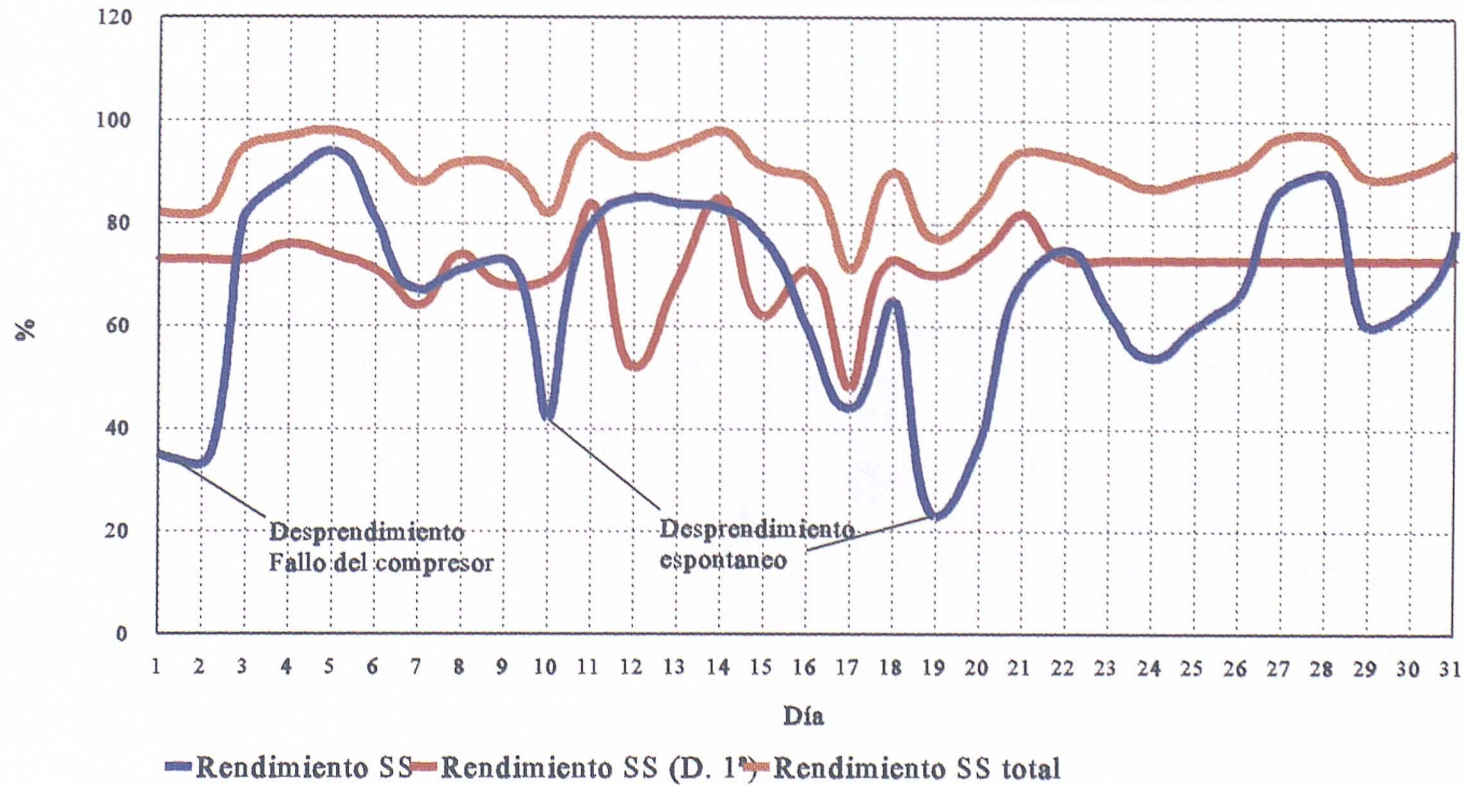


MAYO 1994

Grafico nº 10.5

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. RENDIMIENTOS SS EN EL PROCESO

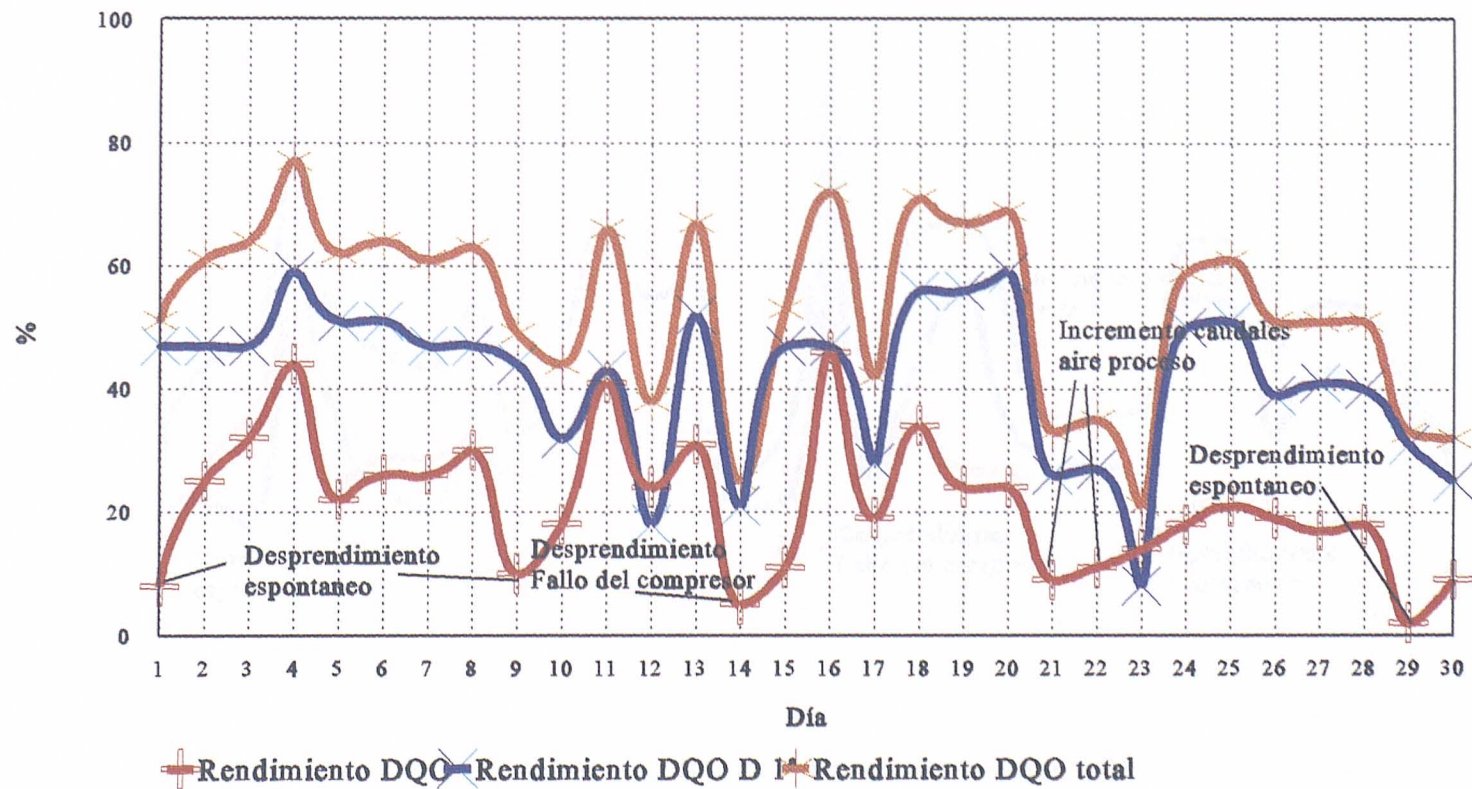


MAYO 1994

Grafico nº 10.6

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. RENDIMIENTOS EN DQO

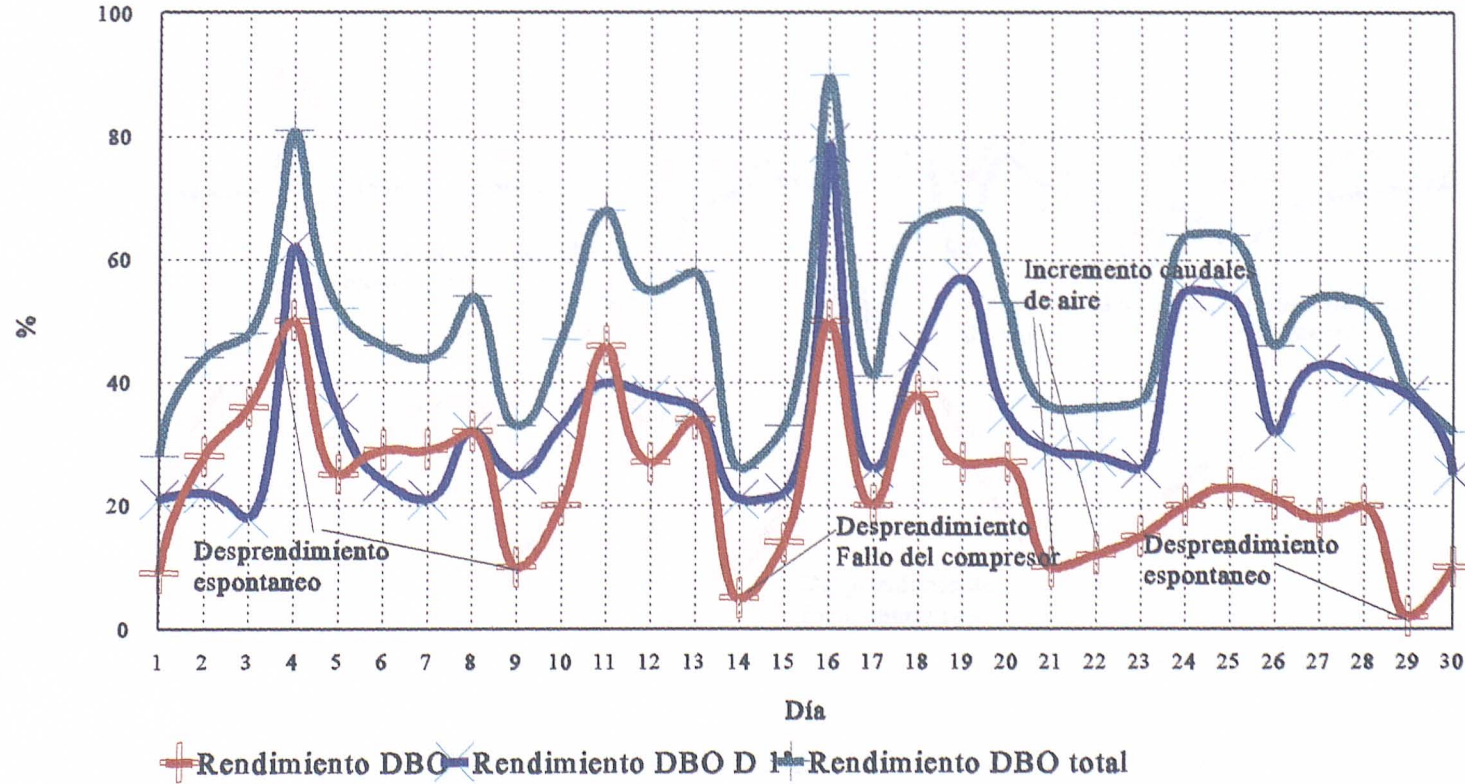


JUNIO 1994

Grafico n° 10.7

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. RENDIMIENTOS EN DBO

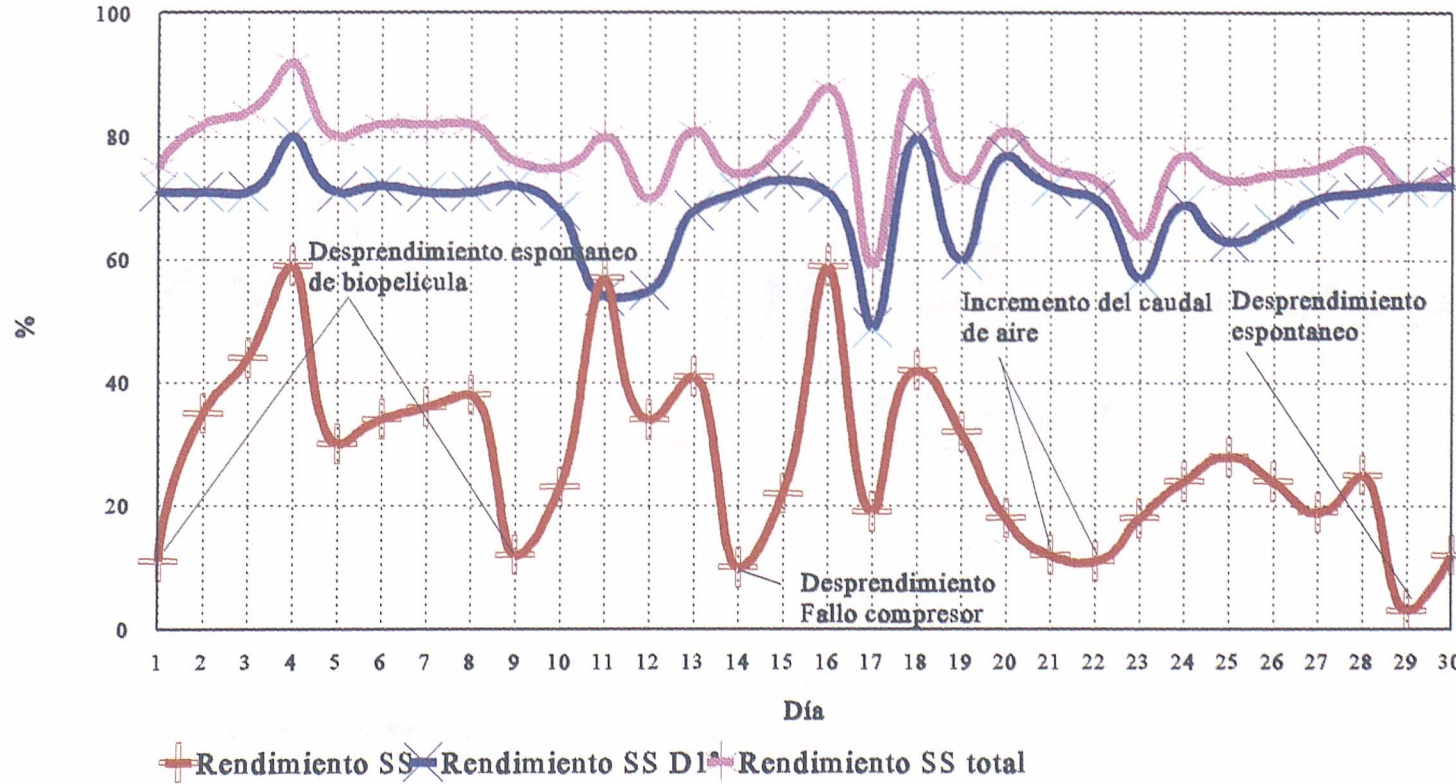


JUNIO 1994

Grafico n° 10.8

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. RENDIMIENTOS EN SS

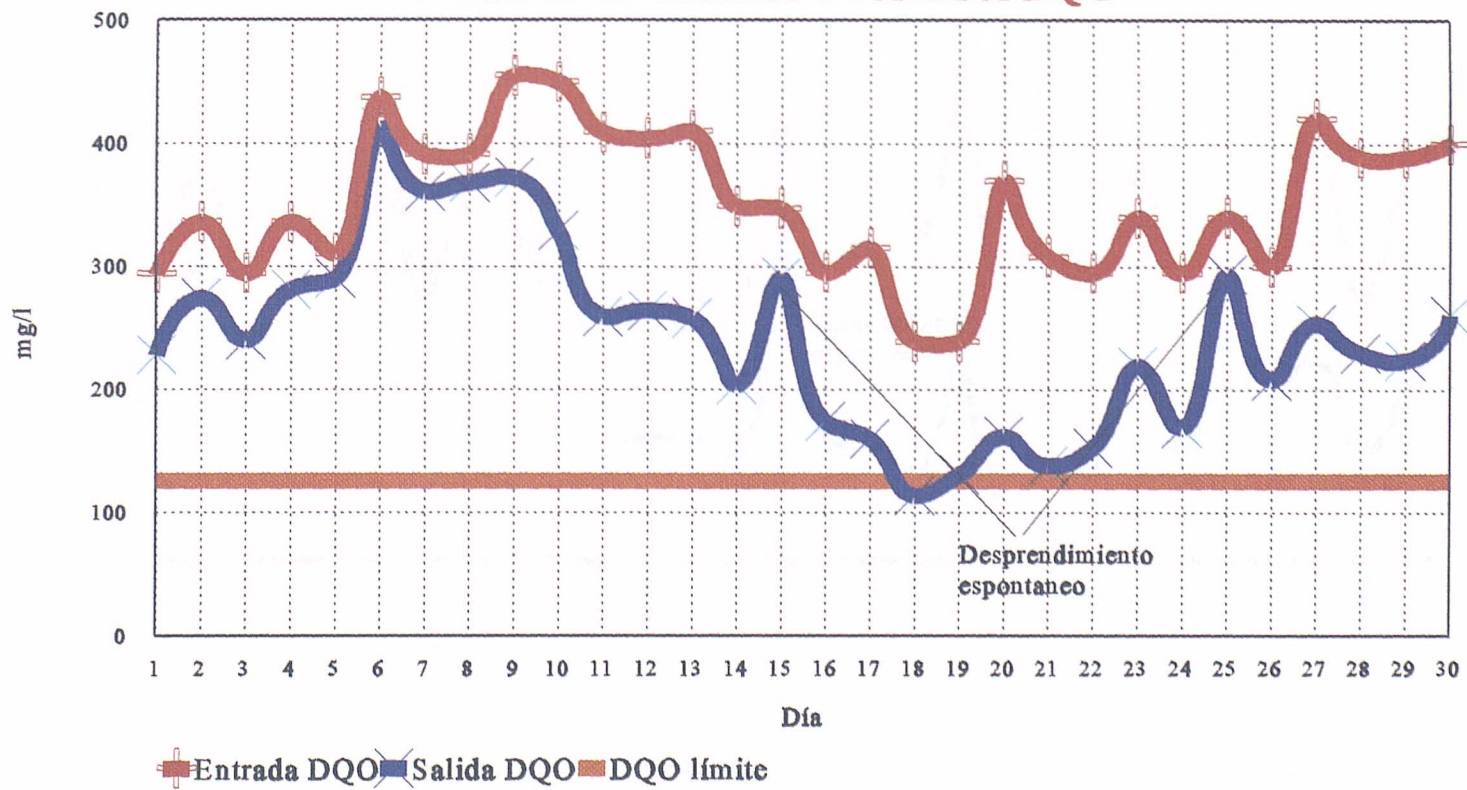


JUNIO 1994

Grafico n° 10.9

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DQO

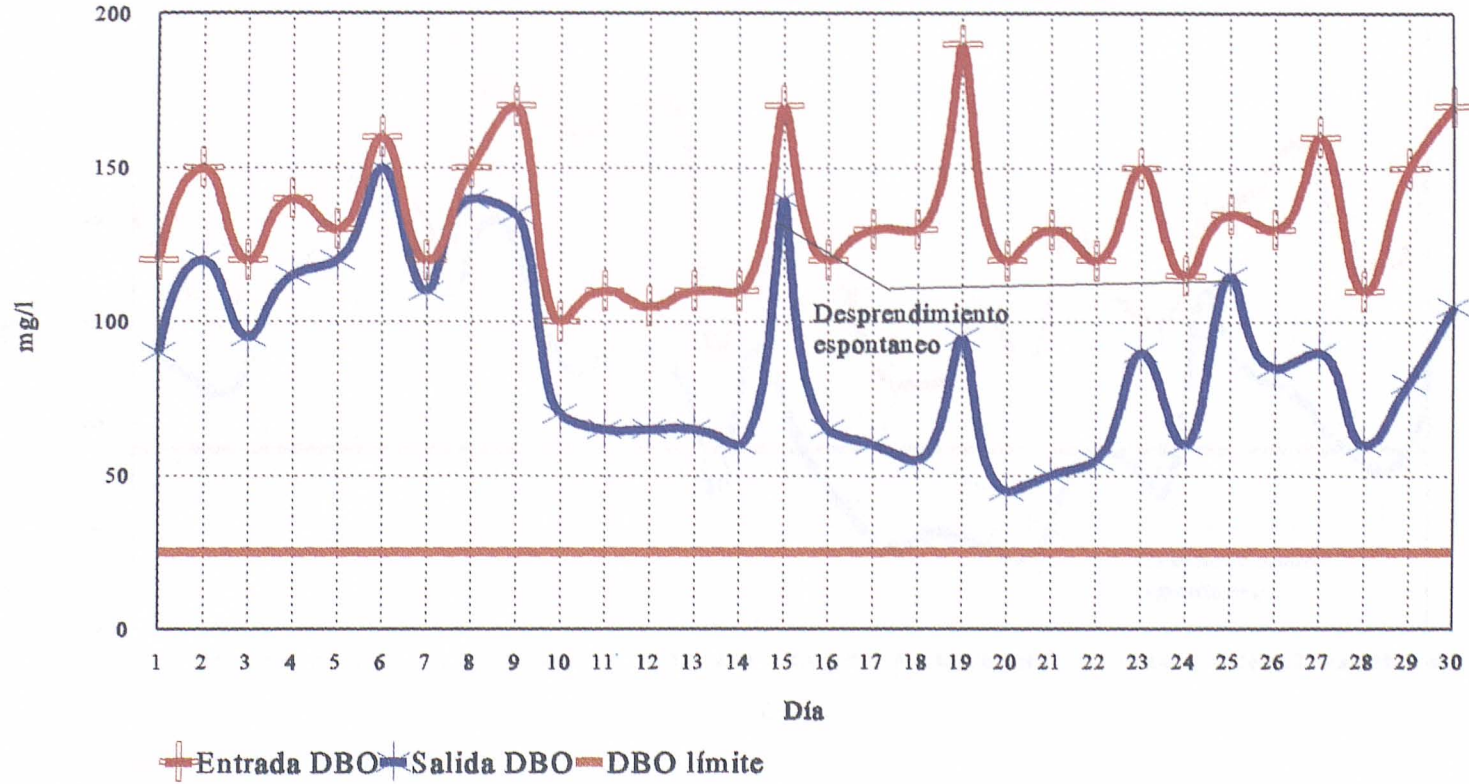


ABRIL 1994

Grafico nº 10.10

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DBO

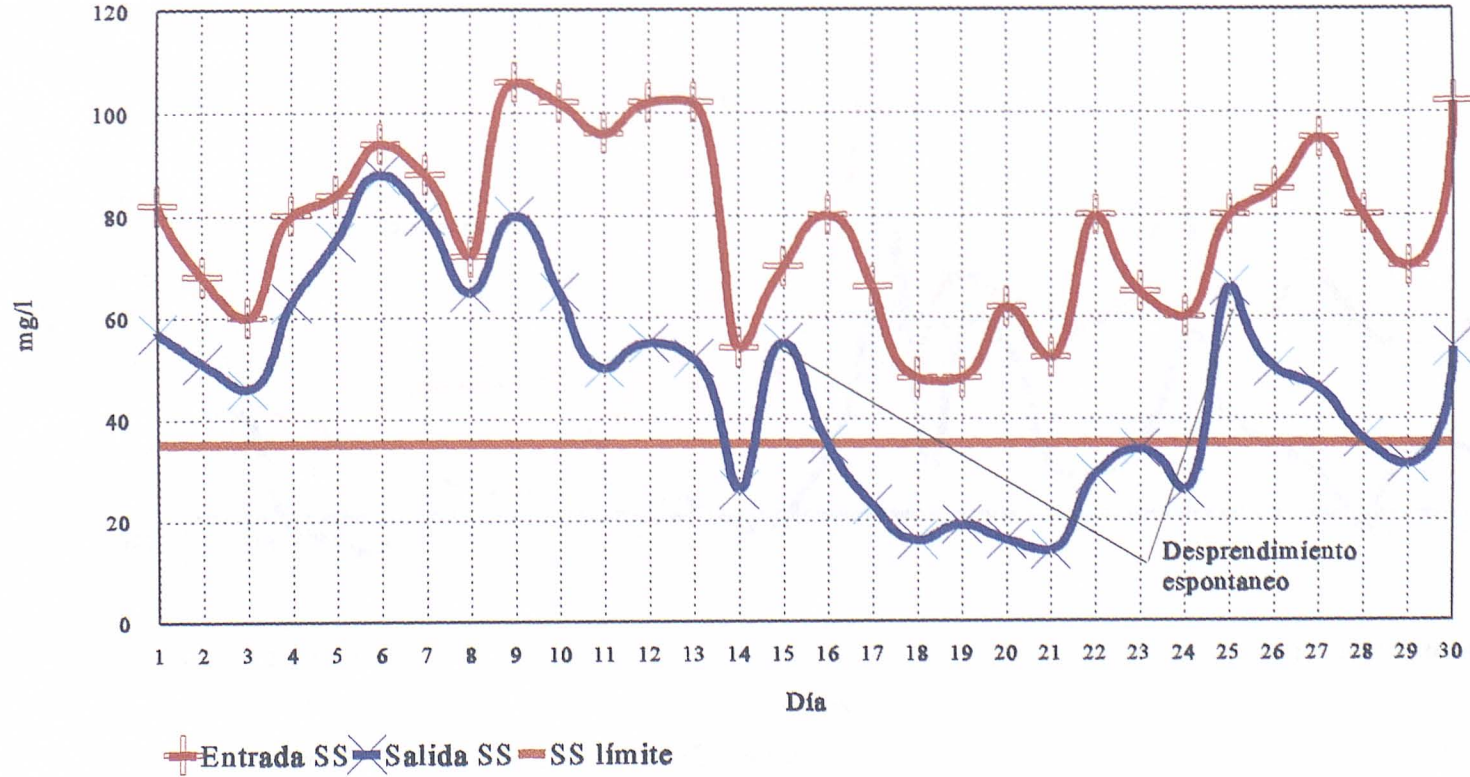


ABRIL 1994

Grafico nº 10.11

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. ENTRADA Y SALIDA SS



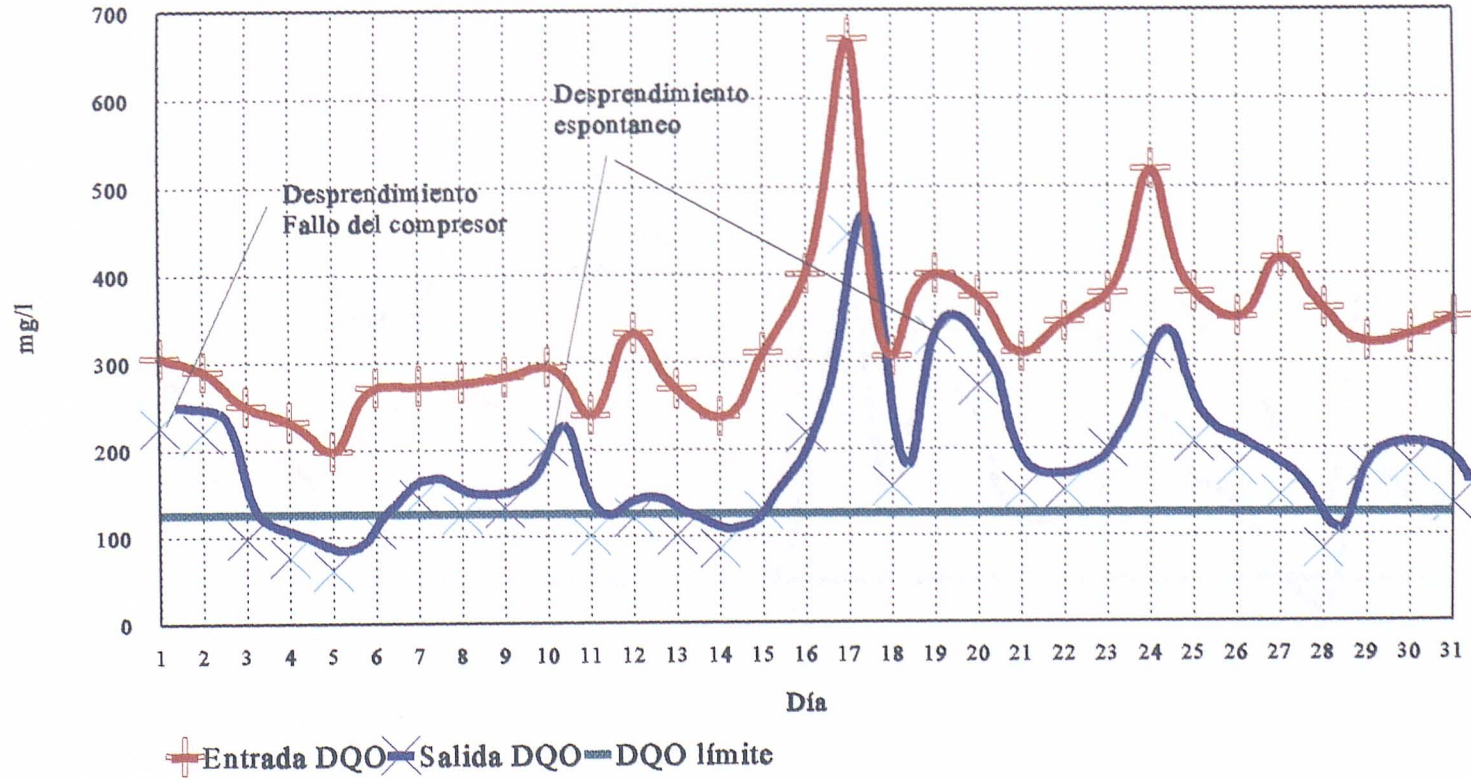
ABRIL 1994

Grafico n° 10.12



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DQO

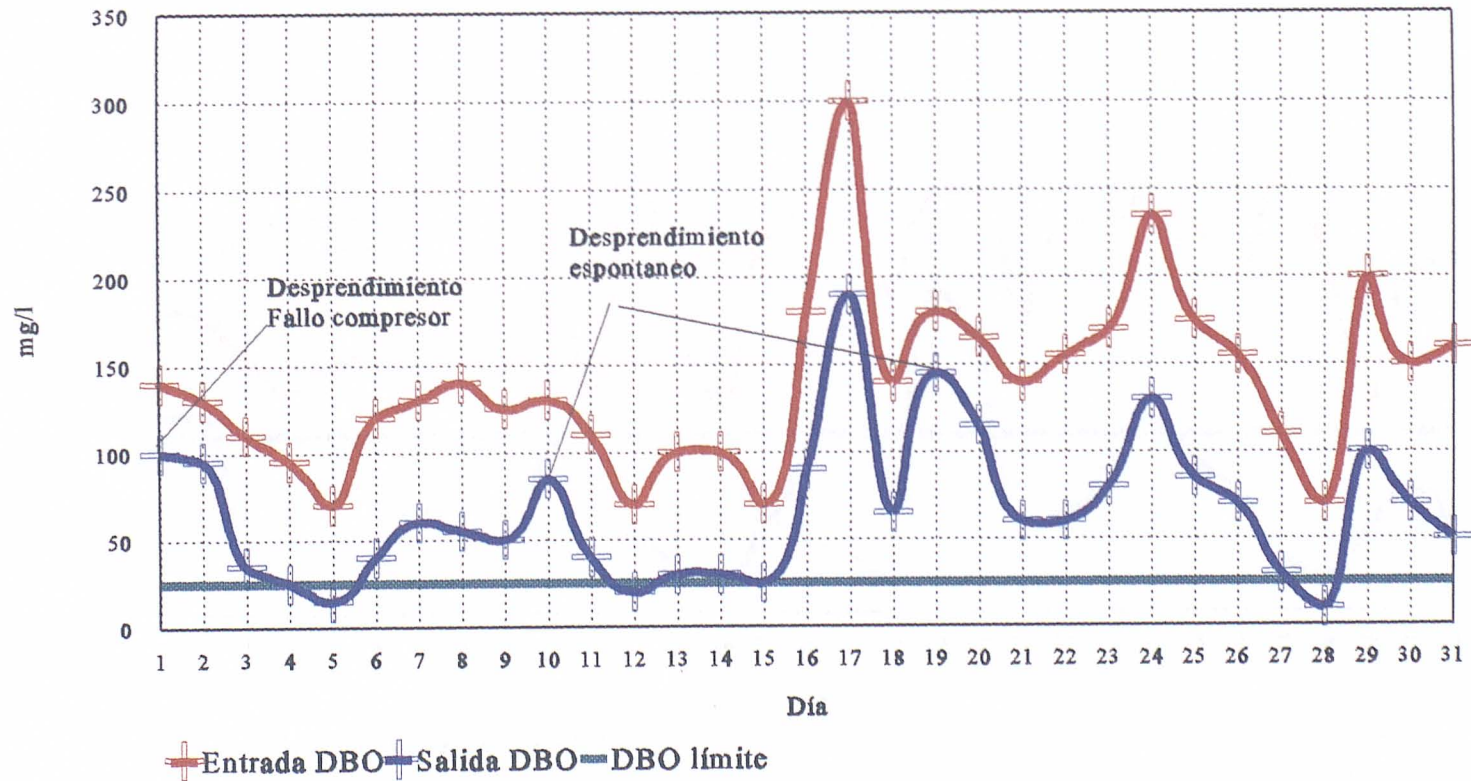


MAYO 1994

Grafico nº 10.13

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DBO

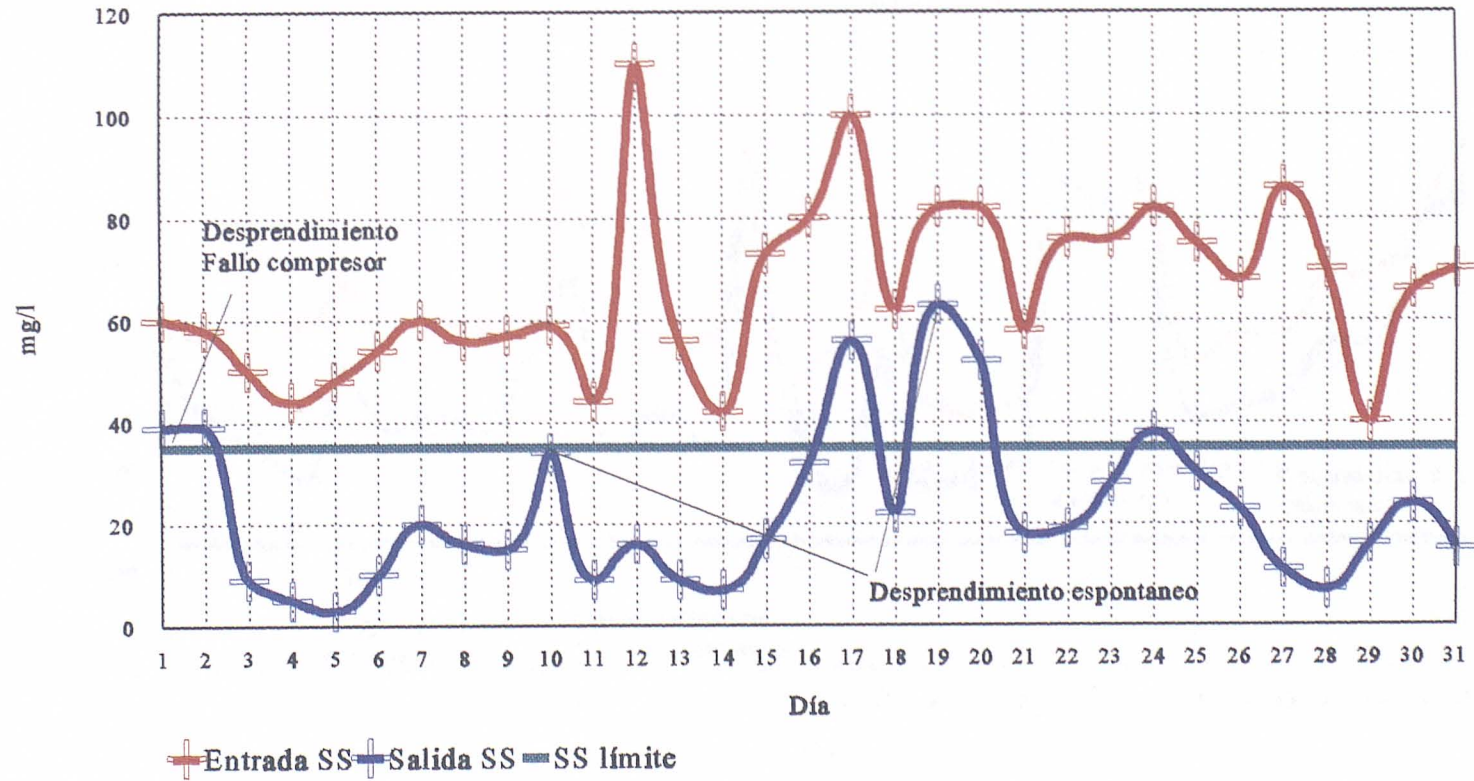


MAYO 1994

Grafico n° 10.14

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. ENTRADA Y SALIDA SS

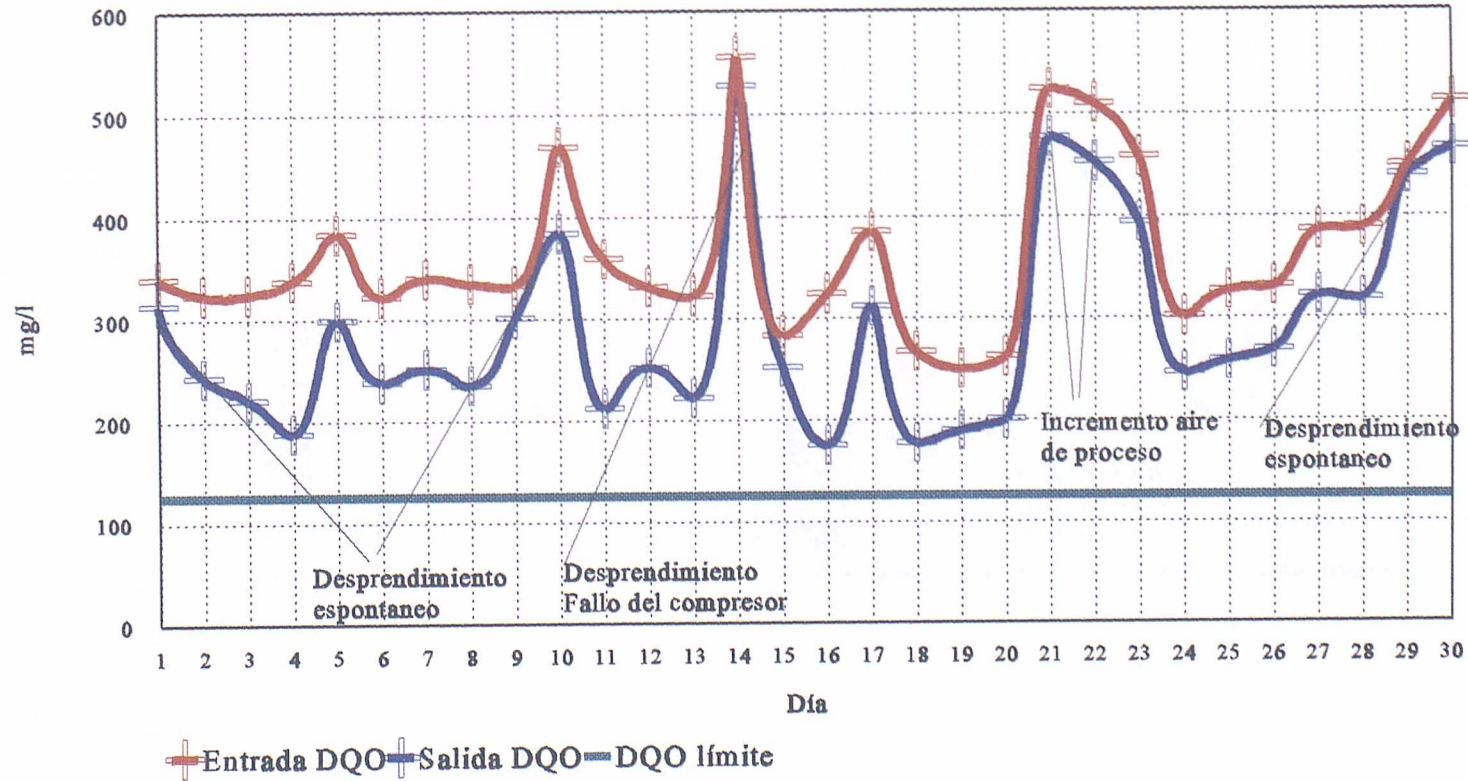


MAYO 1994

Grafico nº 10.15

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DQO

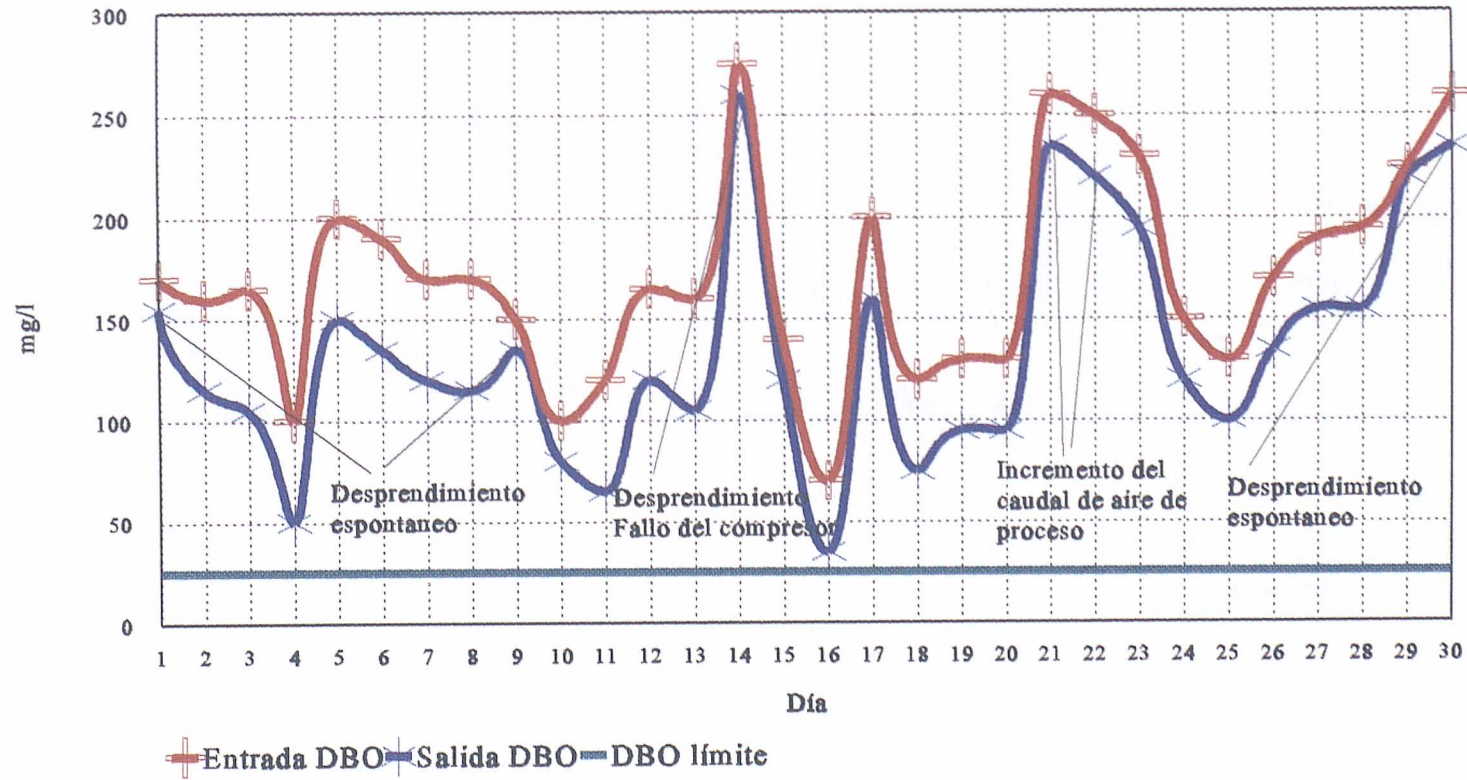


JUNIO 1994

Grafico n° 10.16

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DBO

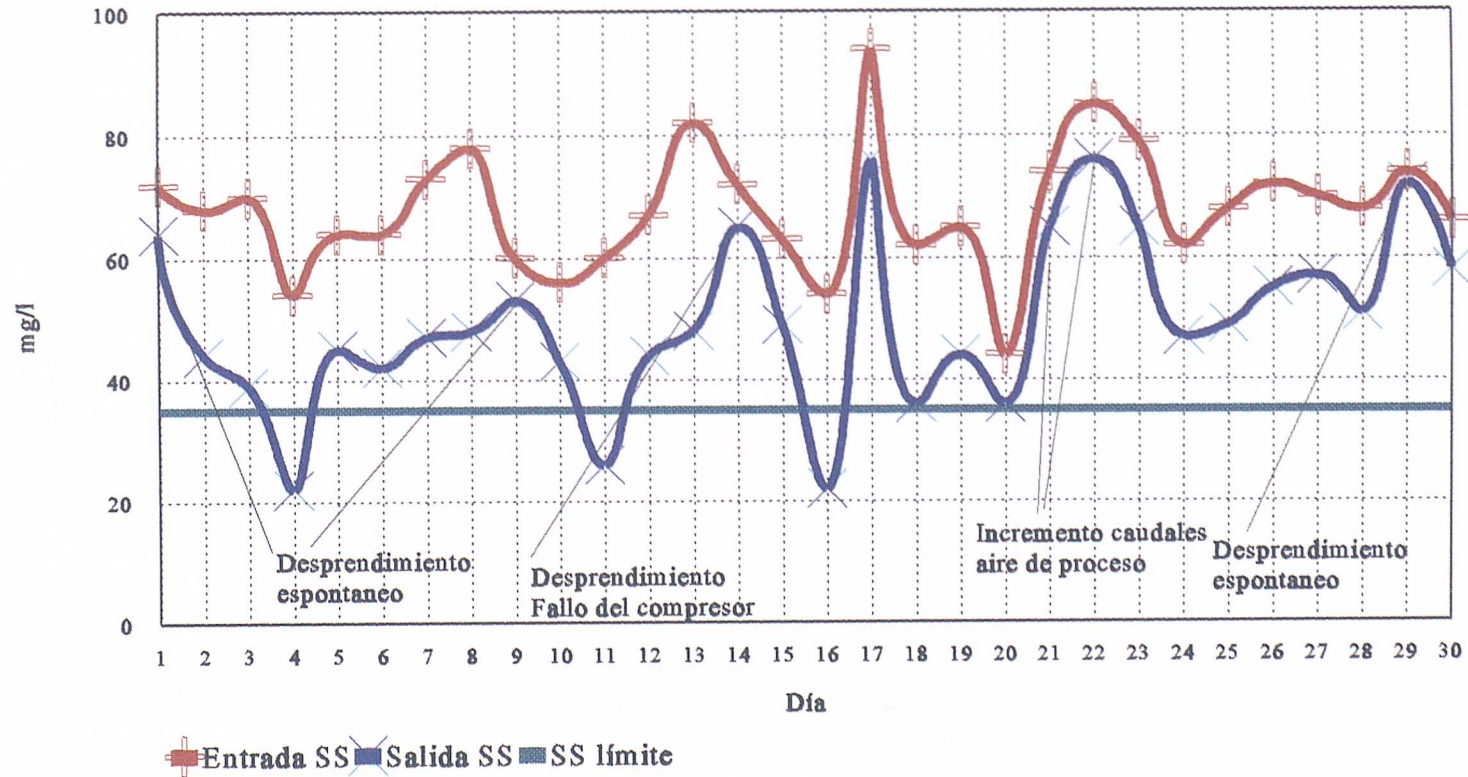


JUNIO 1994

Grafico n° 10.17

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 1ª FASE. ENTRADA Y SALIDA SS

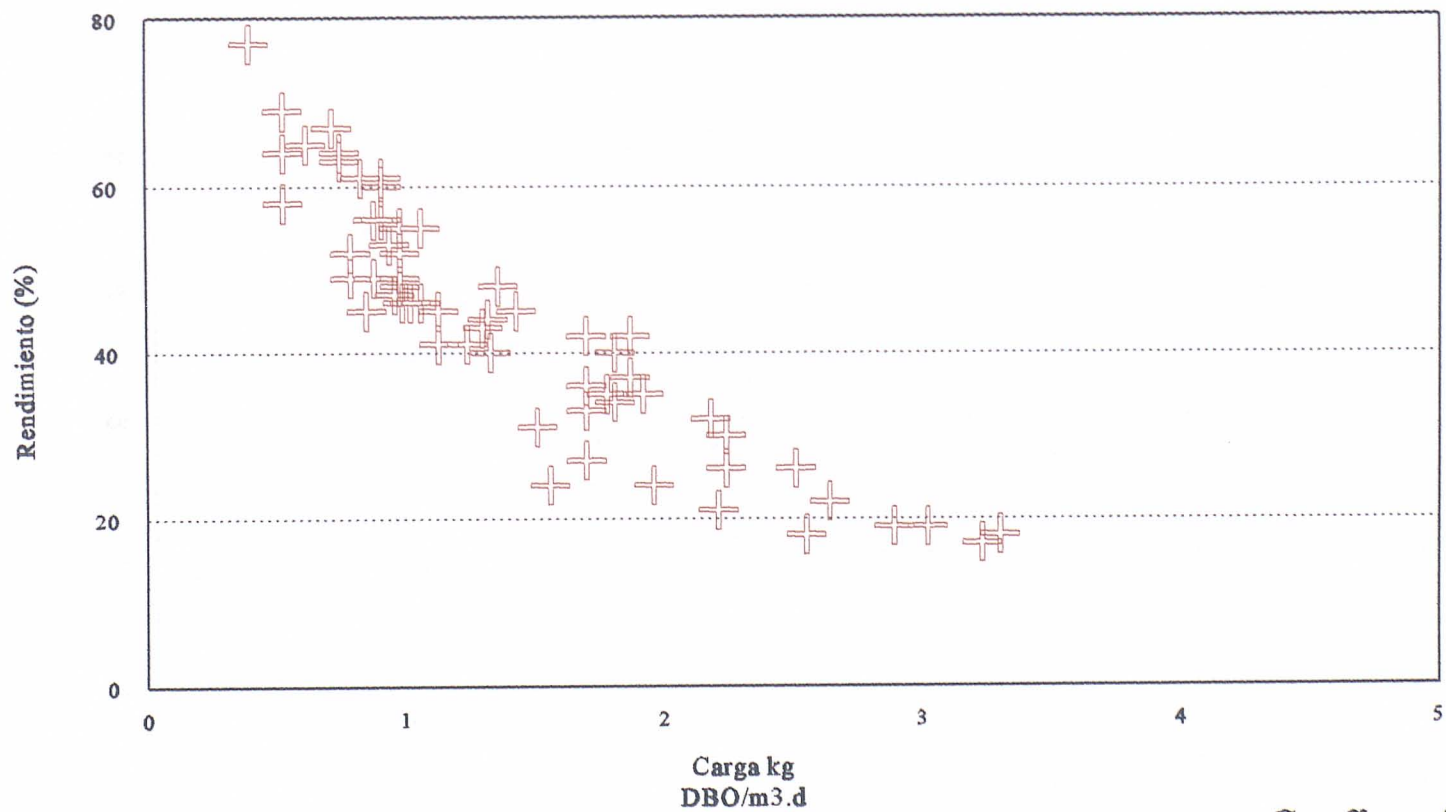


JUNIO 1994

Grafico n° 10.18

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA DBO/RENDIMIENTOS EN DQO EN FILTRO

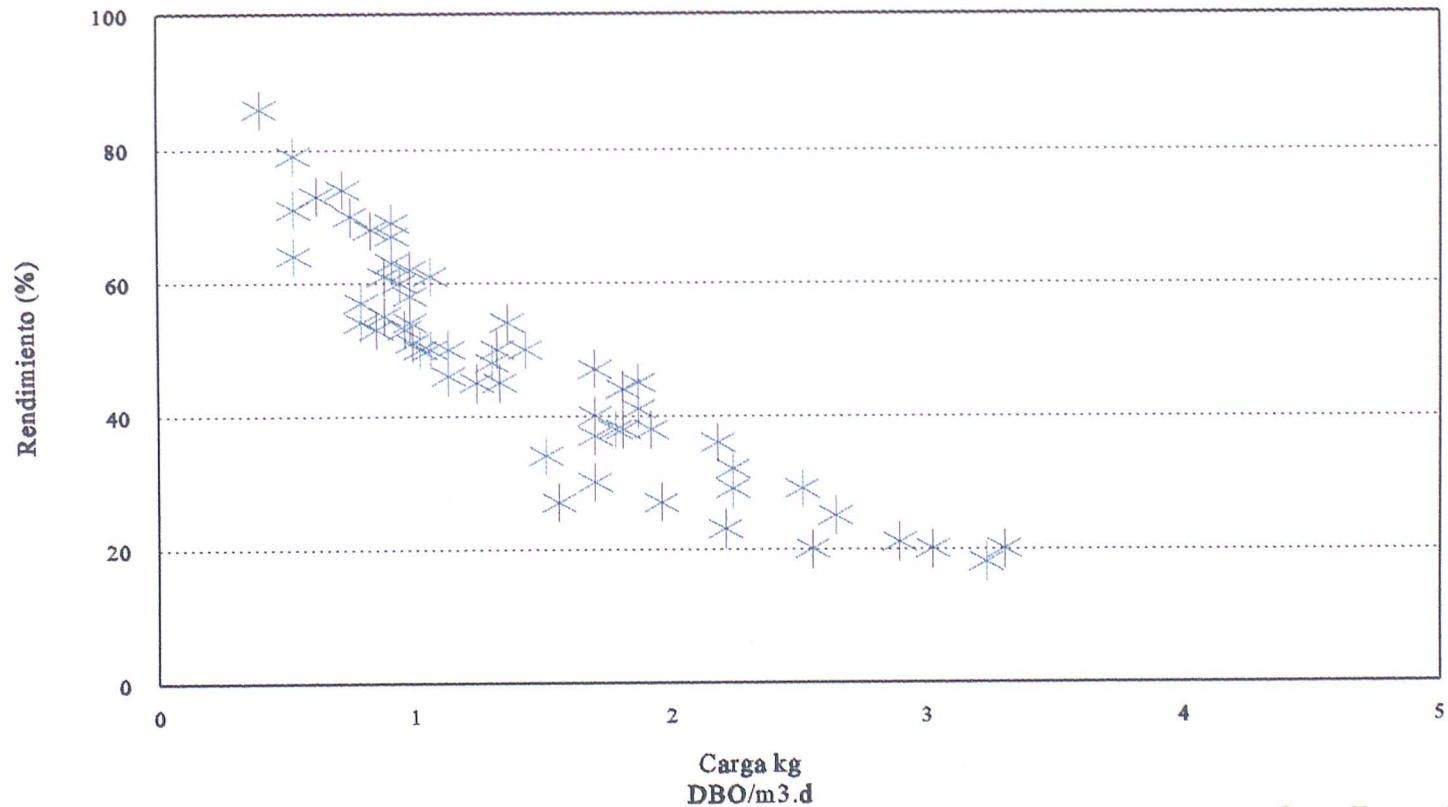


1ª FASE

Grafico n° 10.19

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA DBO/RENDIMIENTOS EN DBO EN FILTRO



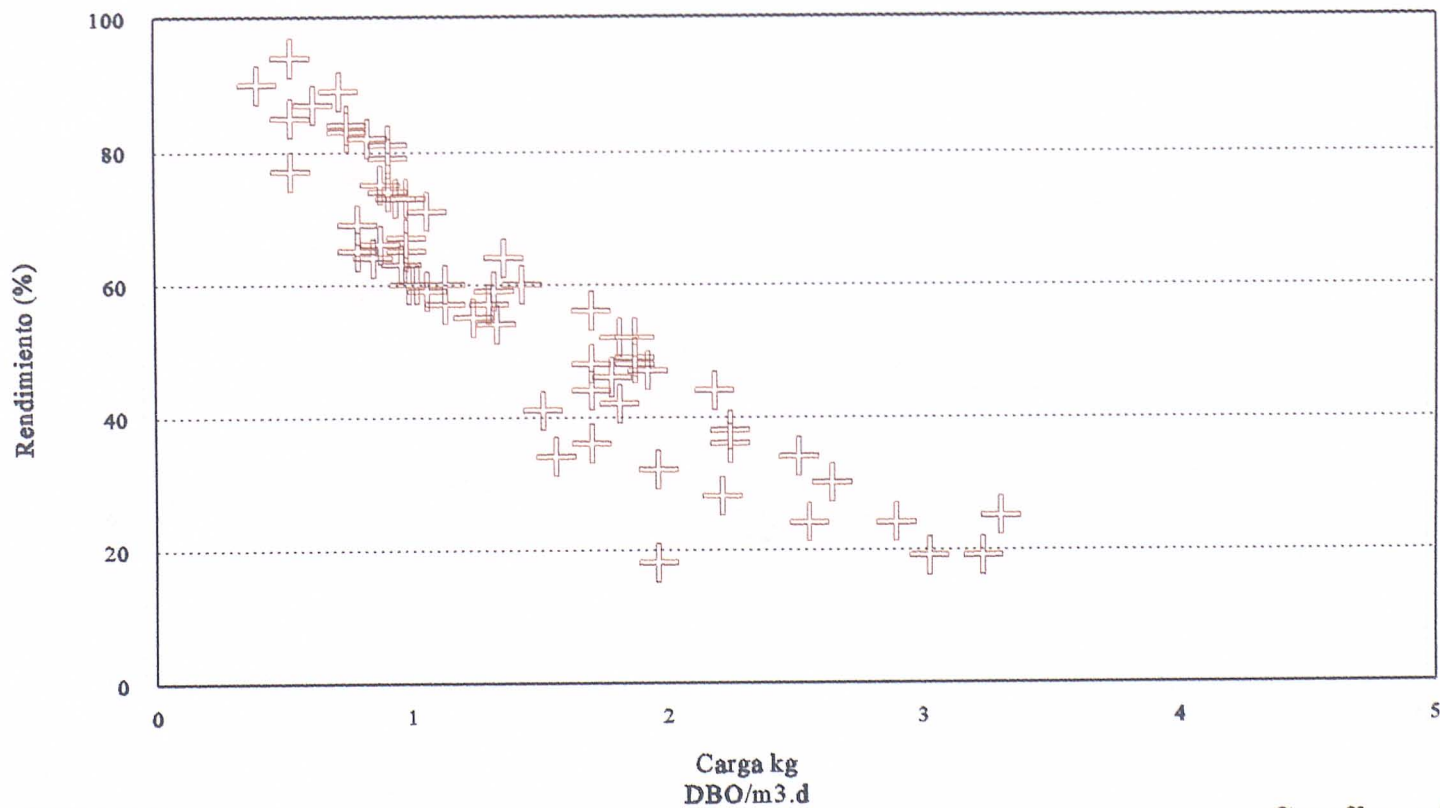
1ª FASE

Grafico n° 10.20



# INVESTIGACION DE CHOQUE. RELLENO PLASTICO

## CARGA DBO/RENDIMIENTOS EN SS EN FILTRO

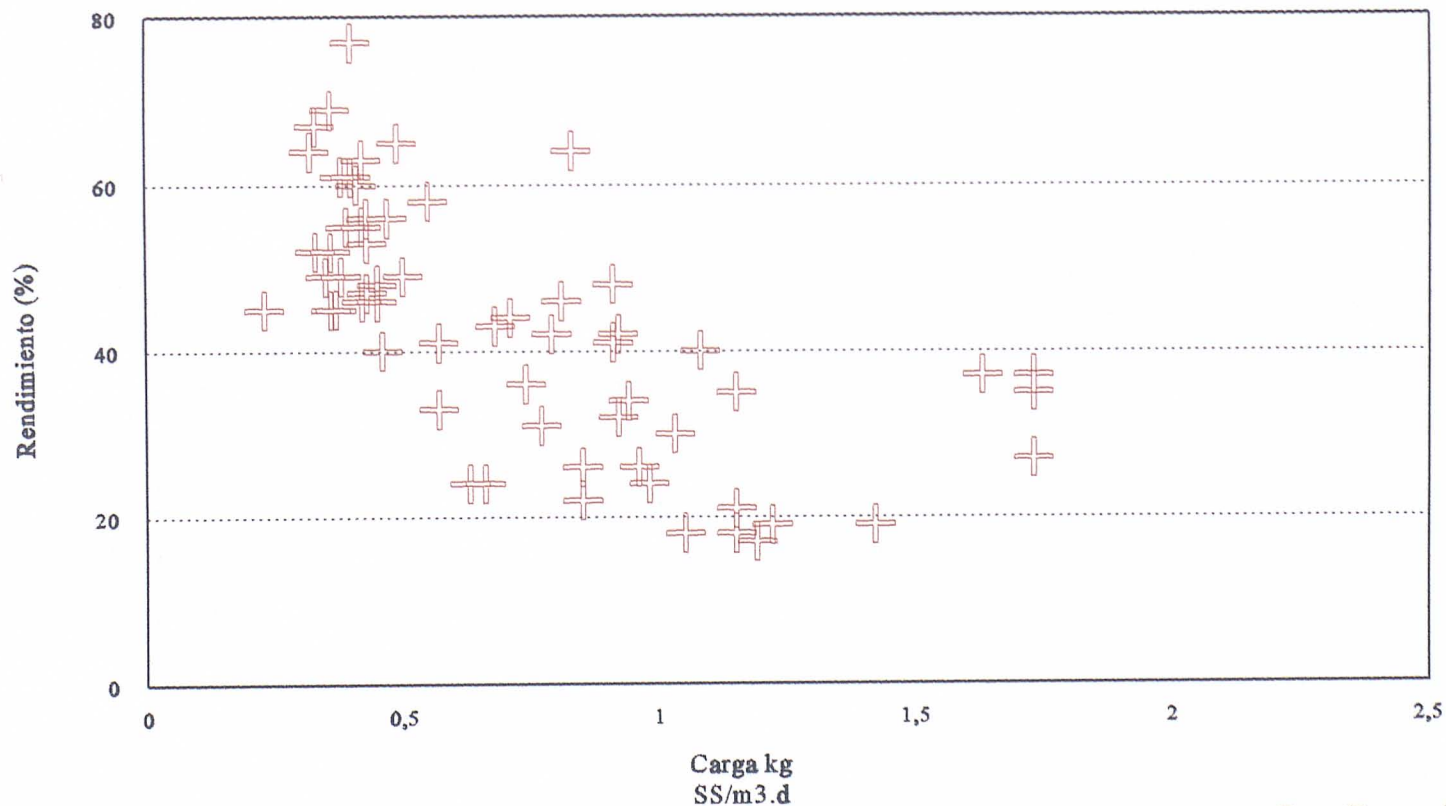


1ª FASE

Grafico n° 10.21

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA SS/RENDIMIENTOS EN DQO EN FILTRO

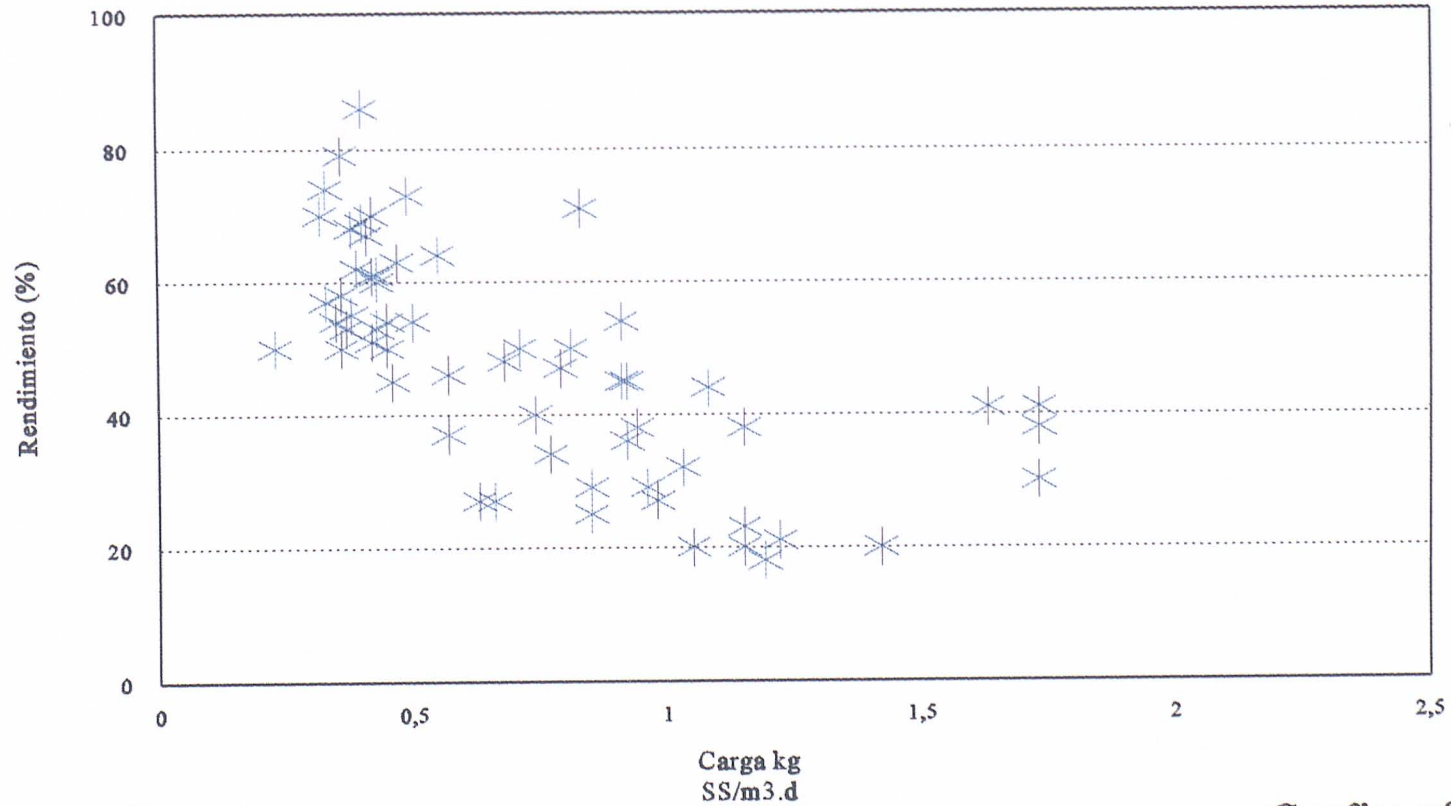


1ª FASE

Grafico n° 10.22

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA SS/RENDIMIENTOS EN DBO EN FILTRO

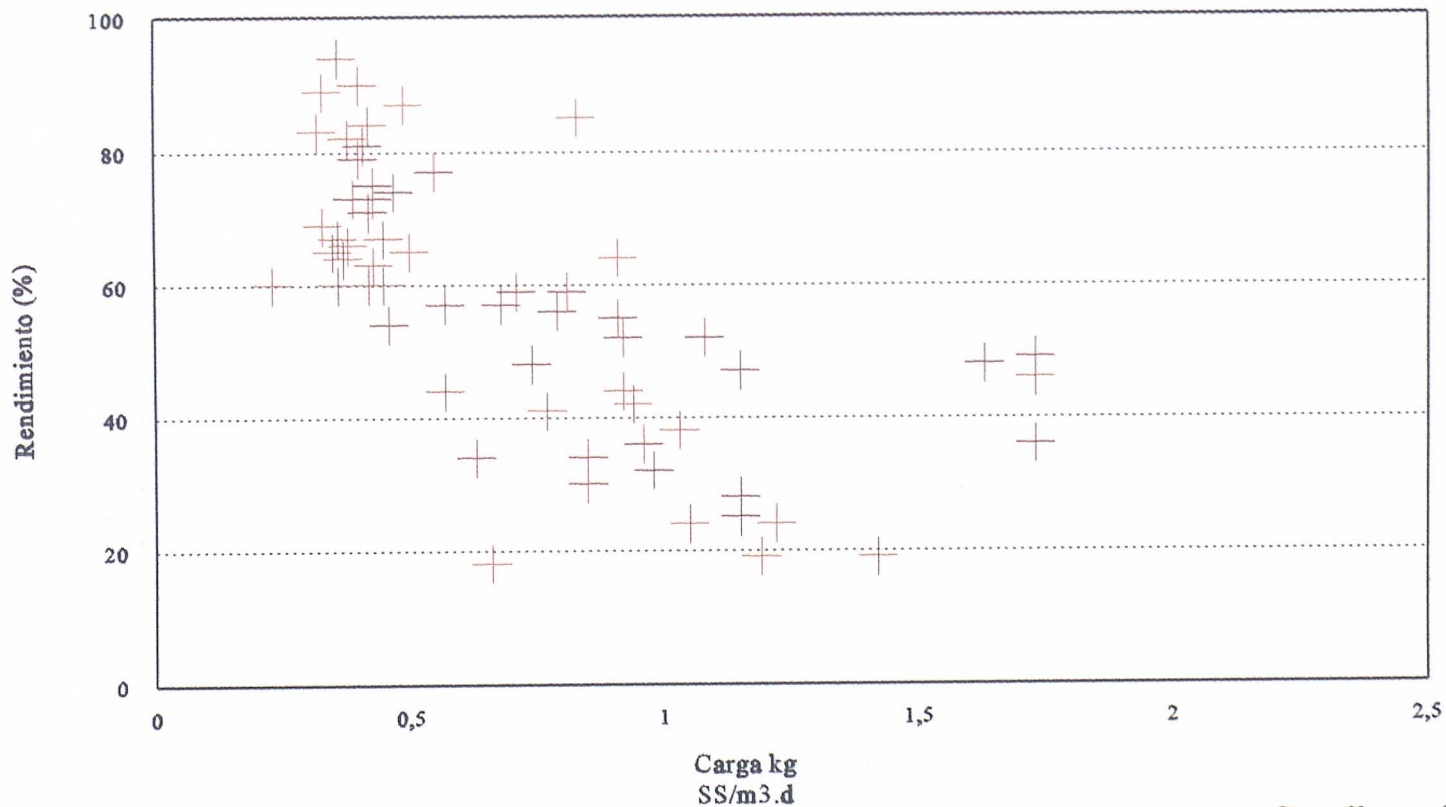


1ª FASE

Grafico n° 10.23

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA SS/RENDIMIENTOS EN SS EN FILTRO

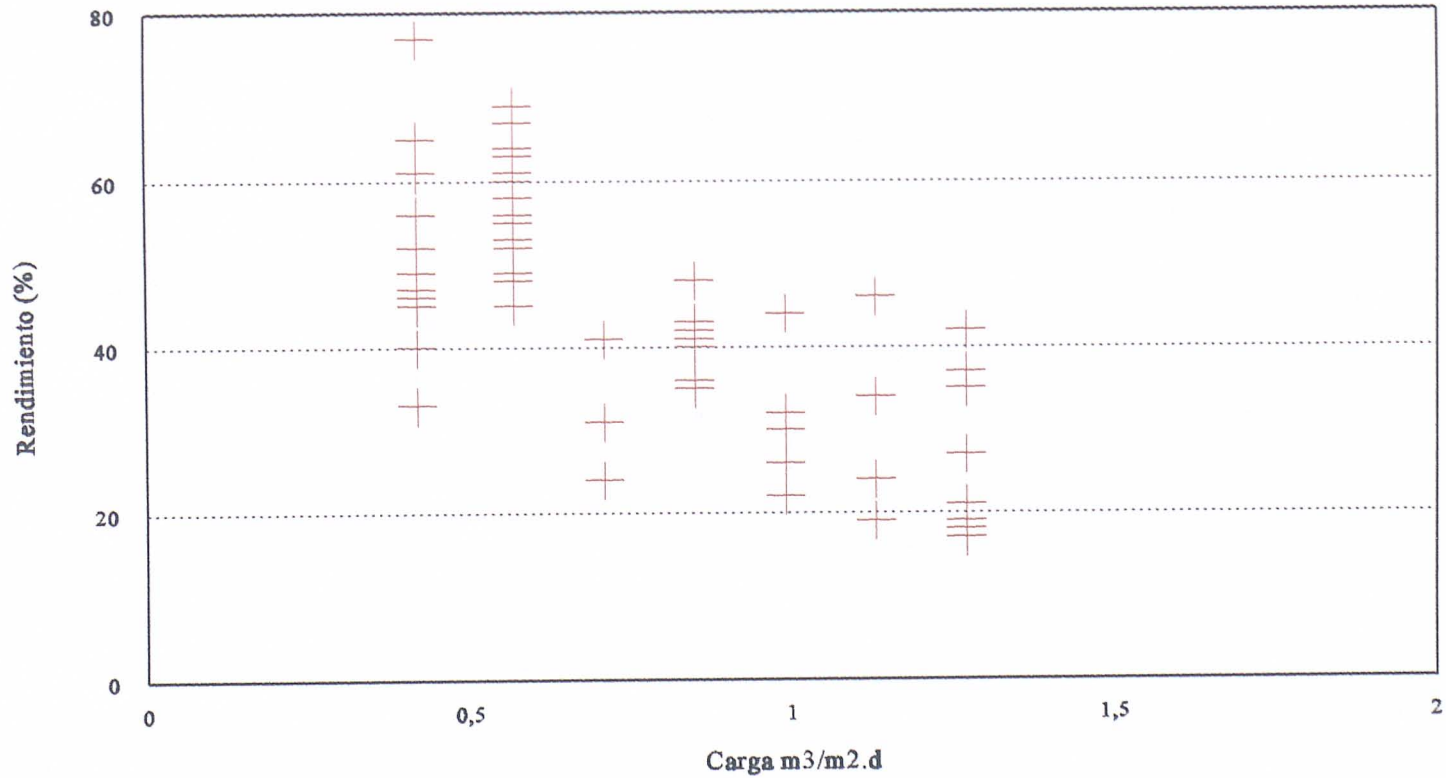


1ª FASE

Grafico nº 10.24

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA HIDRAULICA/RENDIMIENTOS EN DQO EN FILTRO

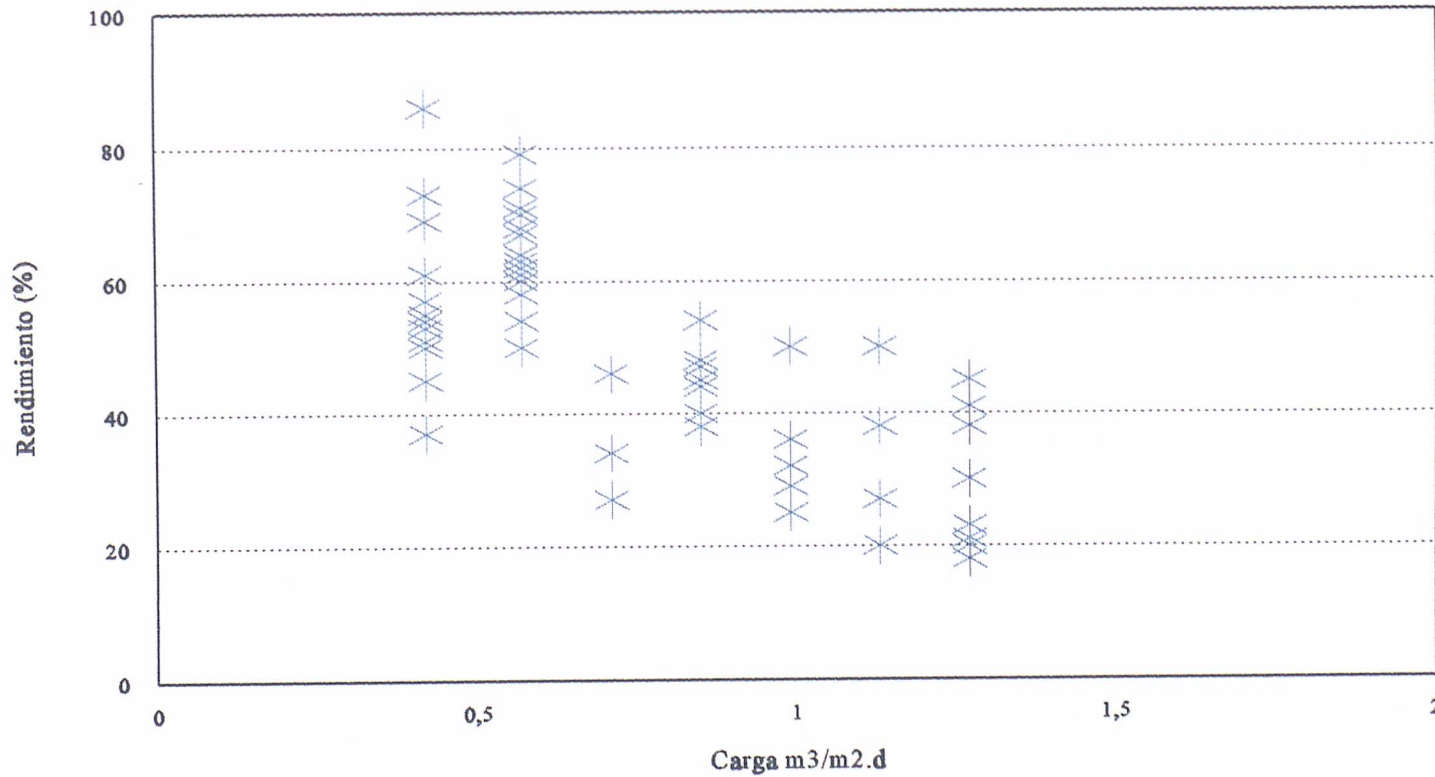


1ª FASE

Grafico n° 10.25

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA HIDRAULICA/RENDIMIENTOS EN DBO EN FILTRO

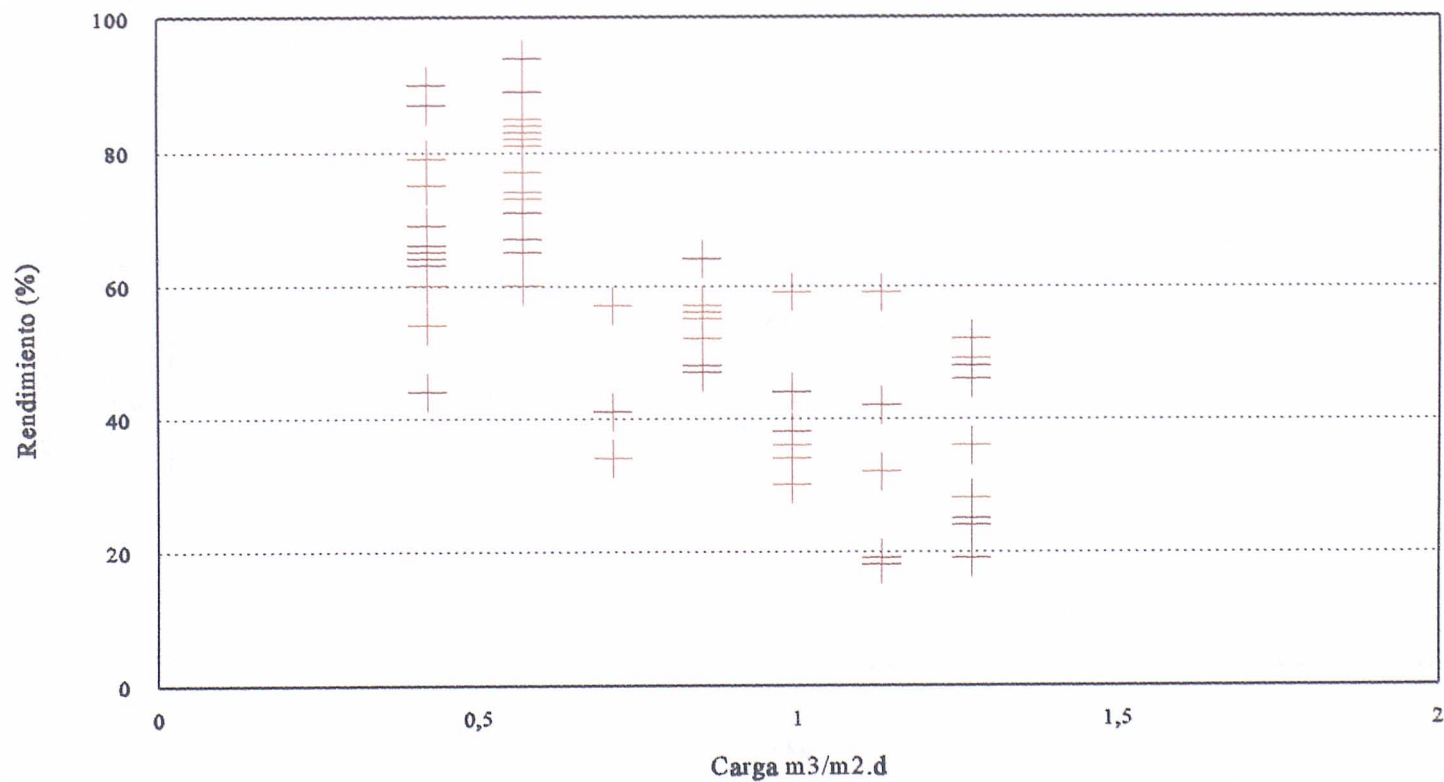


1ª FASE

Grafico n° 10.26

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA HIDRAULICA/RENDIMIENTOS EN SS EN FILTRO

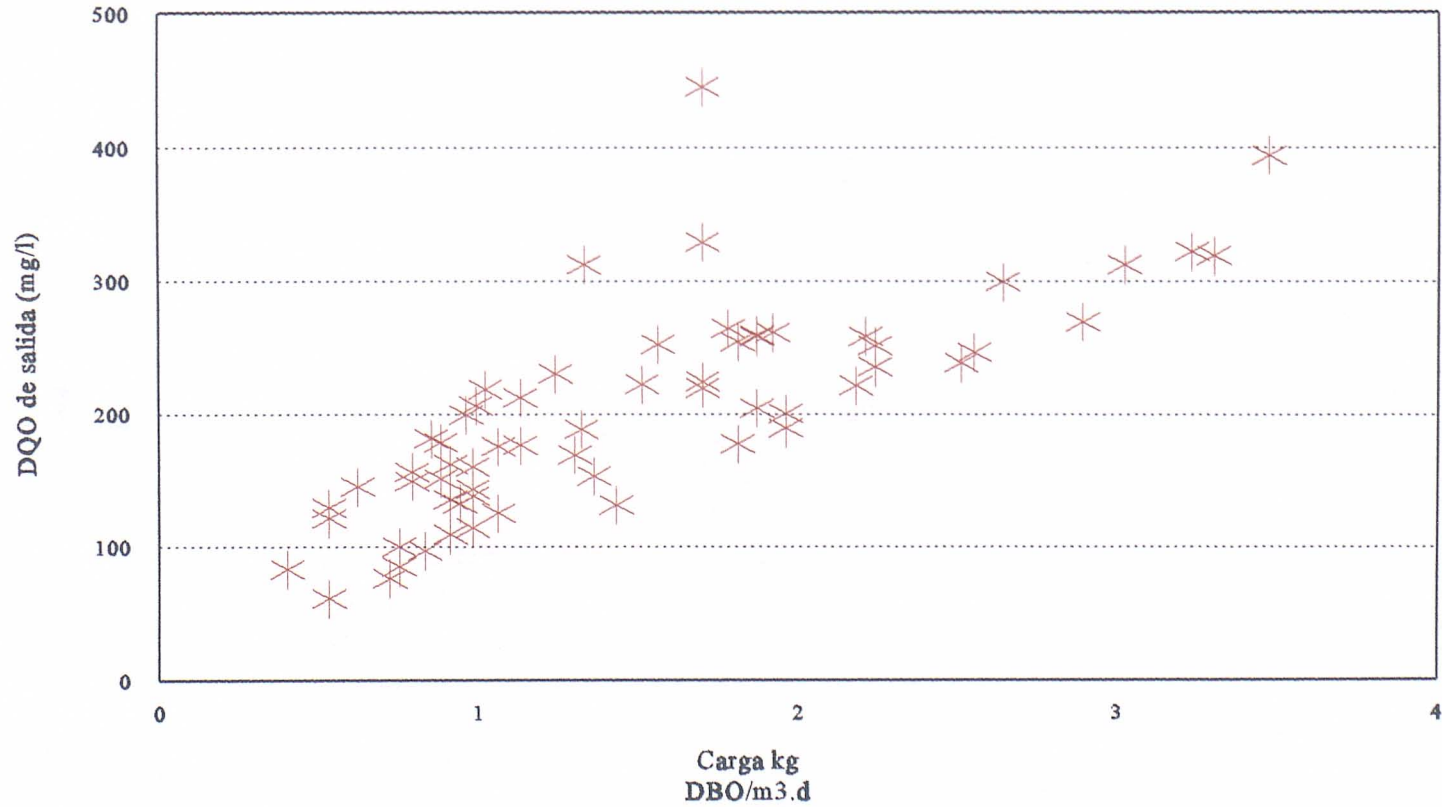


1ª FASE

Grafico n° 10.27

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA DBO/DQO DE SALIDA



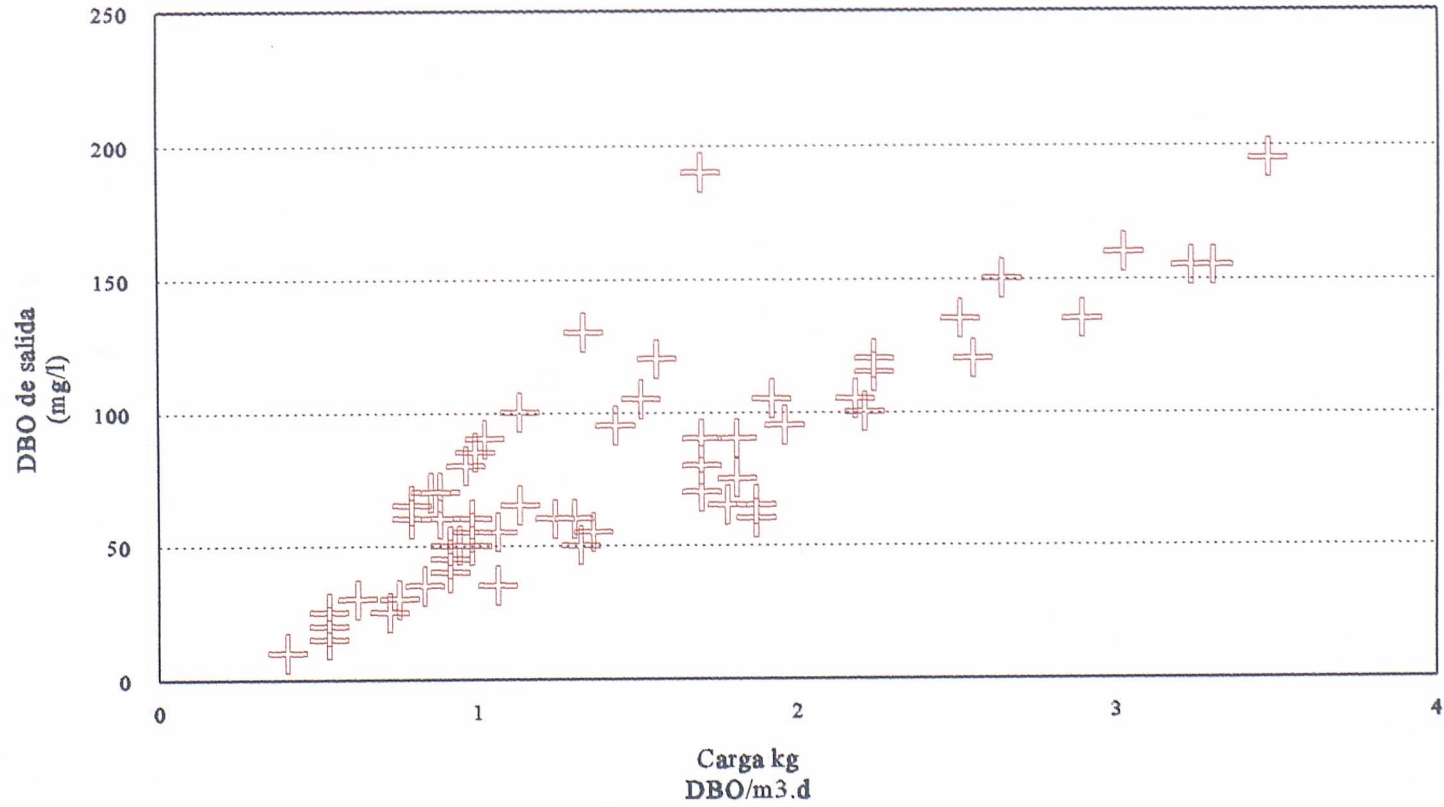
1ª FASE

Grafico n° 10.28



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA DBO/DBO DE SALIDA

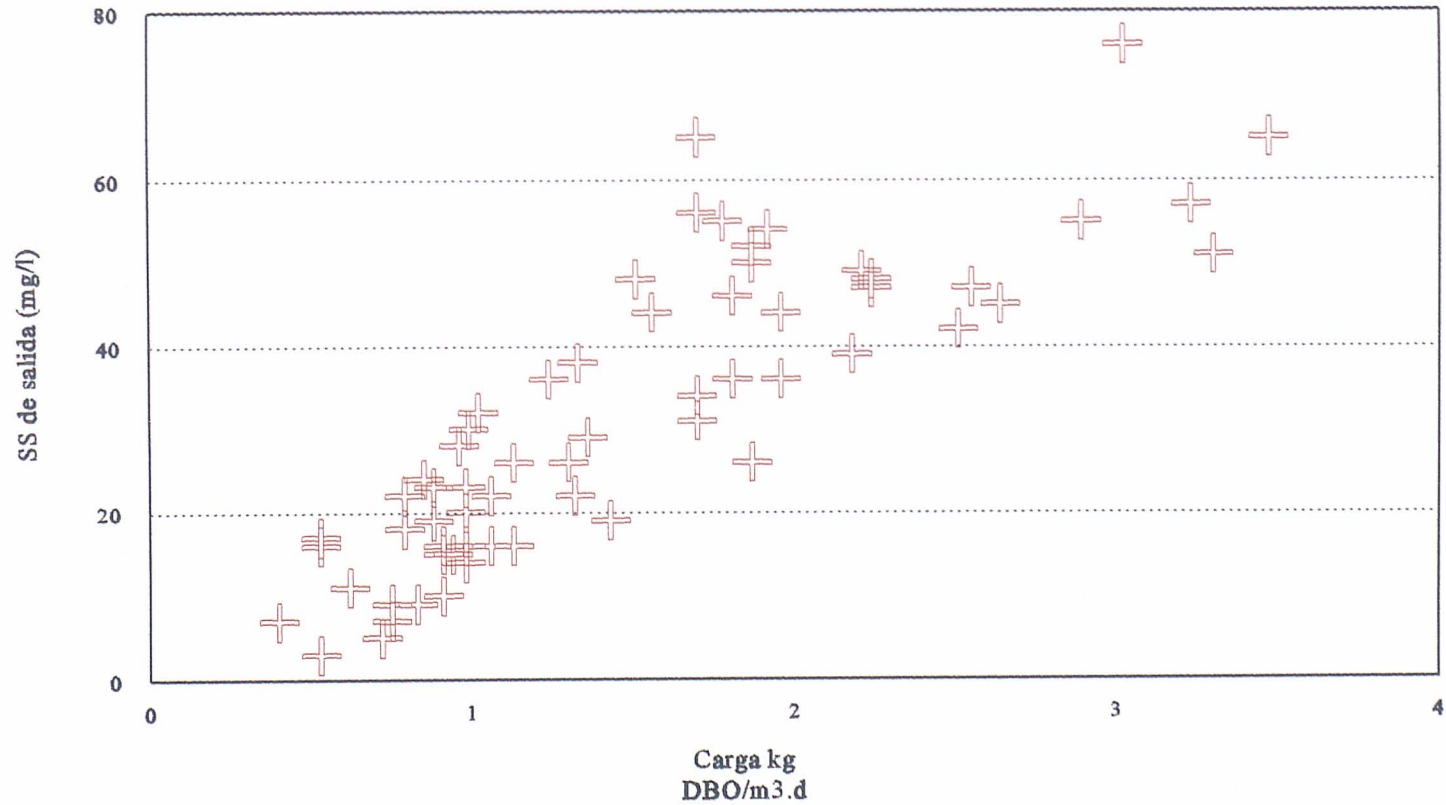


1ª FASE

Grafico n° 10.29

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA DBO/SS DE SALIDA

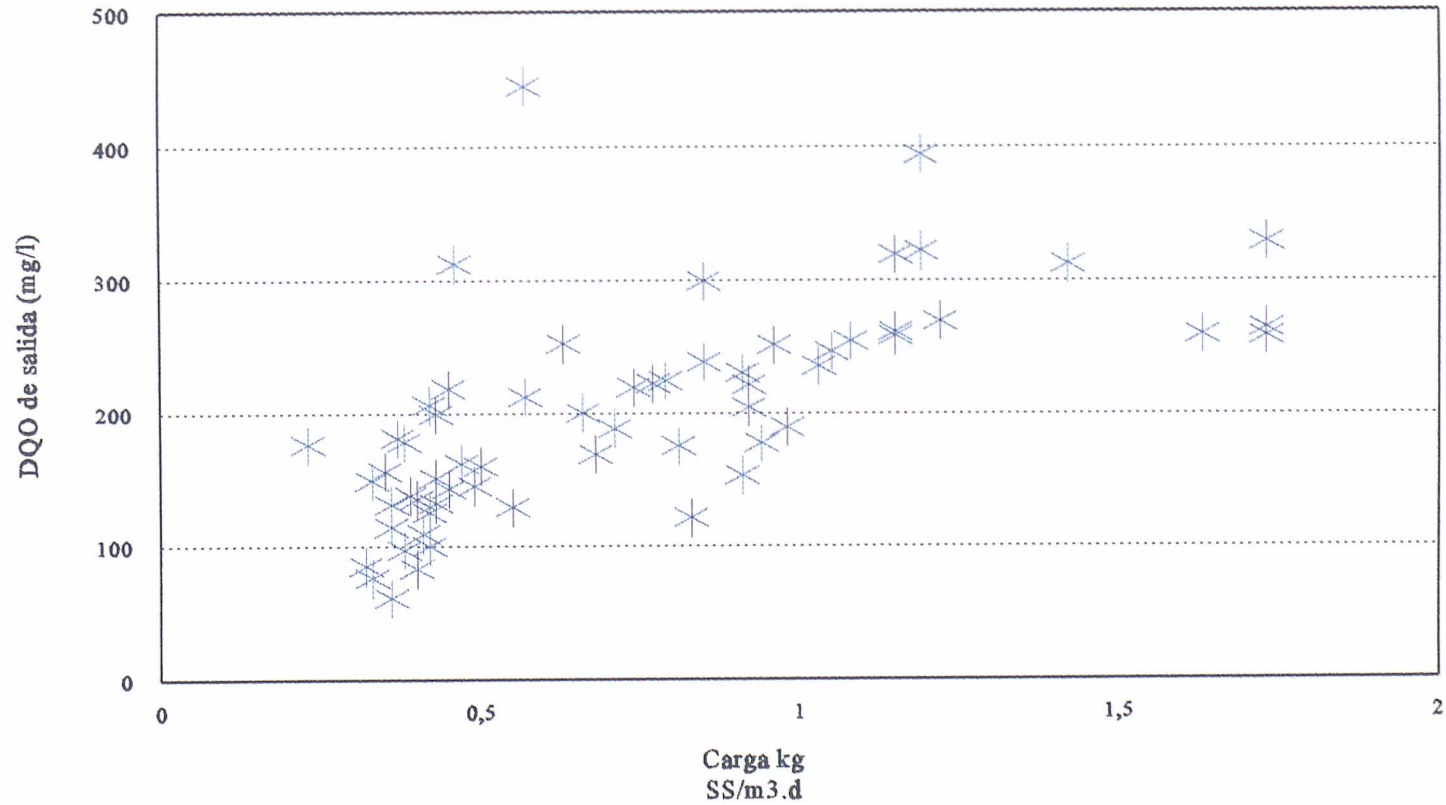


1ª FASE

Grafico n° 10.30

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA SS/DQO DE SALIDA

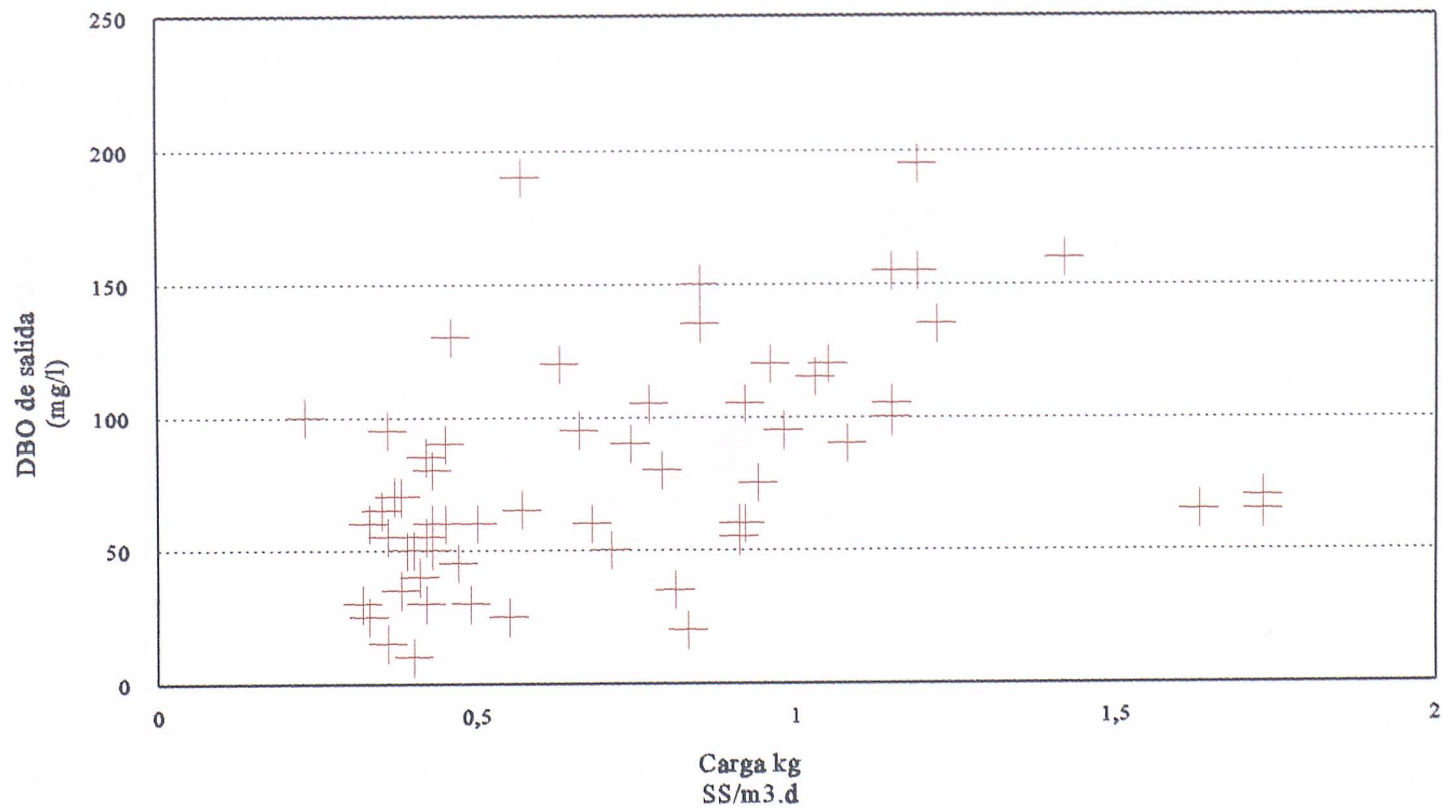


1ª FASE

Grafico nº 10.31

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA SS/DBO DE SALIDA

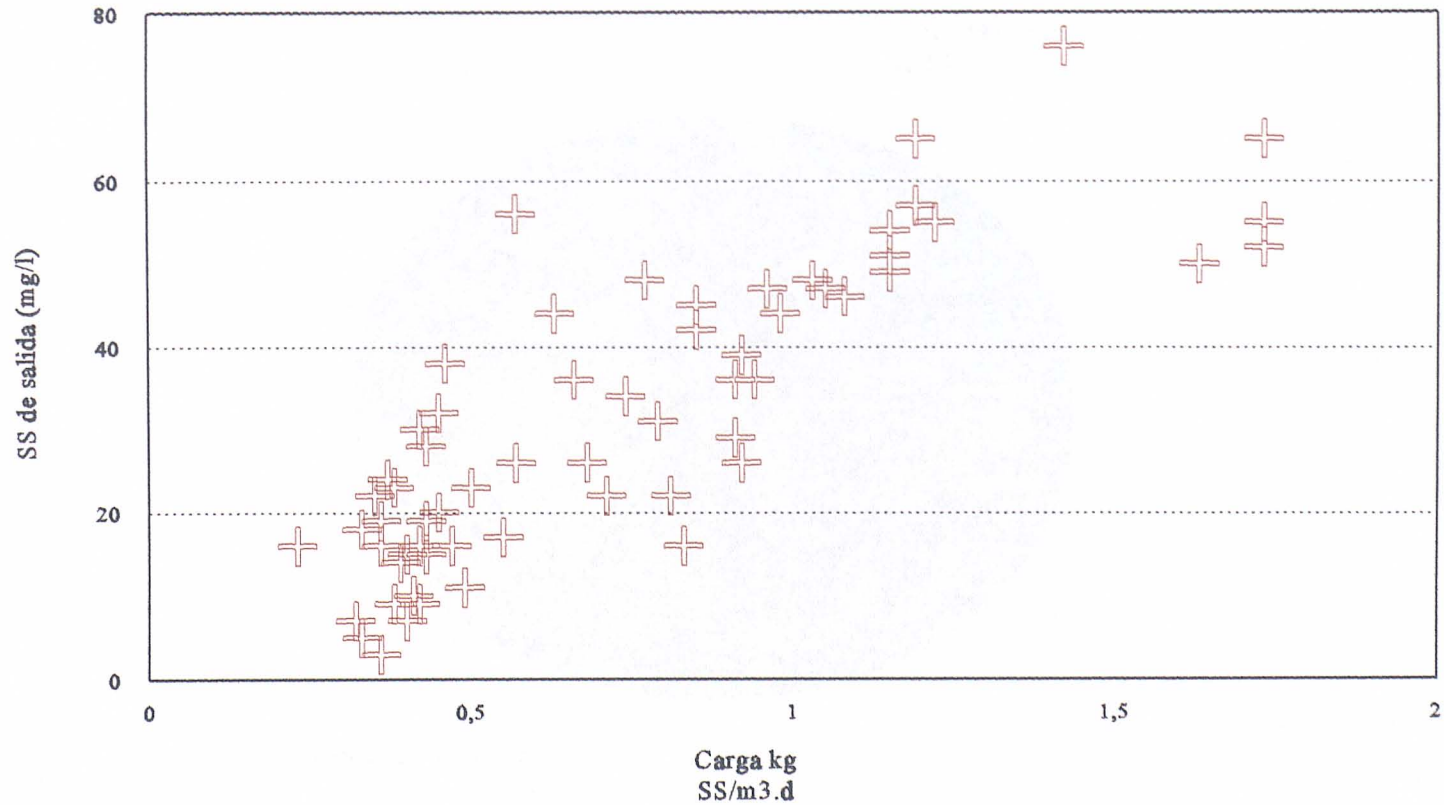


1ª FASE

Grafico n° 10.32

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA SS/SS DE SALIDA

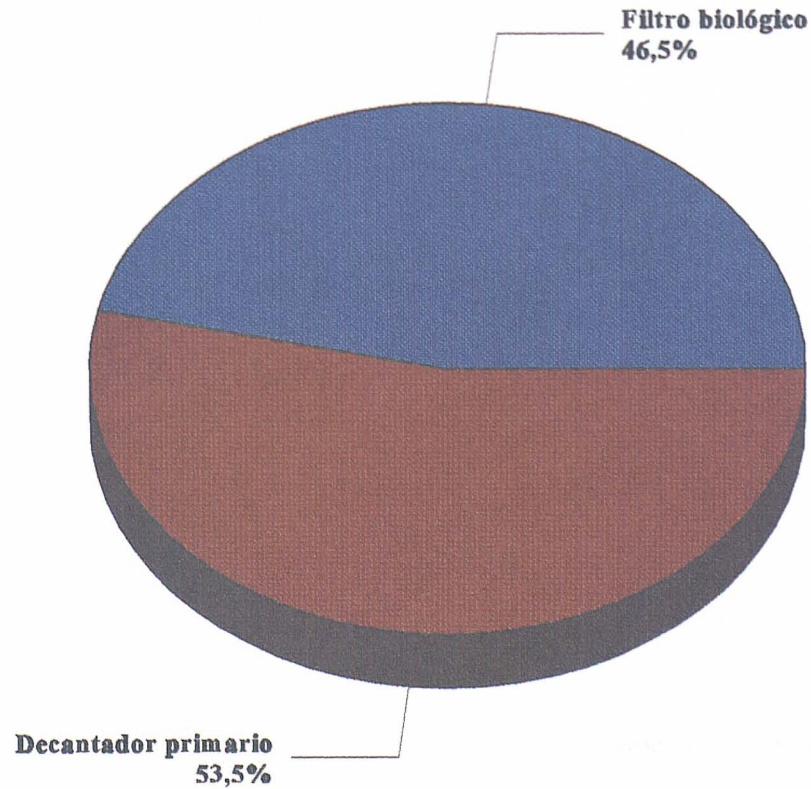


1ª FASE

Grafico n° 10.33

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## RENDIMIENTOS DEL PROCESO EN DQO

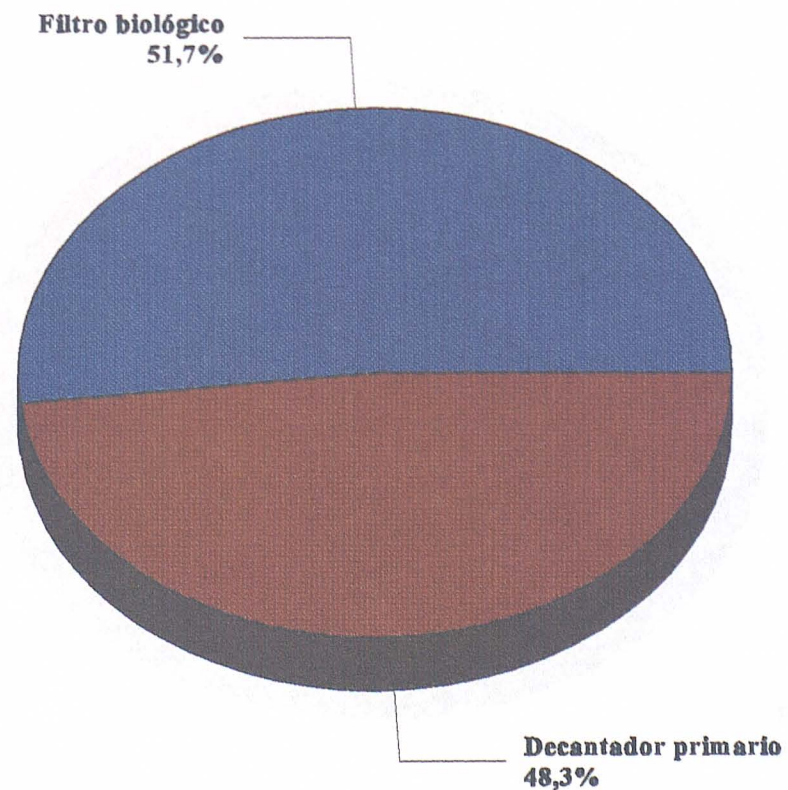


1ª FASE

Grafico nº 10.34

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## RENDIMIENTOS DEL PROCESO EN DBO

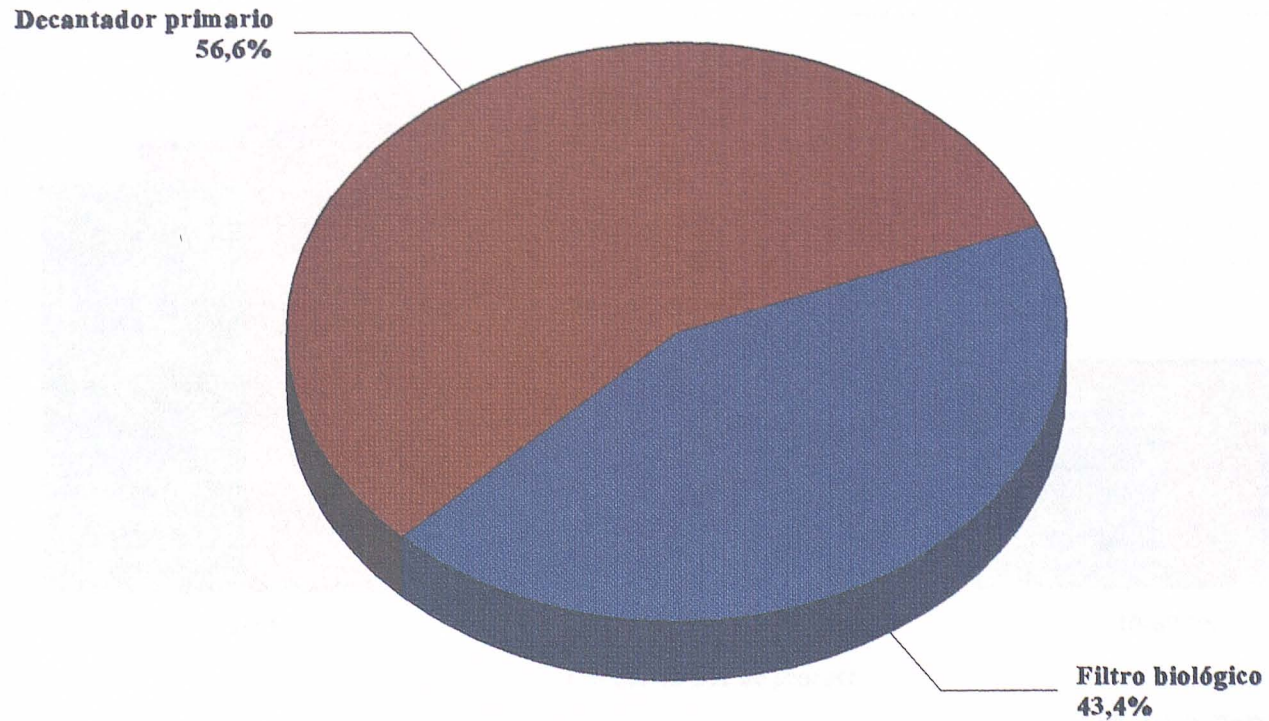


1ª FASE

Grafico nº 10.35

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## RENDIMIENTOS DEL PROCESO EN SS



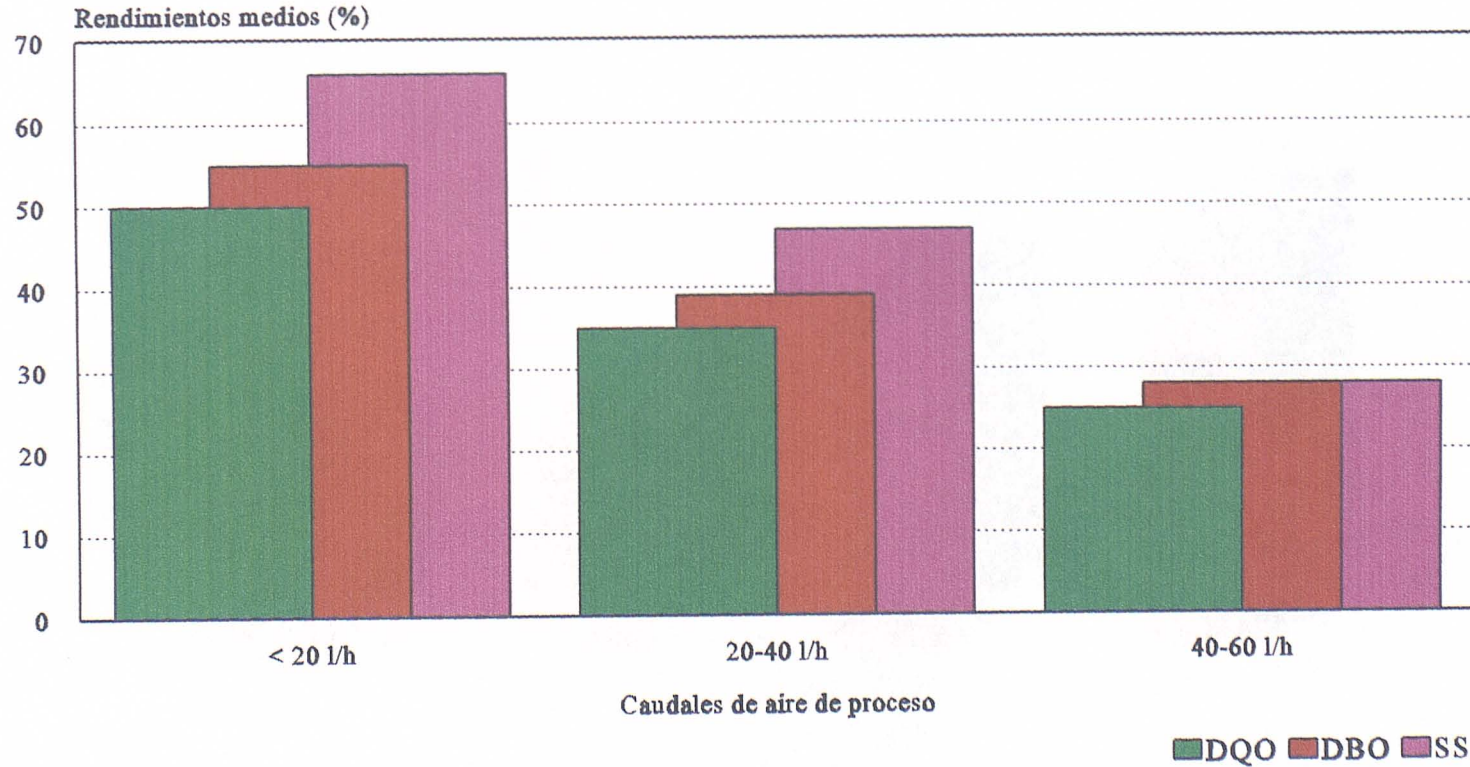
1ª FASE

Grafico n° 10.36



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## RENDIMIENTOS MEDIOS EN FUNCION DEL CAUDAL DE AIRE DE PROCESO

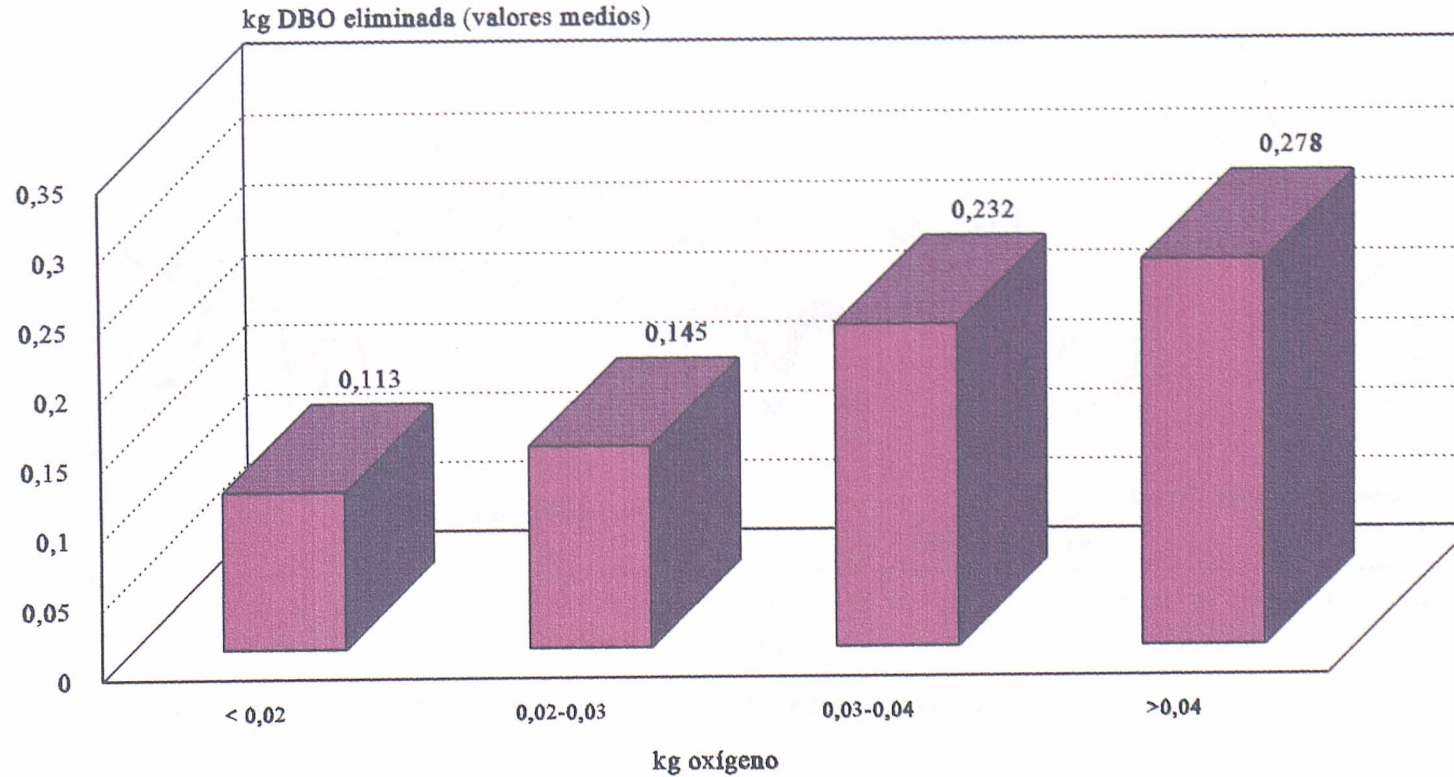


1ª FASE

Gráfico 10.37

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## RELACION KG O<sub>2</sub> Y KG DBO ELIMINADA (VALORES MEDIOS)

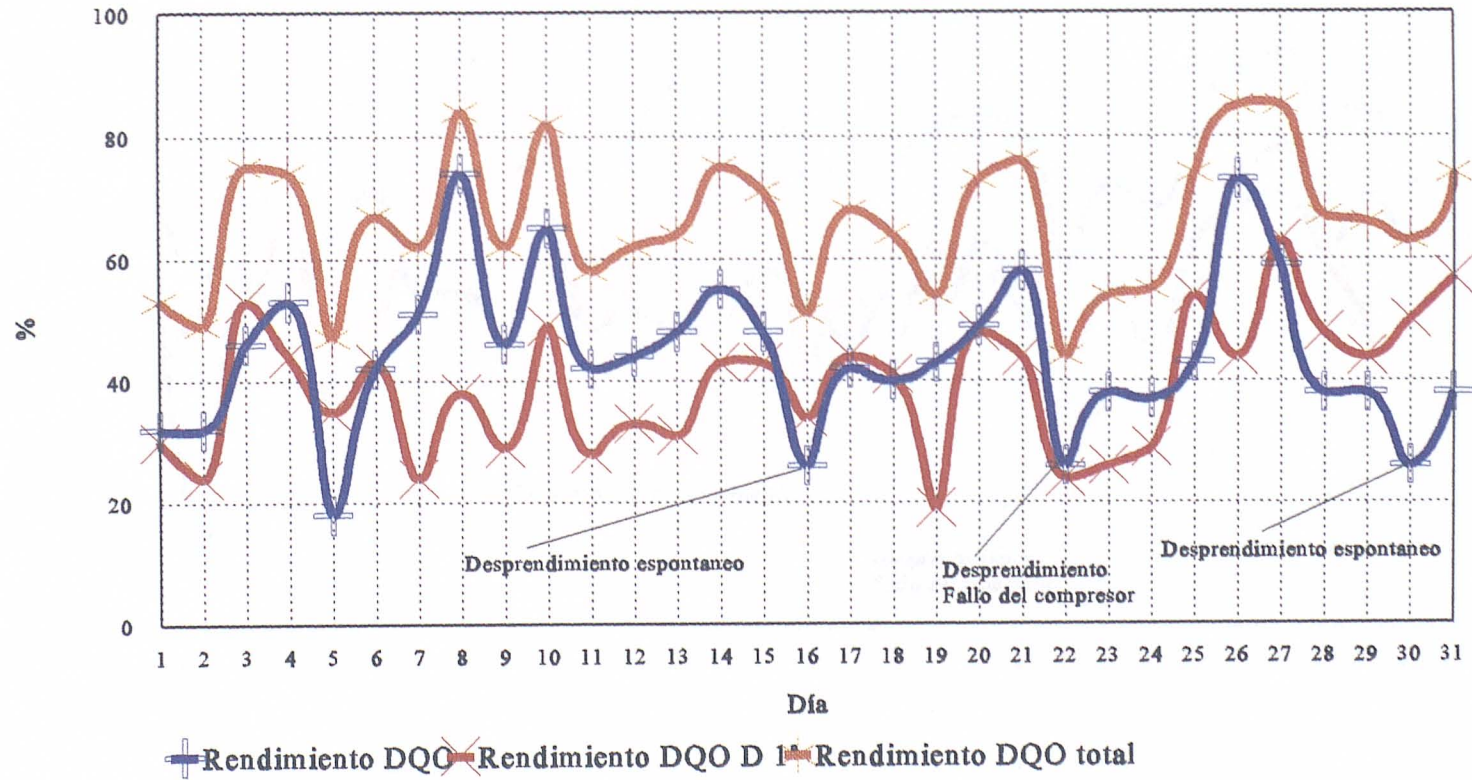


1ª FASE

Gráfico nº 10.38

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 2ª FASE. RENDIMIENTOS EN DQO DEL PROCESO

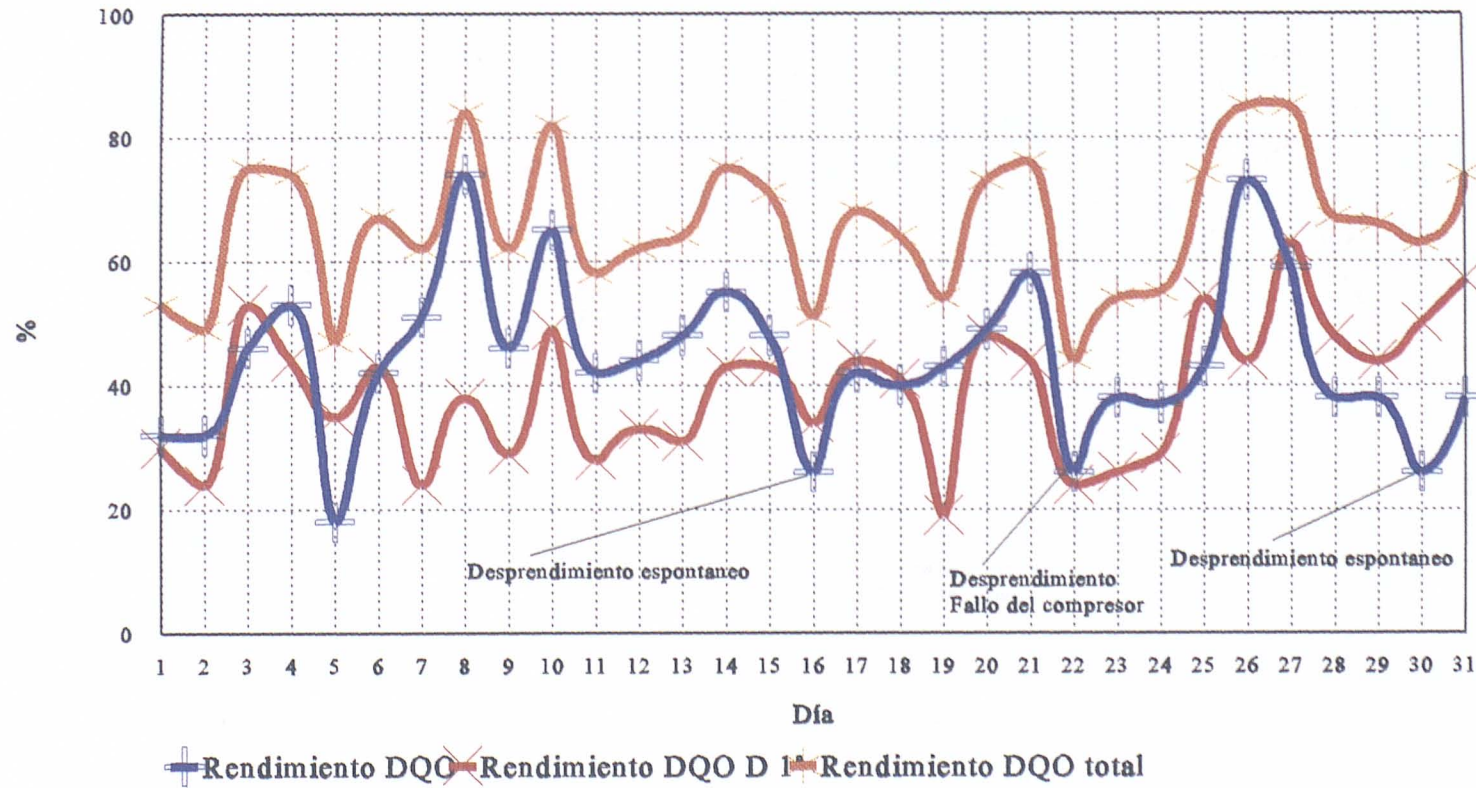


JULIO 1994

Grafico n° 10.39

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 2ª FASE. RENDIMIENTOS EN DQO DEL PROCESO

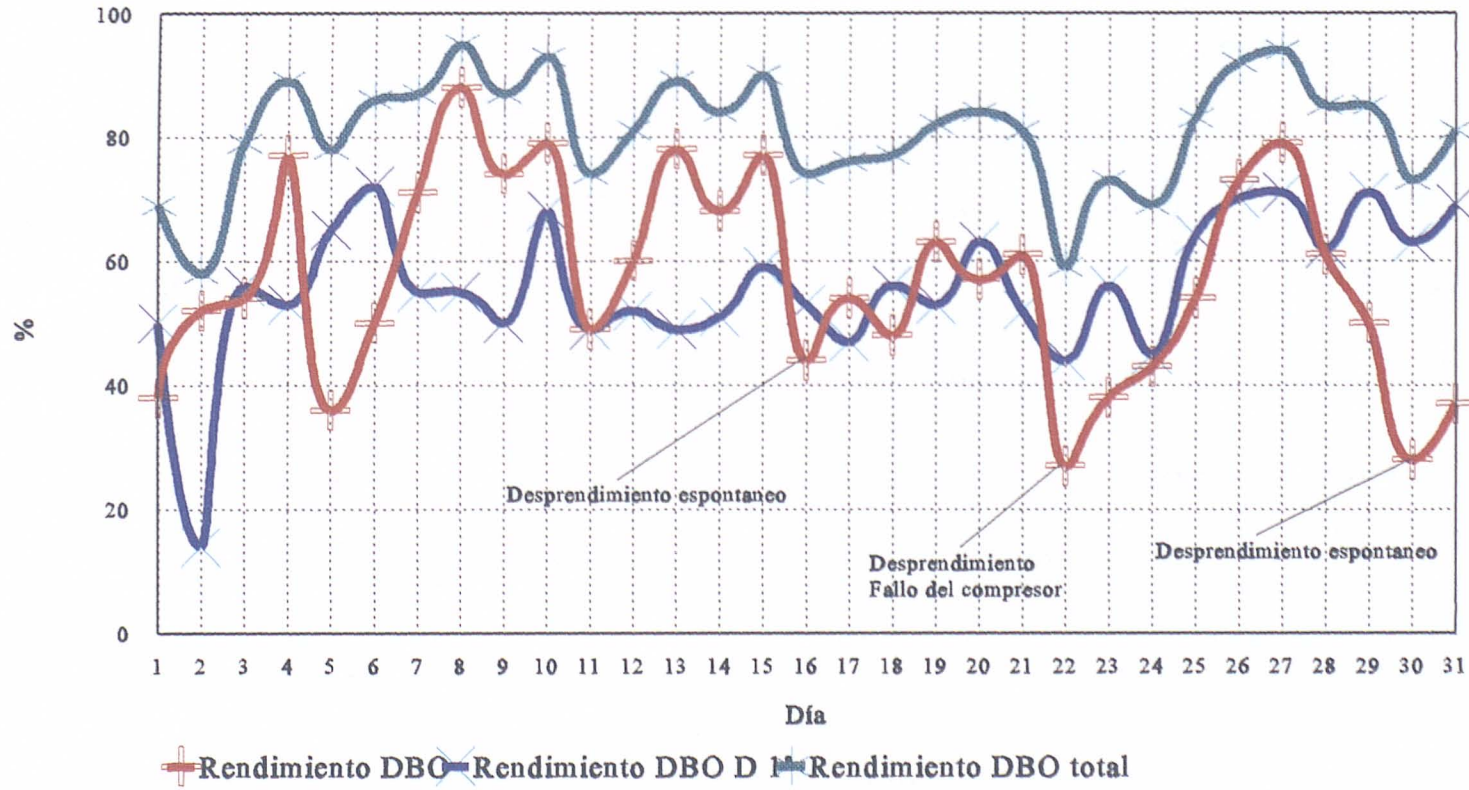


JULIO 1994

Grafico nº 10.39

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 2ª FASE. RENDIMIENTOS EN DBO DEL PROCESO

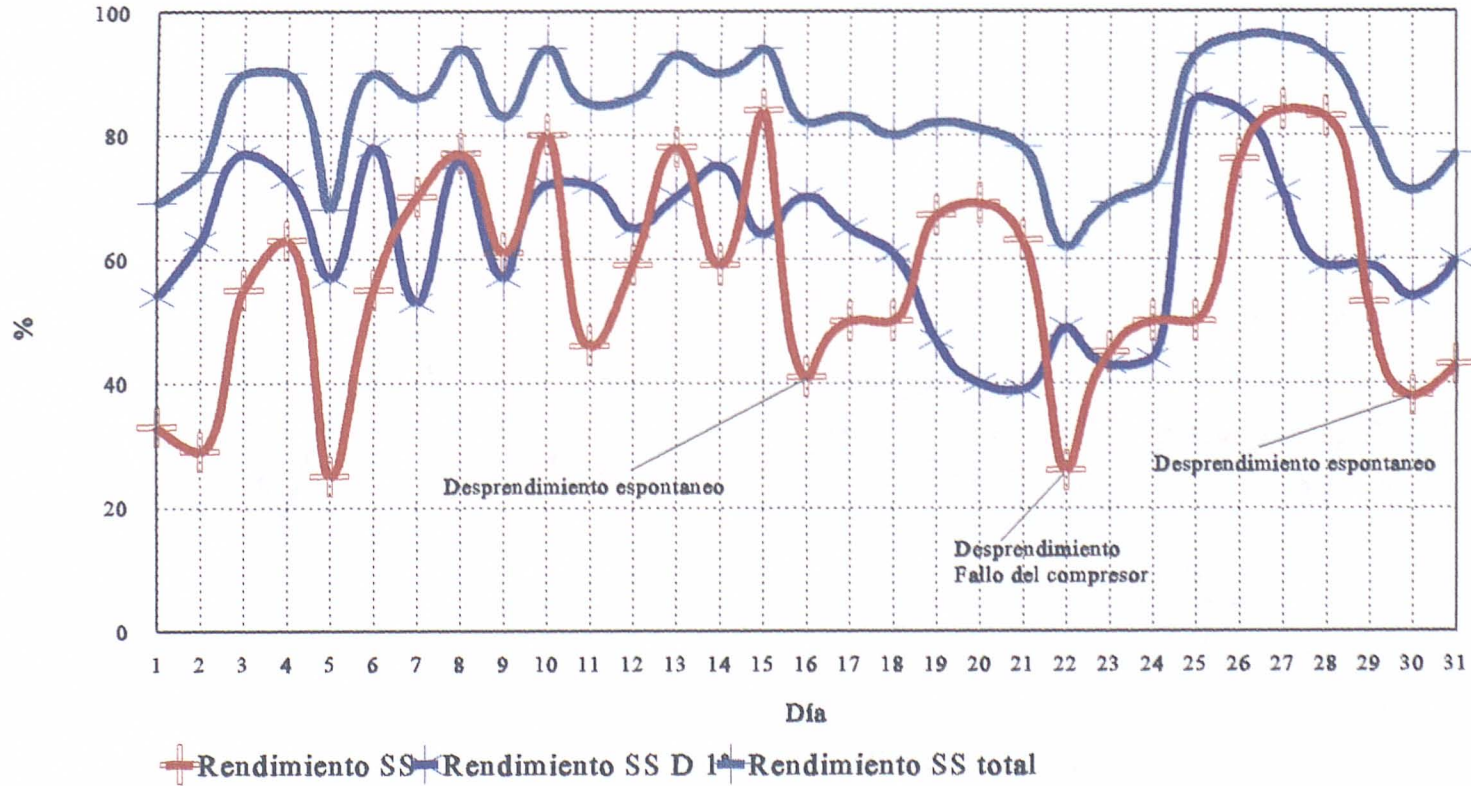


JULIO 1994

Grafico nº 10.40

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 2ª FASE. RENDIMIENTOS EN SS DEL PROCESO

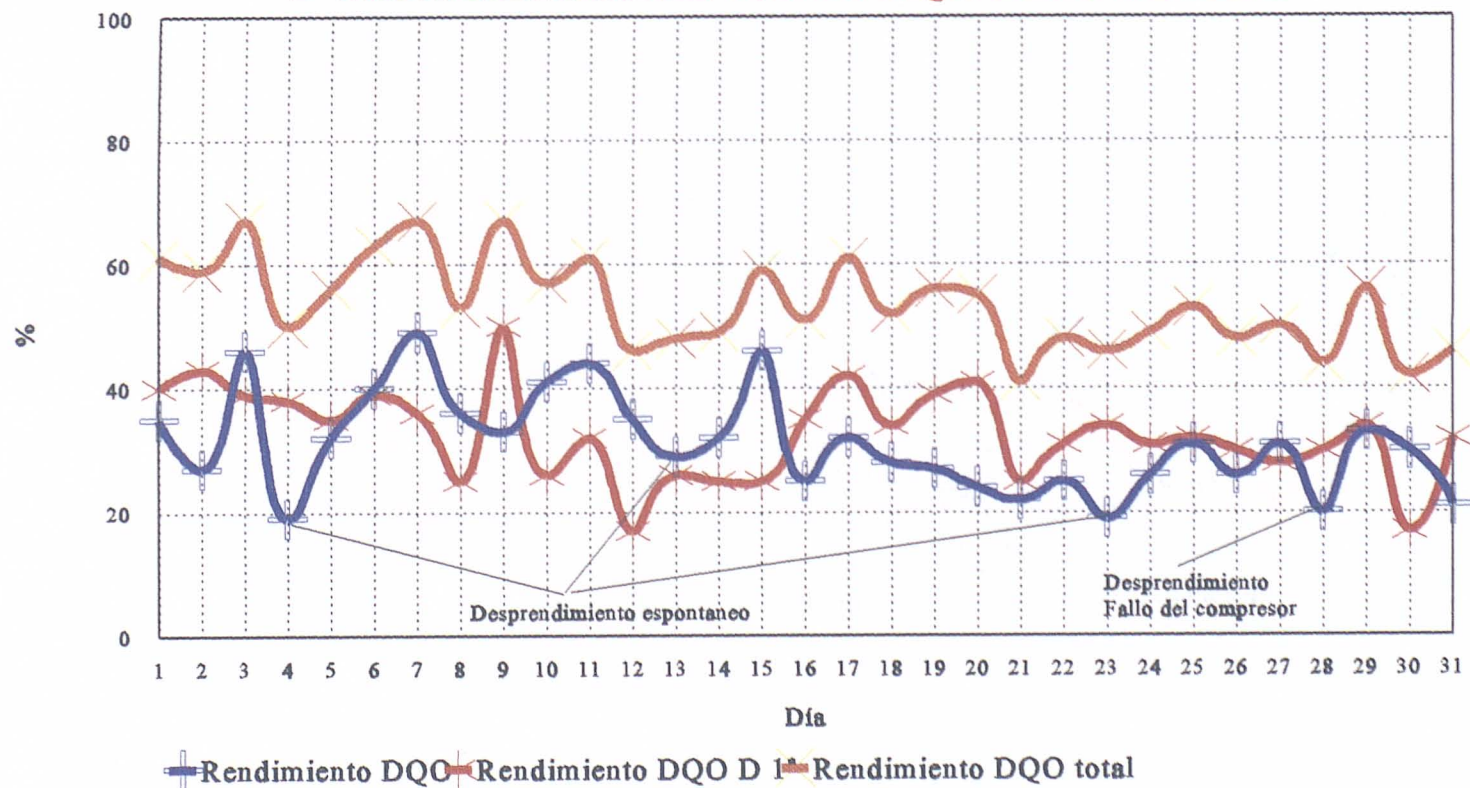


JULIO 1994

Grafico nº 10.41

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 2ª FASE. RENDIMIENTOS EN DQO DEL PROCESO

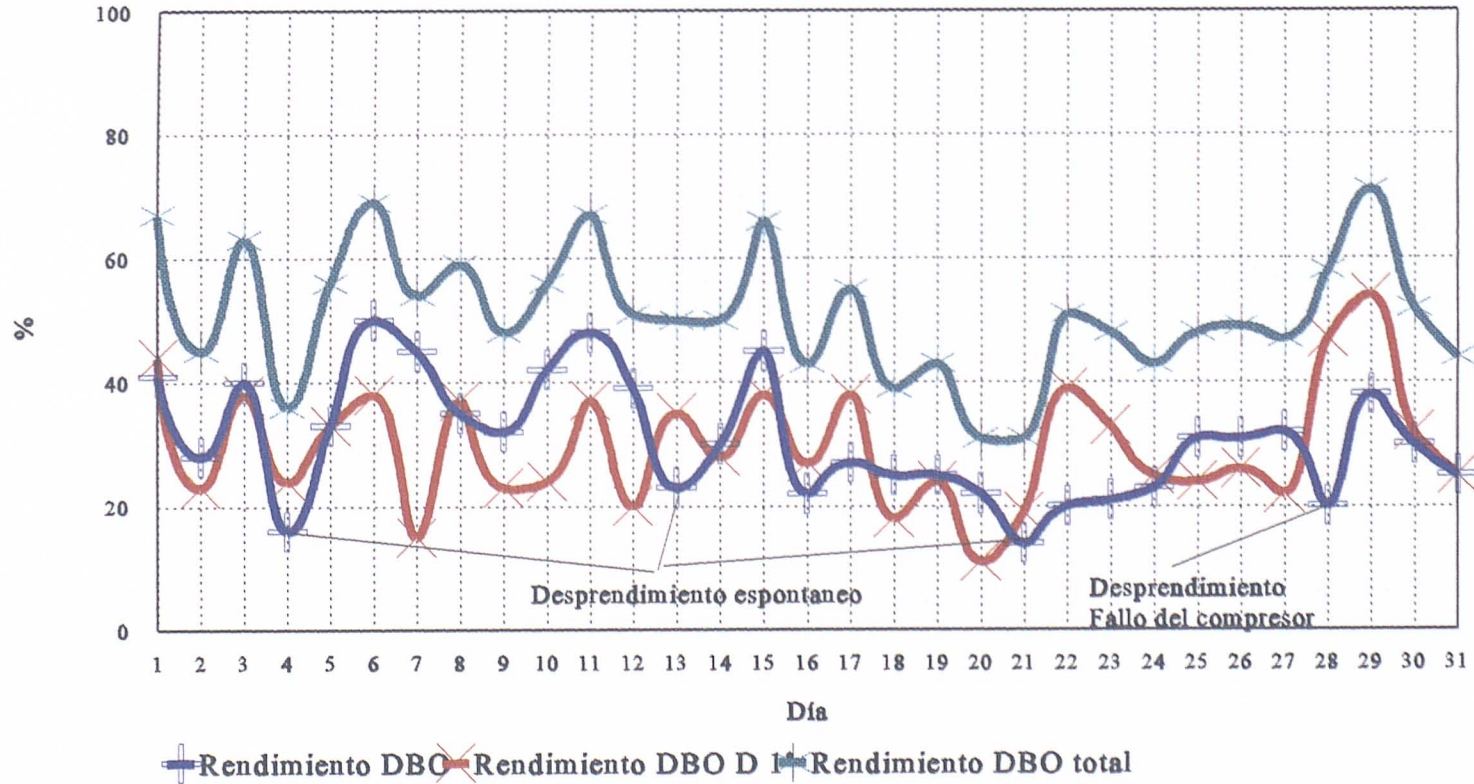


AGOSTO 1994

Grafico nº 10.42

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 2ª FASE. RENDIMIENTOS EN DBO DEL PROCESO



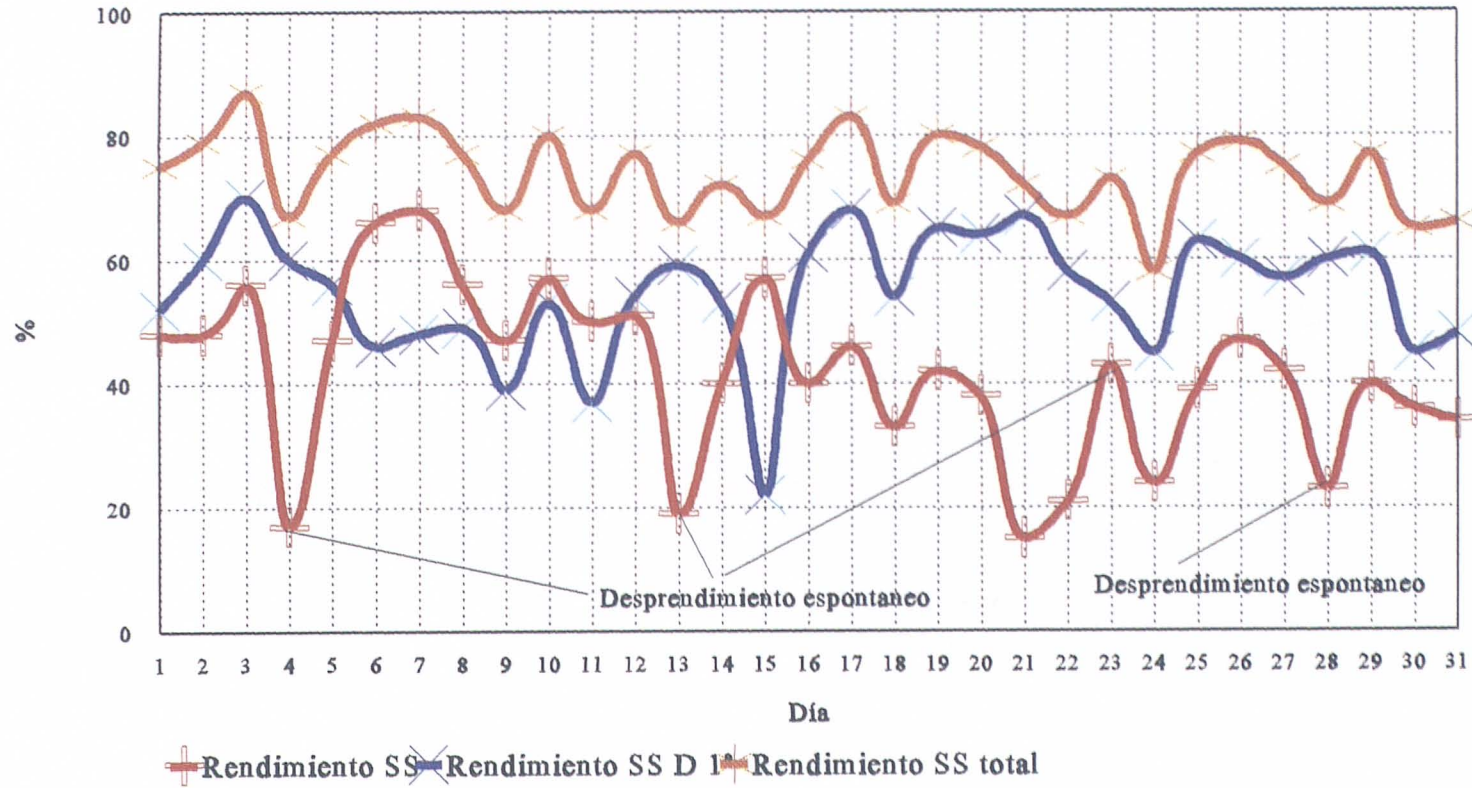
AGOSTO 1994

Grafico nº 10.43



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 2ª FASE. RENDIMIENTOS EN SS DEL PROCESO

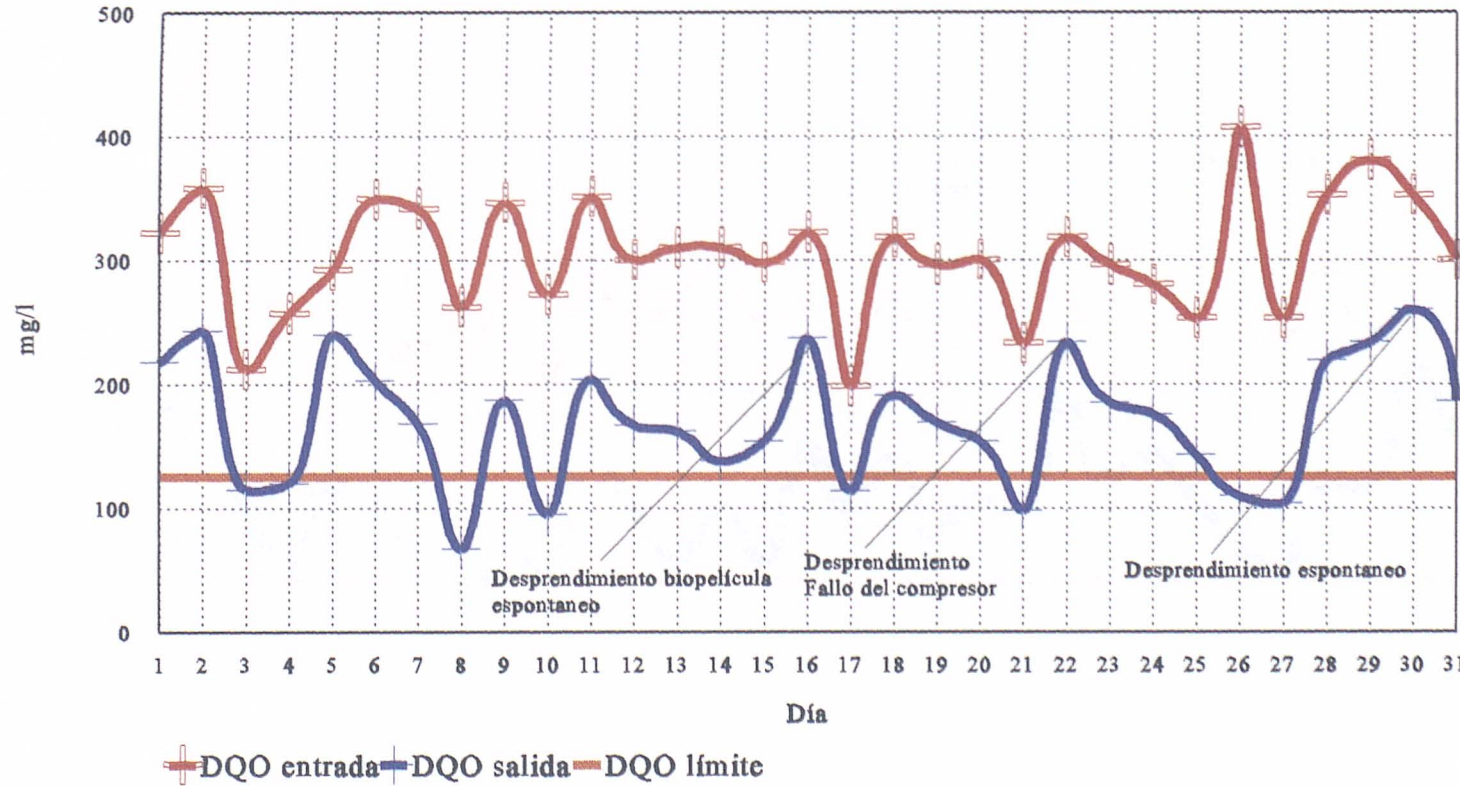


AGOSTO 1994

Grafico nº 10.44

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 2ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DQO

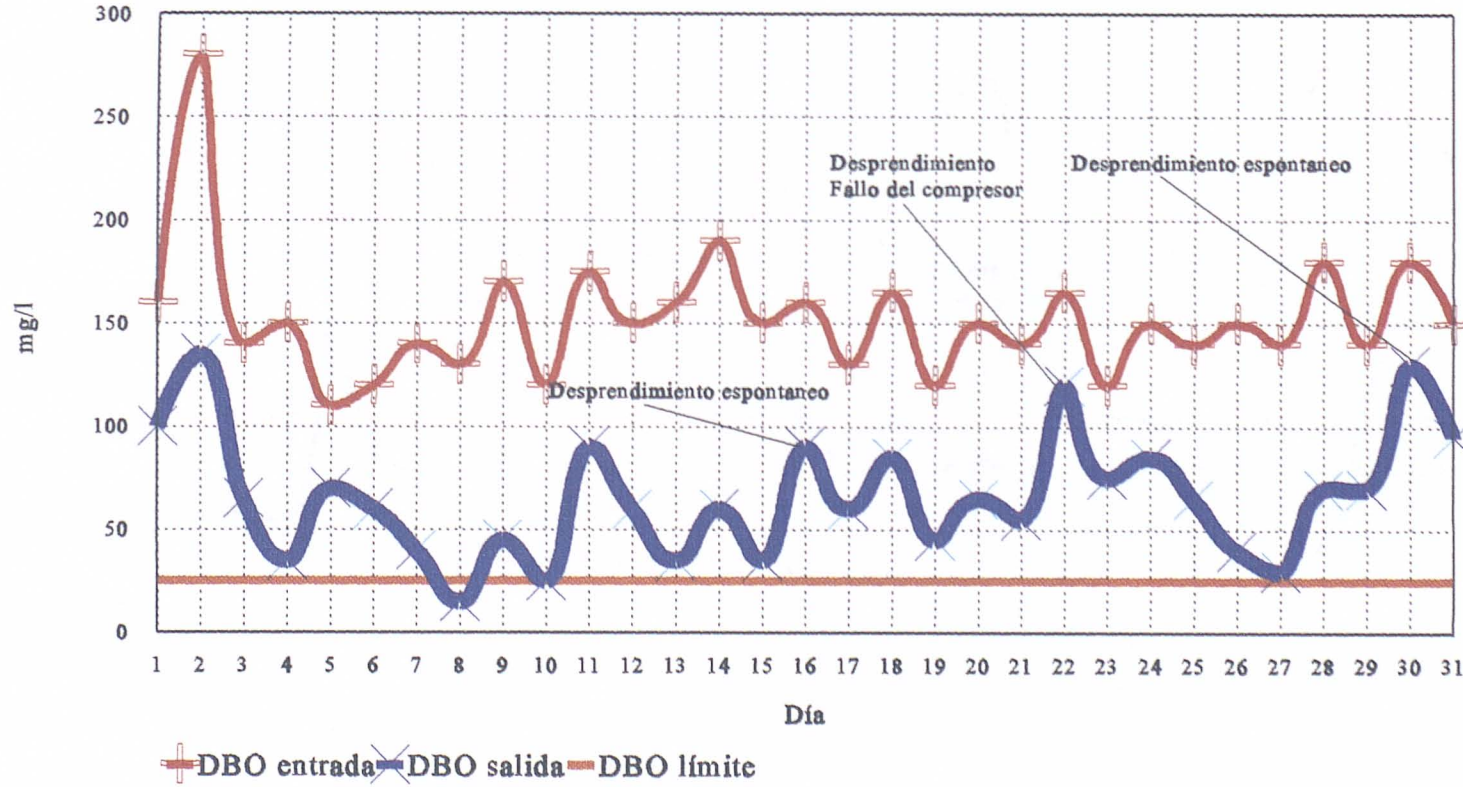


JULIO 1994

Grafico n° 10.45

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 2ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DBO

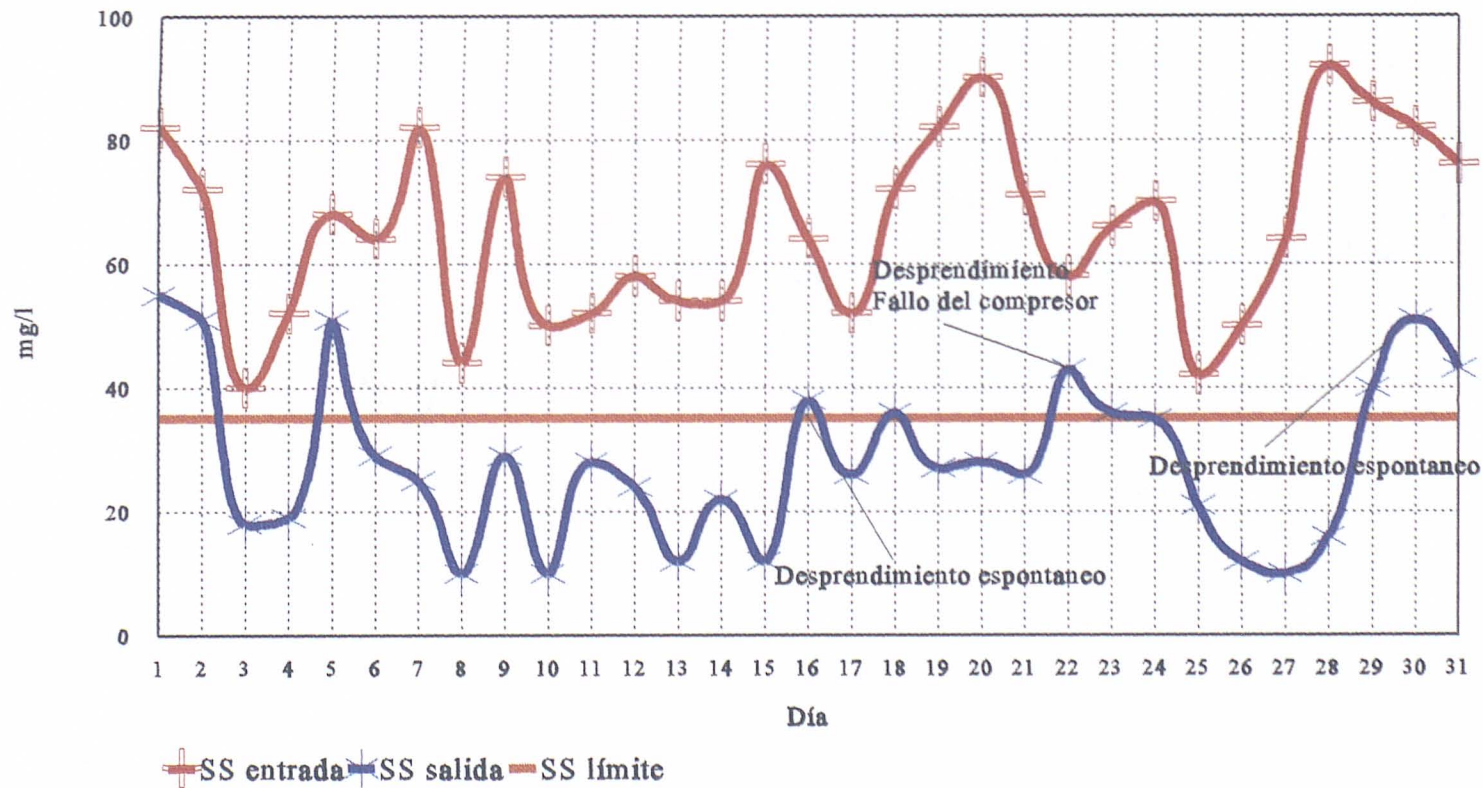


JULIO 1994

Grafico n° 10.46

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 2ª FASE. ENTRADA Y SALIDA SS

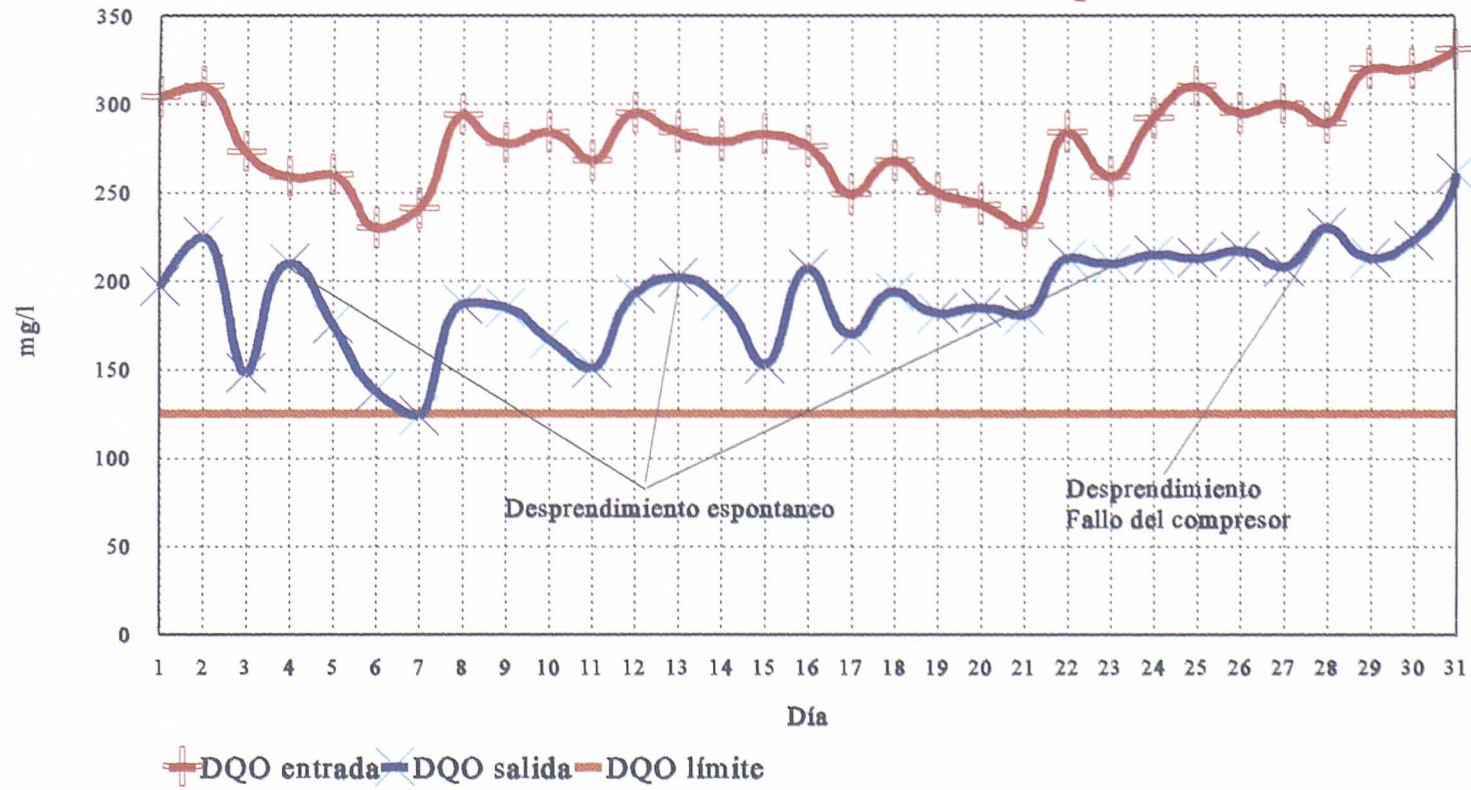


JULIO 1994

Grafico n° 10.47

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 2ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DQO

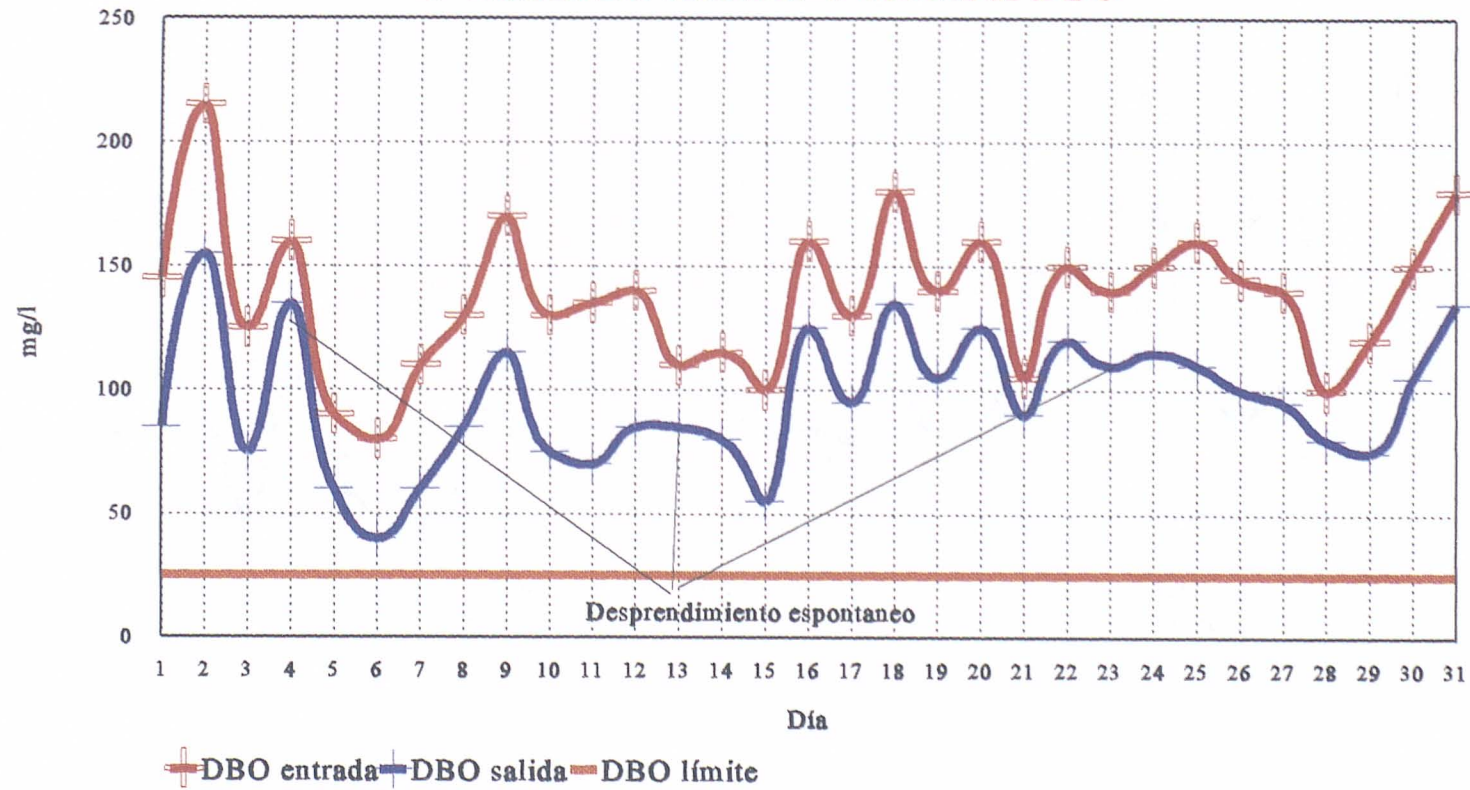


AGOSTO 1994

Grafico nº 10.48

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 2ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DBO

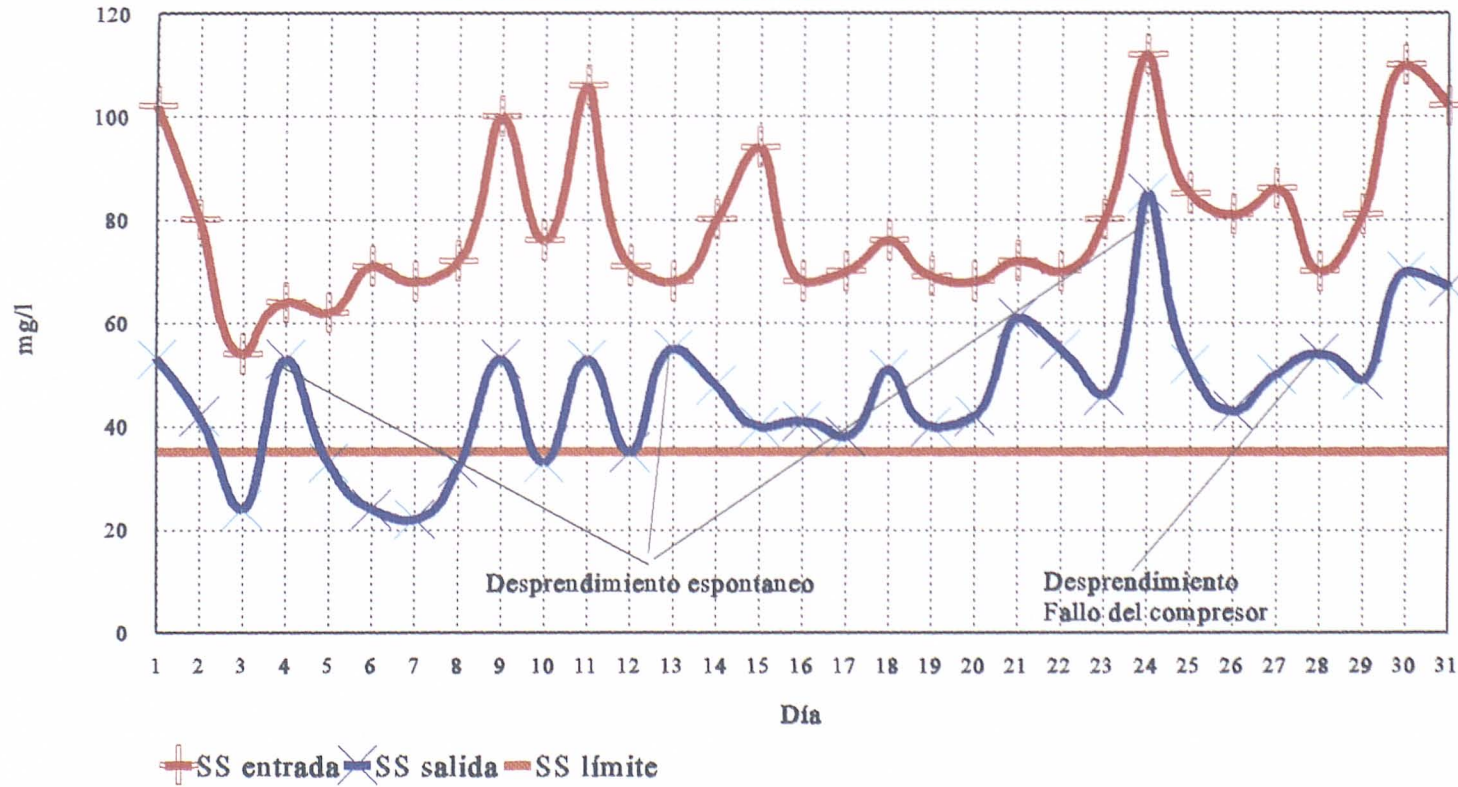


AGOSTO 1994

Grafico n° 10.49

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## 2ª FASE. ENTRADA Y SALIDA SS

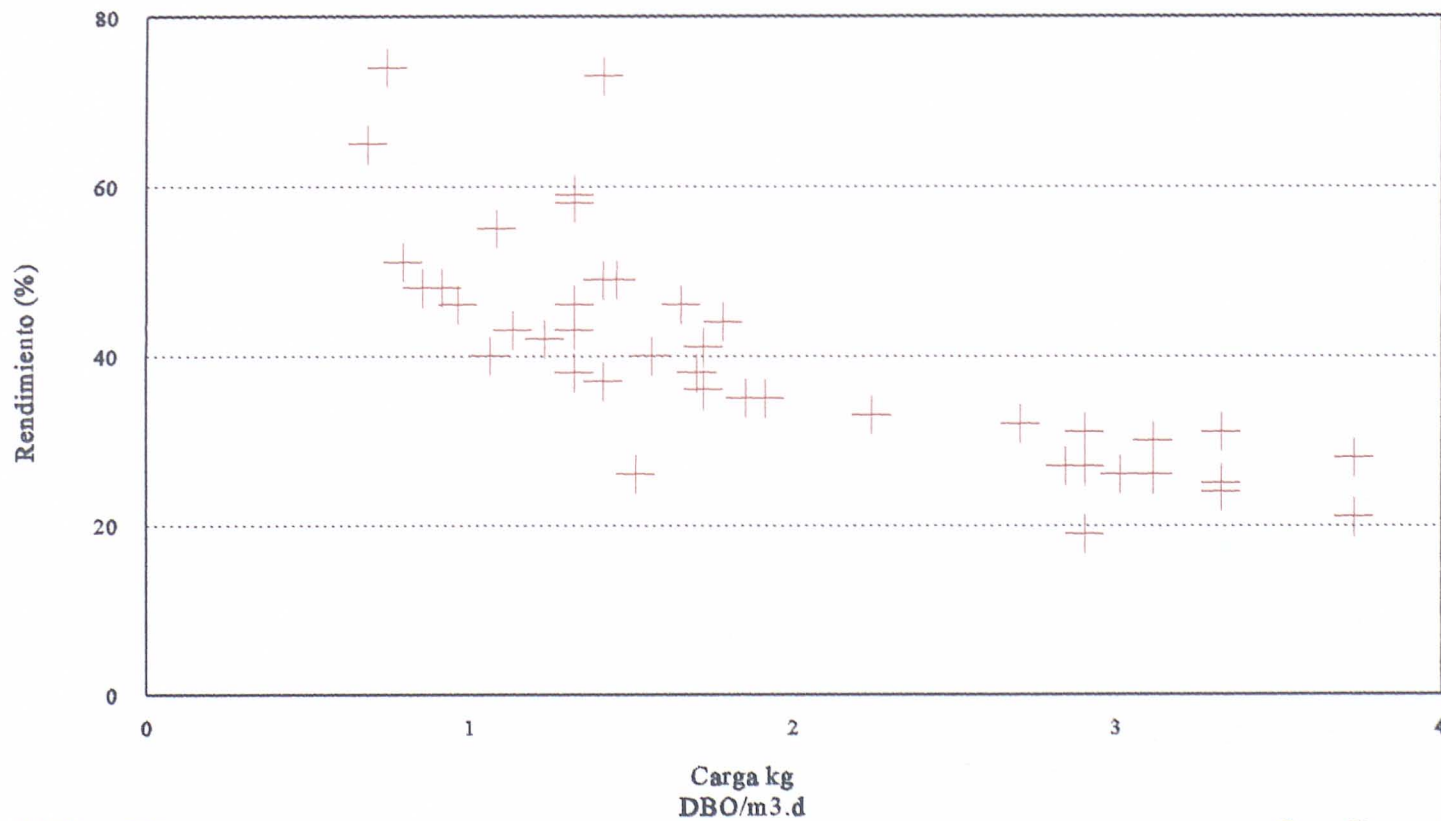


AGOSTO 1994

Grafico n° 10.50

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA DBO/RENDIMIENTOS EN DQO EN FILTRO



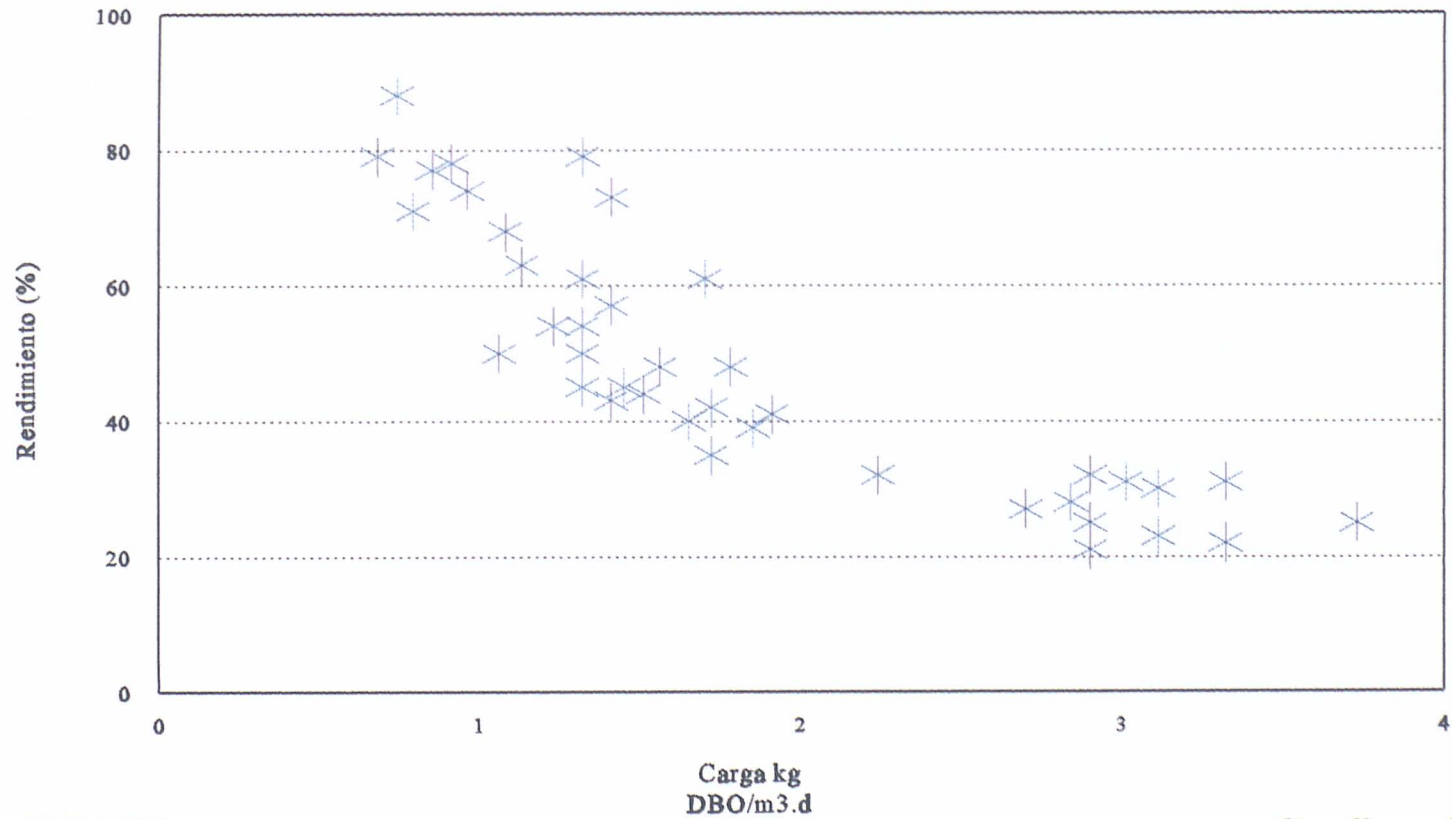
2ª FASE

Grafico n° 10.51



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA DBO/RENDIMIENTOS EN DBO EN FILTRO

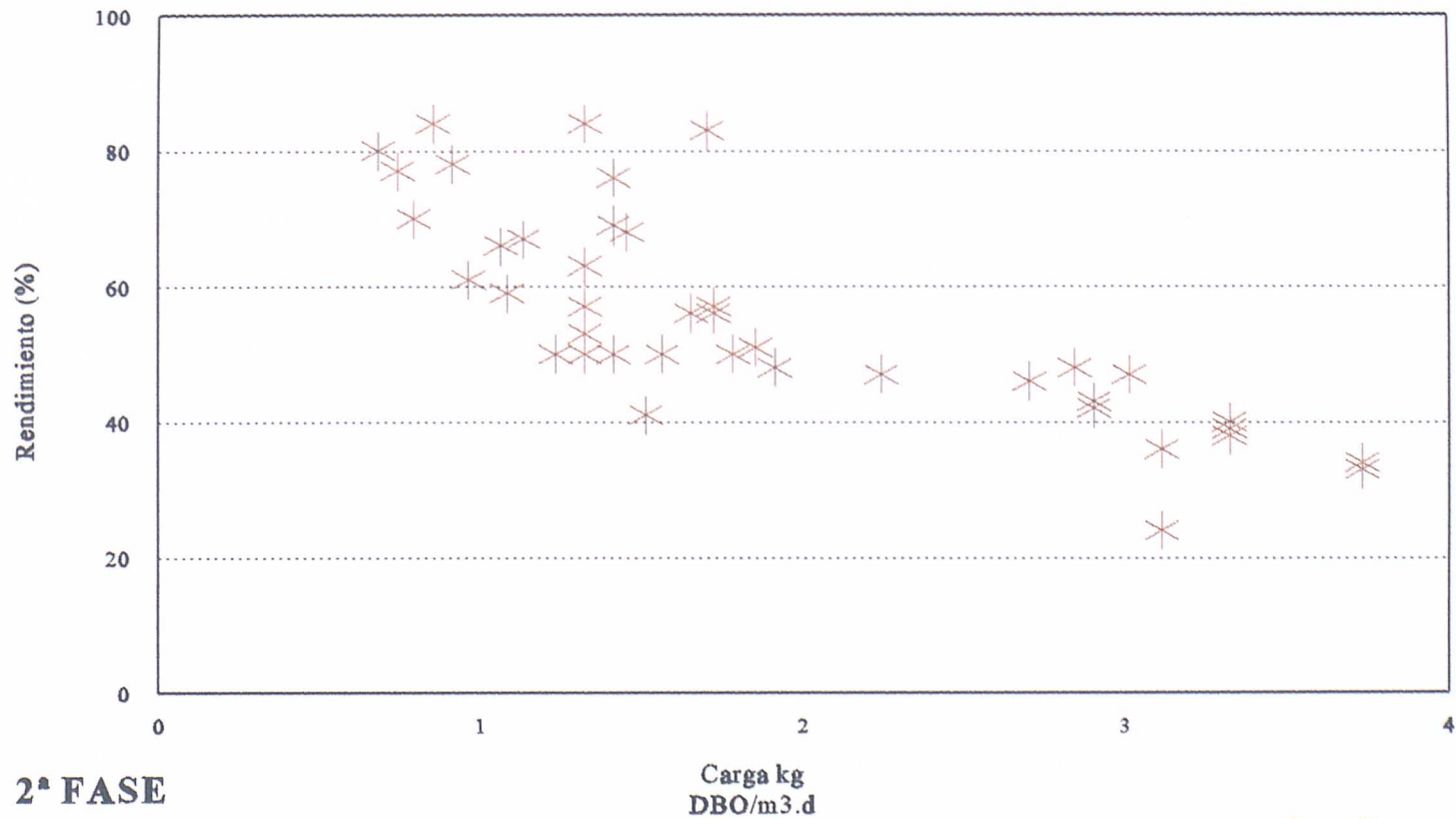


2ª FASE

Grafico n° 10.52

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA DBO/RENDIMIENTOS EN SS EN FILTRO



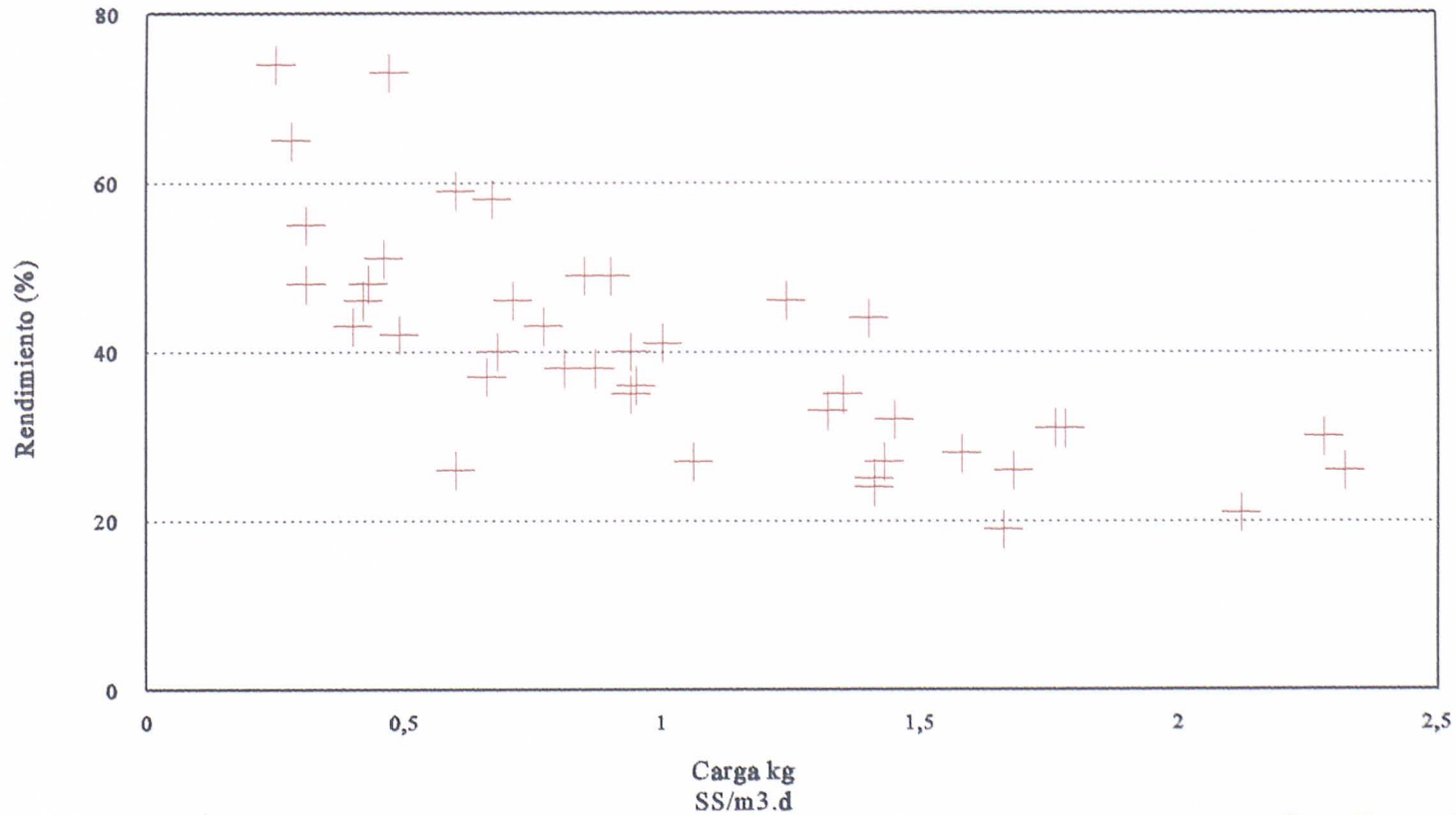
2ª FASE

Carga kg  
DBO/m3.d

Grafico n° 10.53

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA SS/RENDIMIENTOS EN DQO EN FILTRO

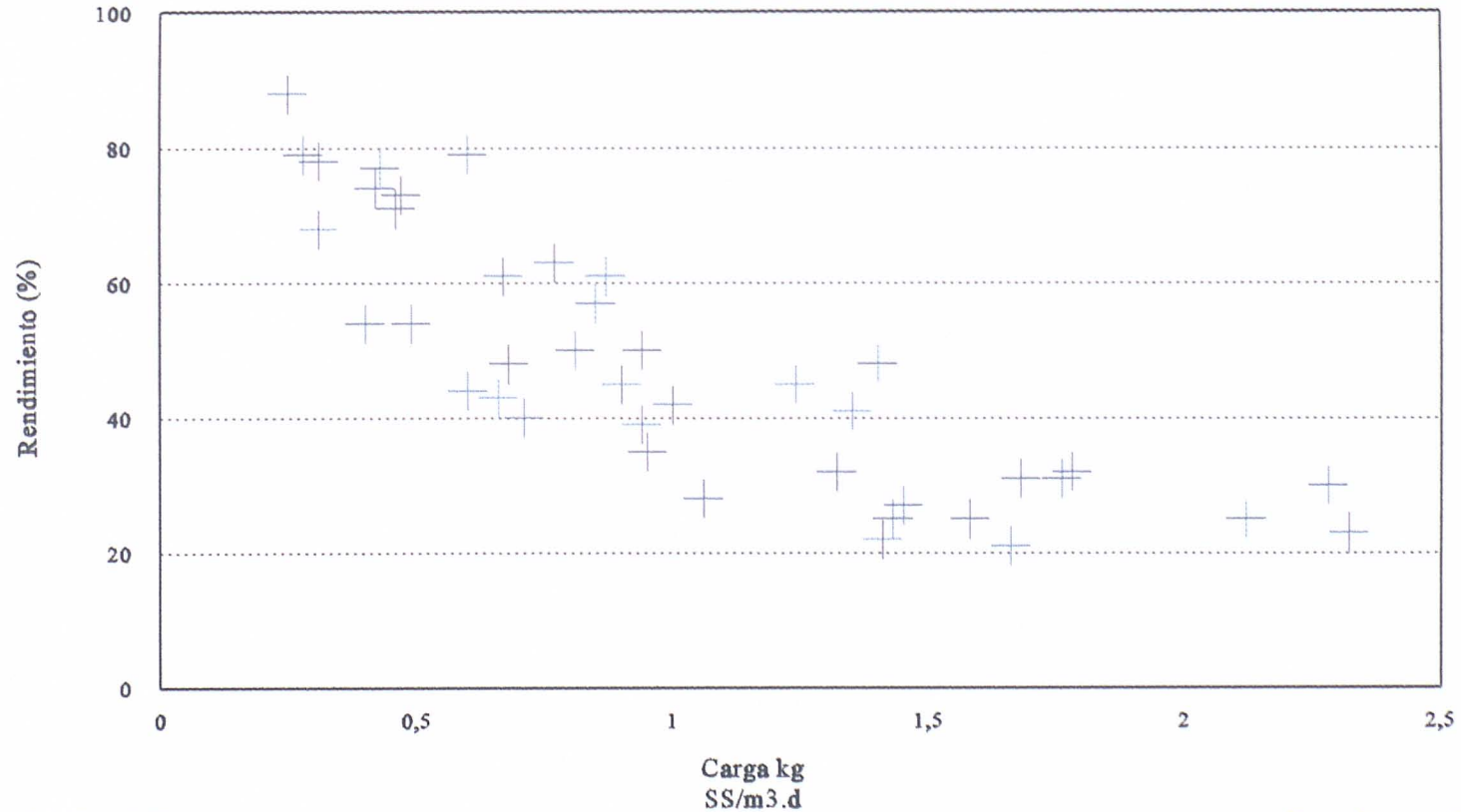


2ª FASE

Grafico nº 10.54

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA SS/RENDIMIENTOS EN DBO EN FILTRO

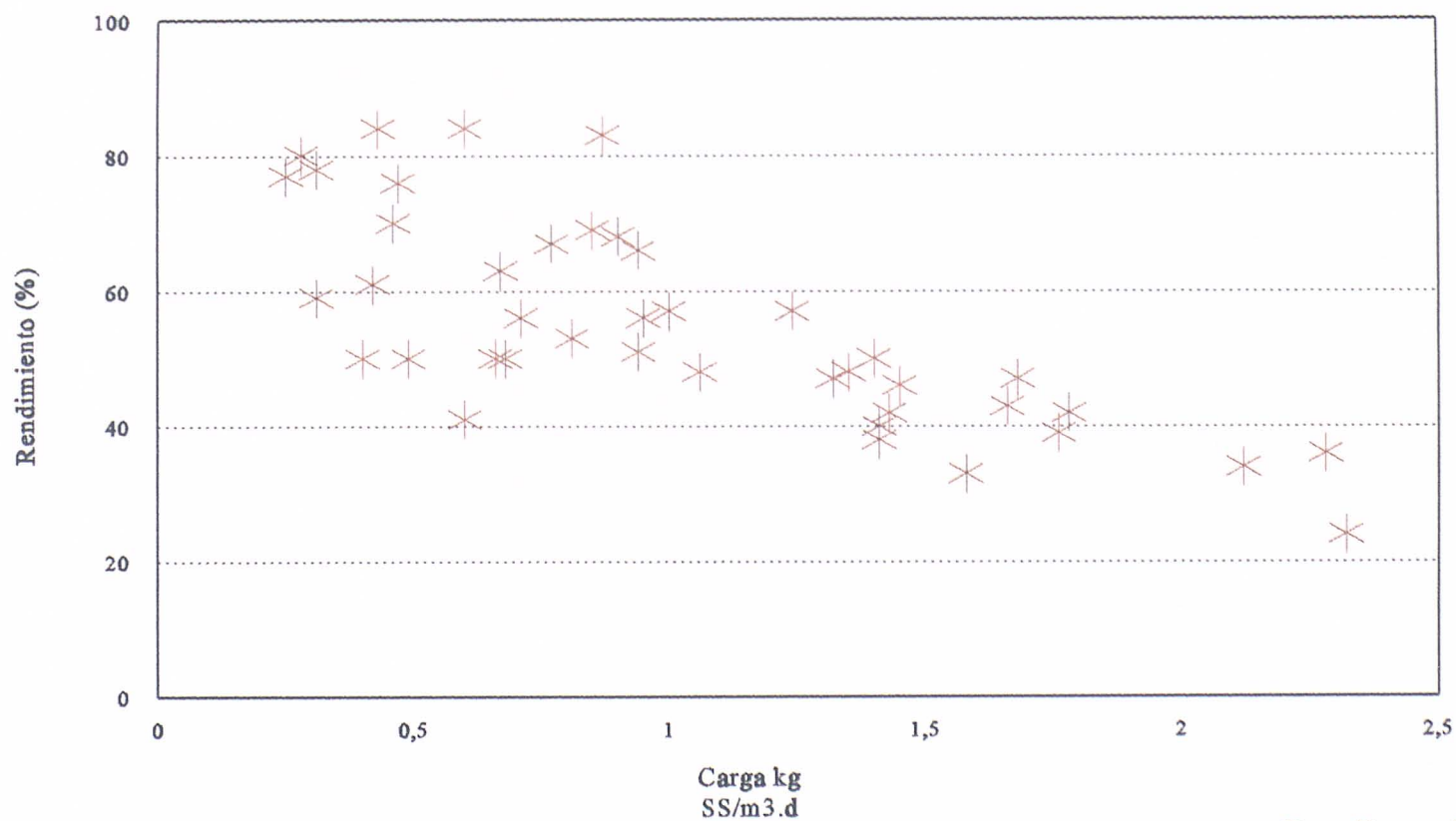


2ª FASE

Grafico n° 10.55

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA SS/RENDIMIENTOS EN SS EN FILTRO

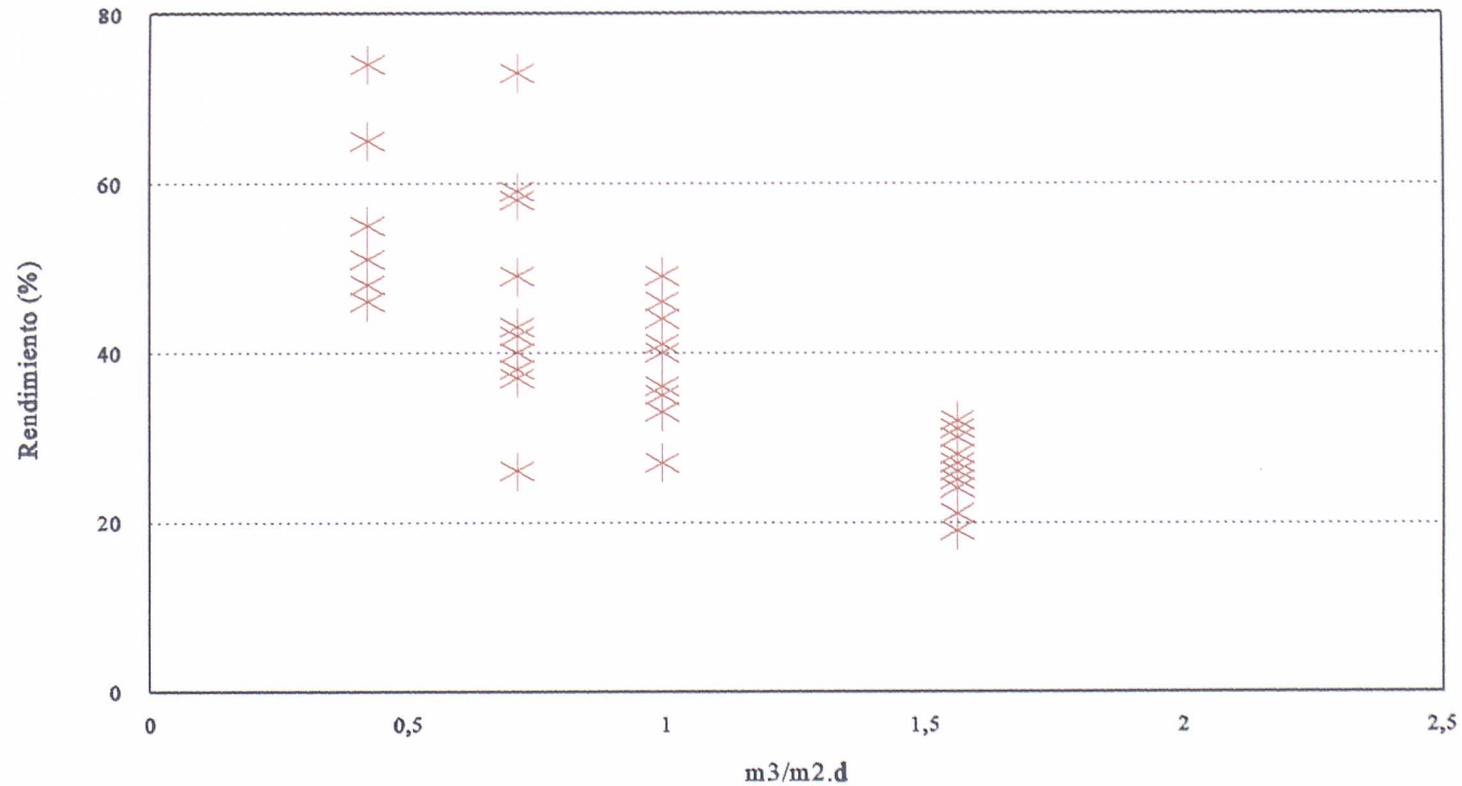


2ª FASE

Grafico nº 10.56

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA HIDRAULICA/RENDIMIENTOS EN DQO EN FILTRO

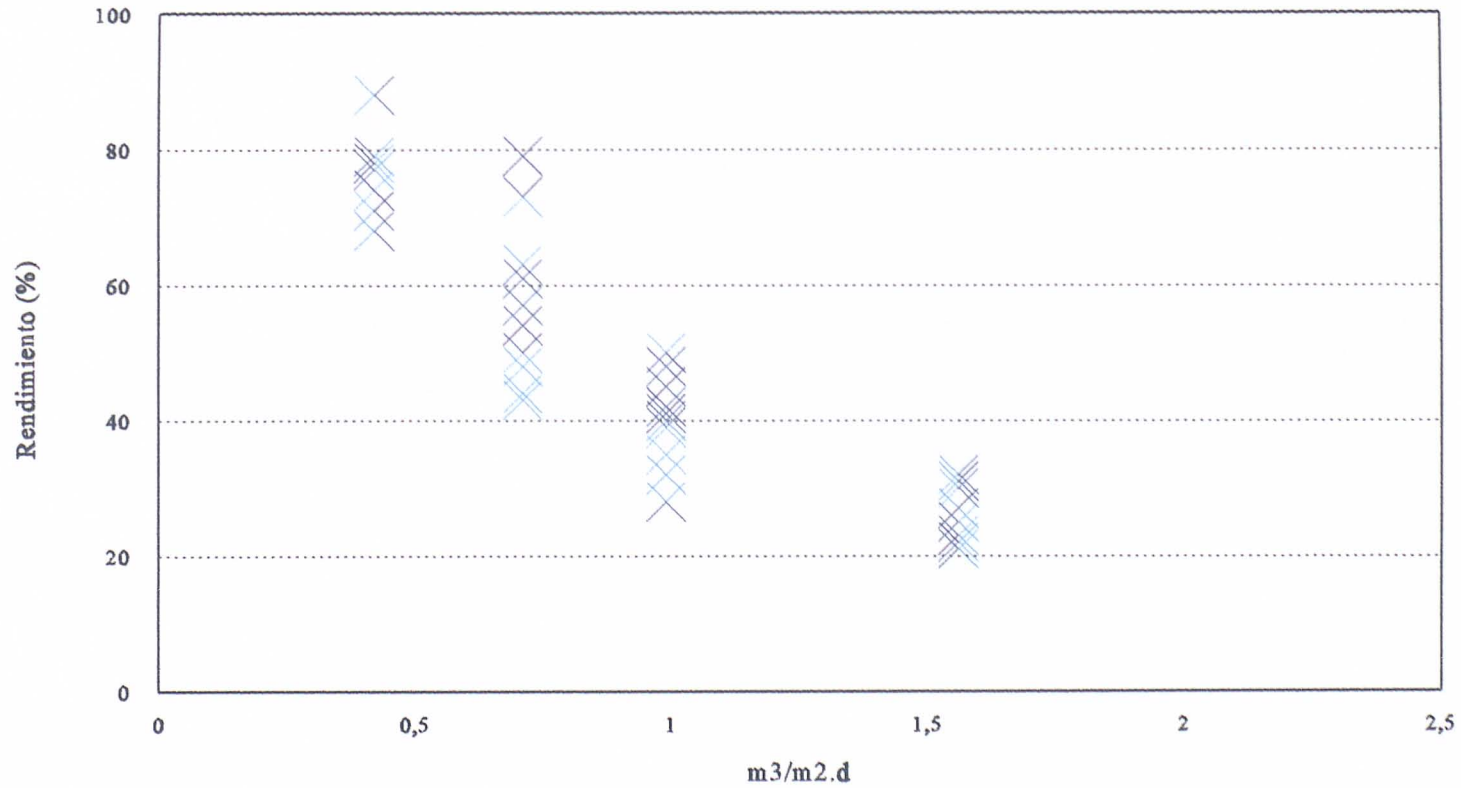


2ª FASE

Grafico nº 10.57

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA HIDRAULICA/RENDIMIENTOS EN DBO EN FILTRO

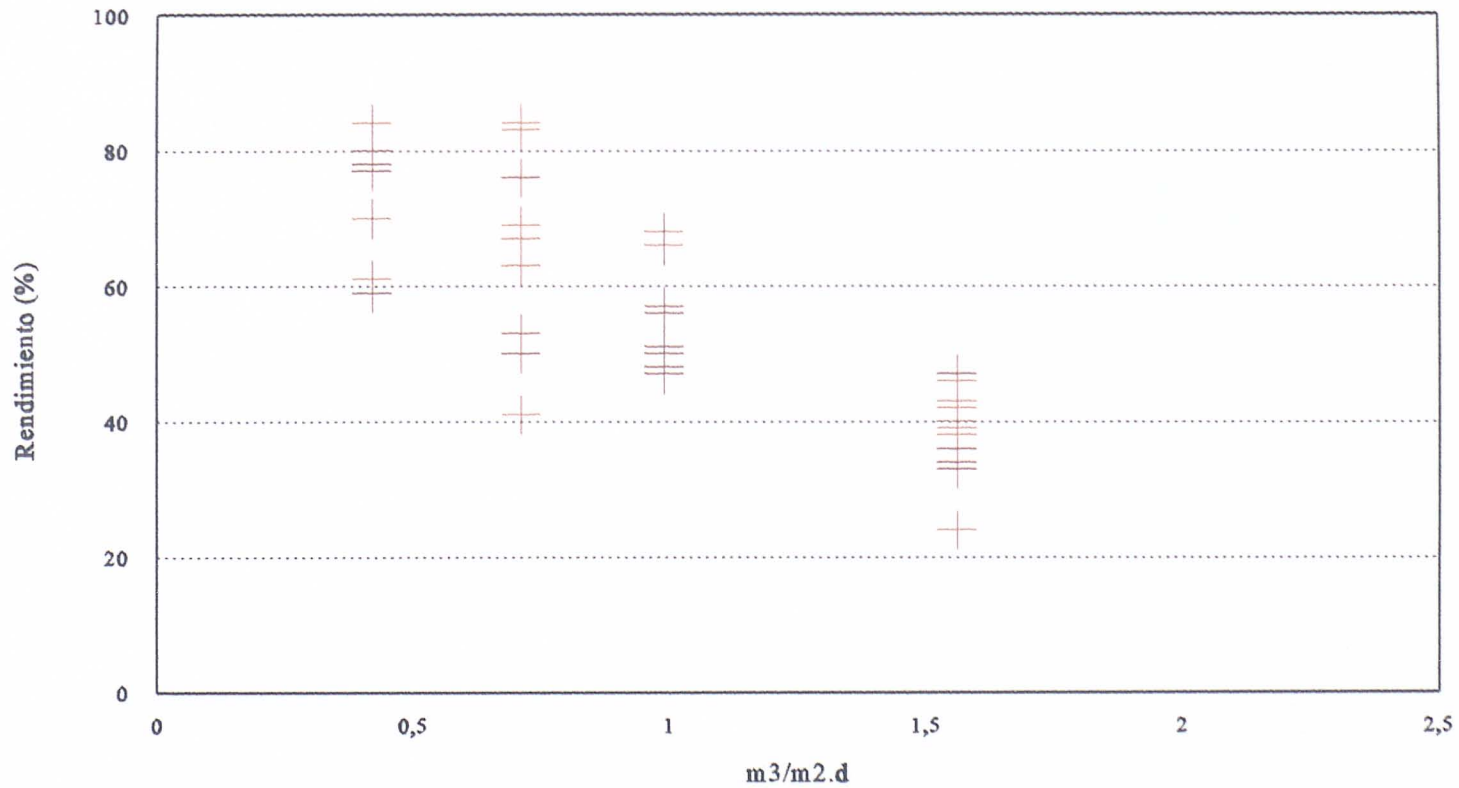


2ª FASE

Grafico nº 10.58

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## CARGA HIDRAULICA/RENDIMIENTOS EN SS EN FILTRO



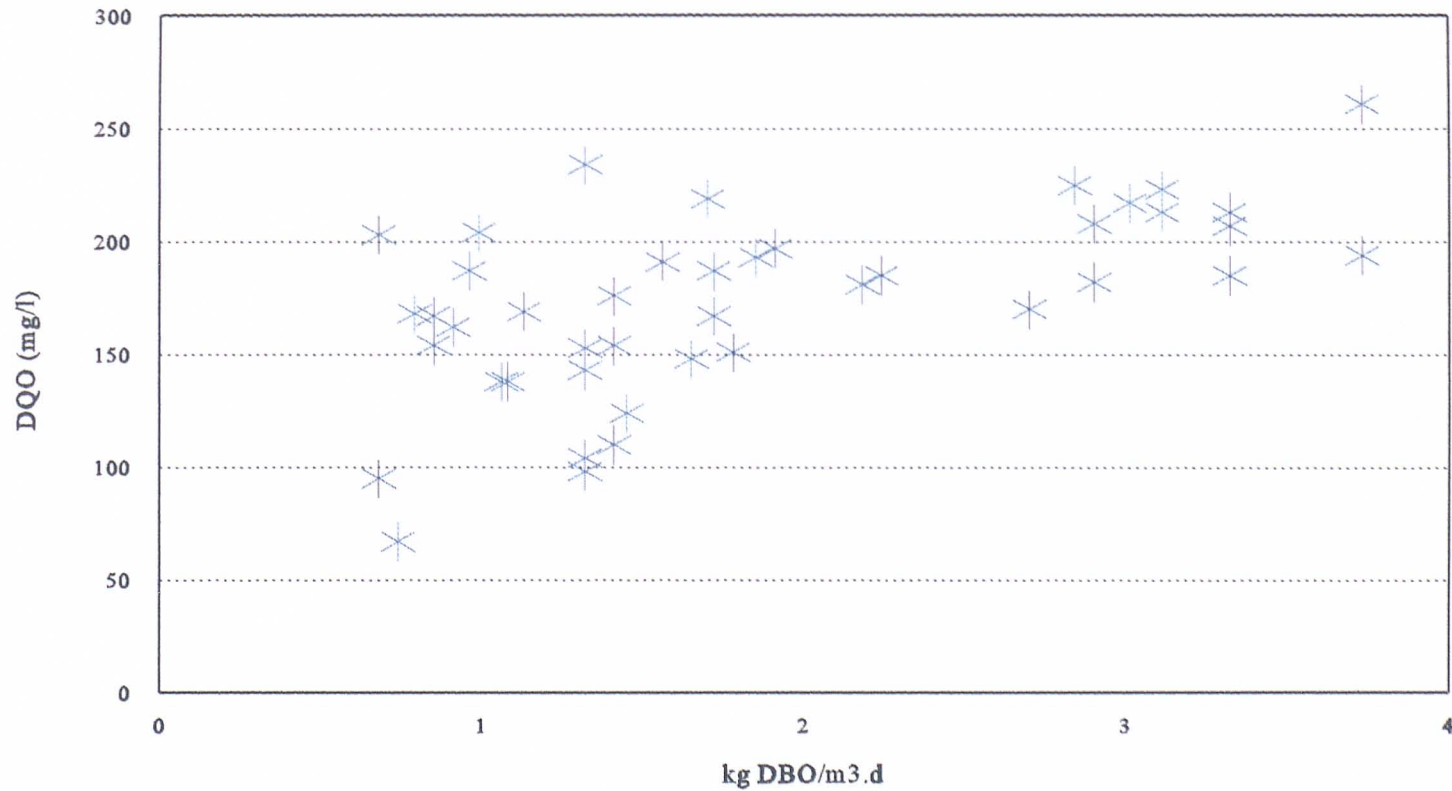
2ª FASE

Grafico nº 10.59



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## DQO DE SALIDA/CARGA ORGANICA DBO

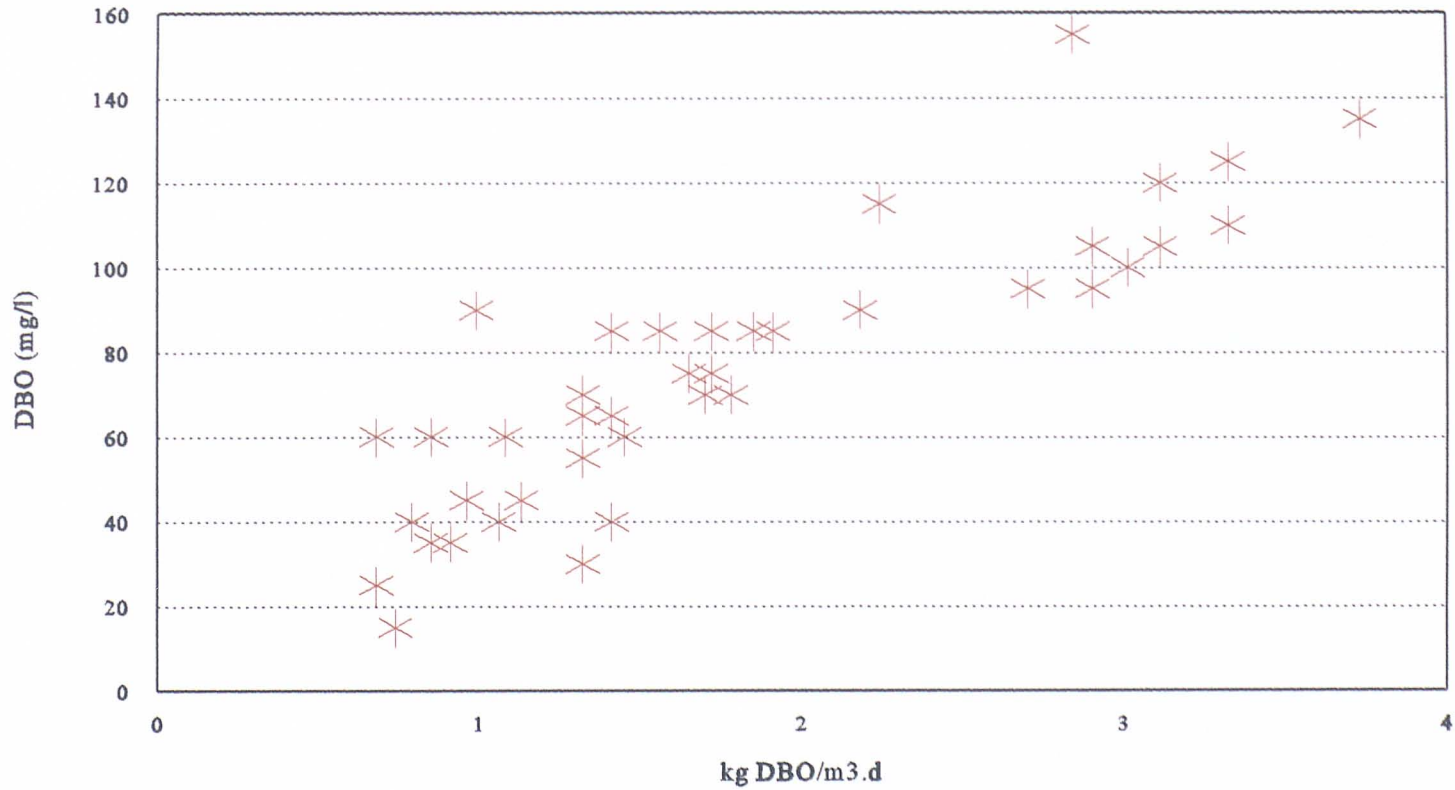


2ª FASE

Grafico nº 10.60

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## DBO DE SALIDA/CARGA ORGANICA DBO

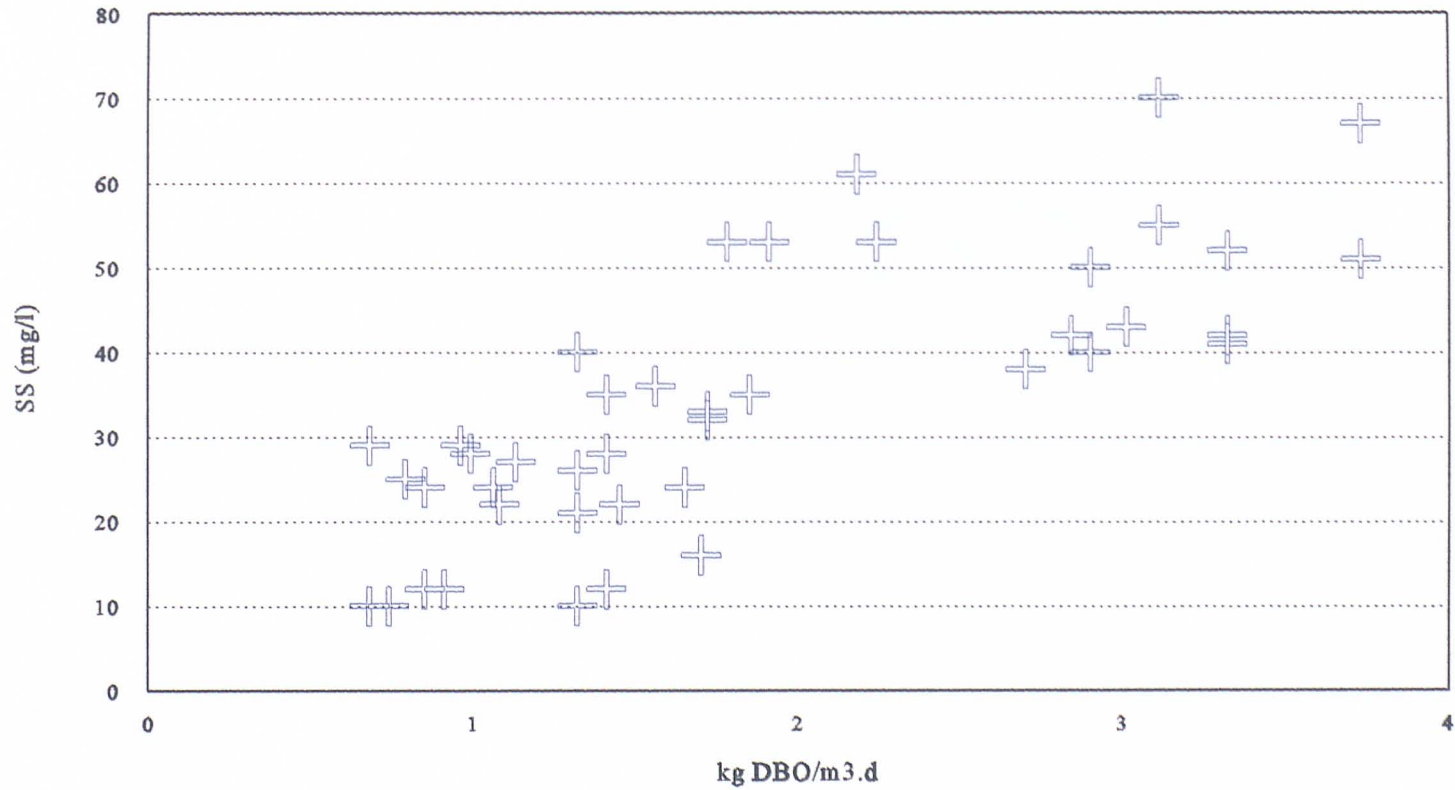


2ª FASE

Grafico nº 10.61

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## SS DE SALIDA/CARGA ORGANICA DBO

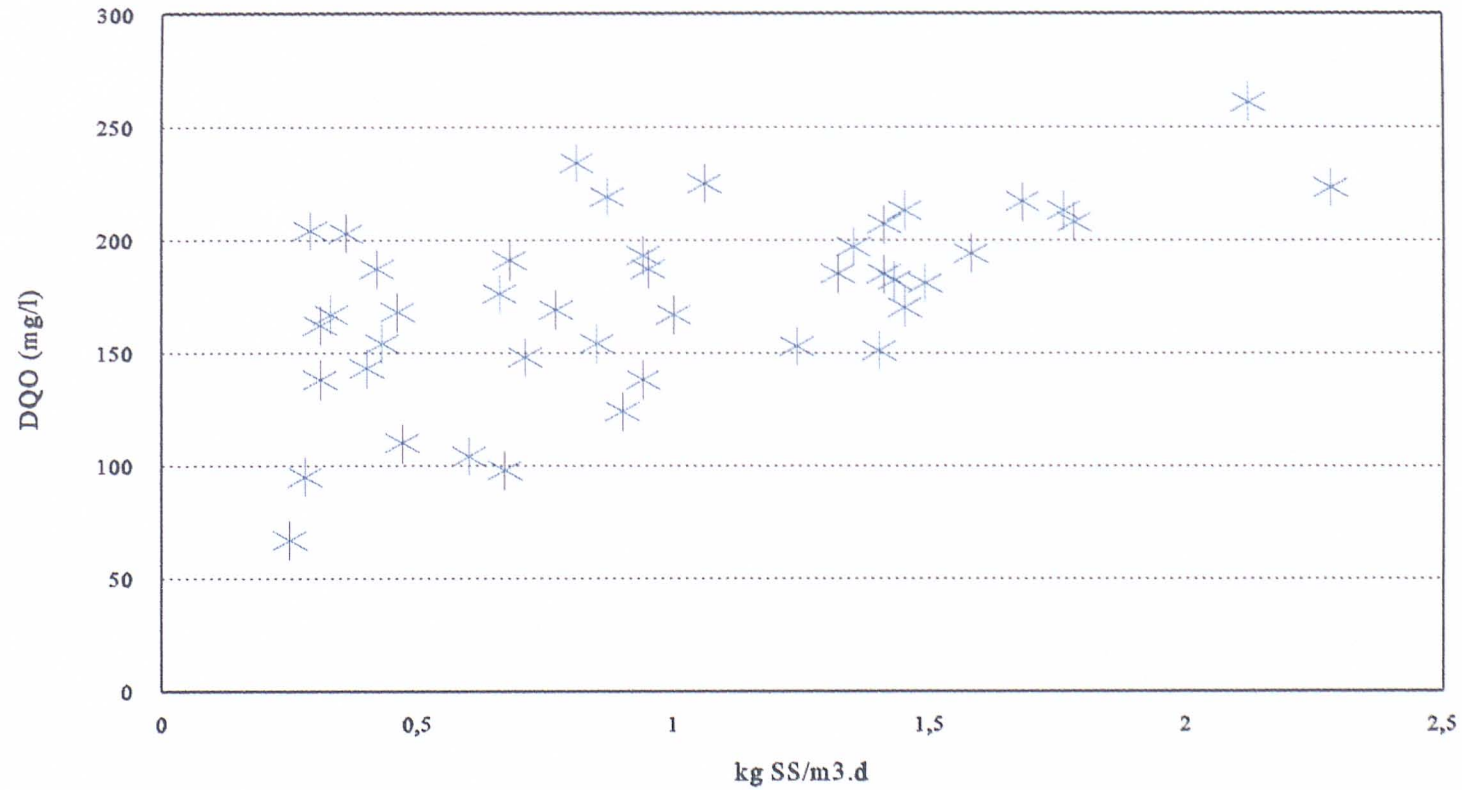


2ª FASE

Grafico nº 10.62

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## DQO DE SALIDA/CARGA SS

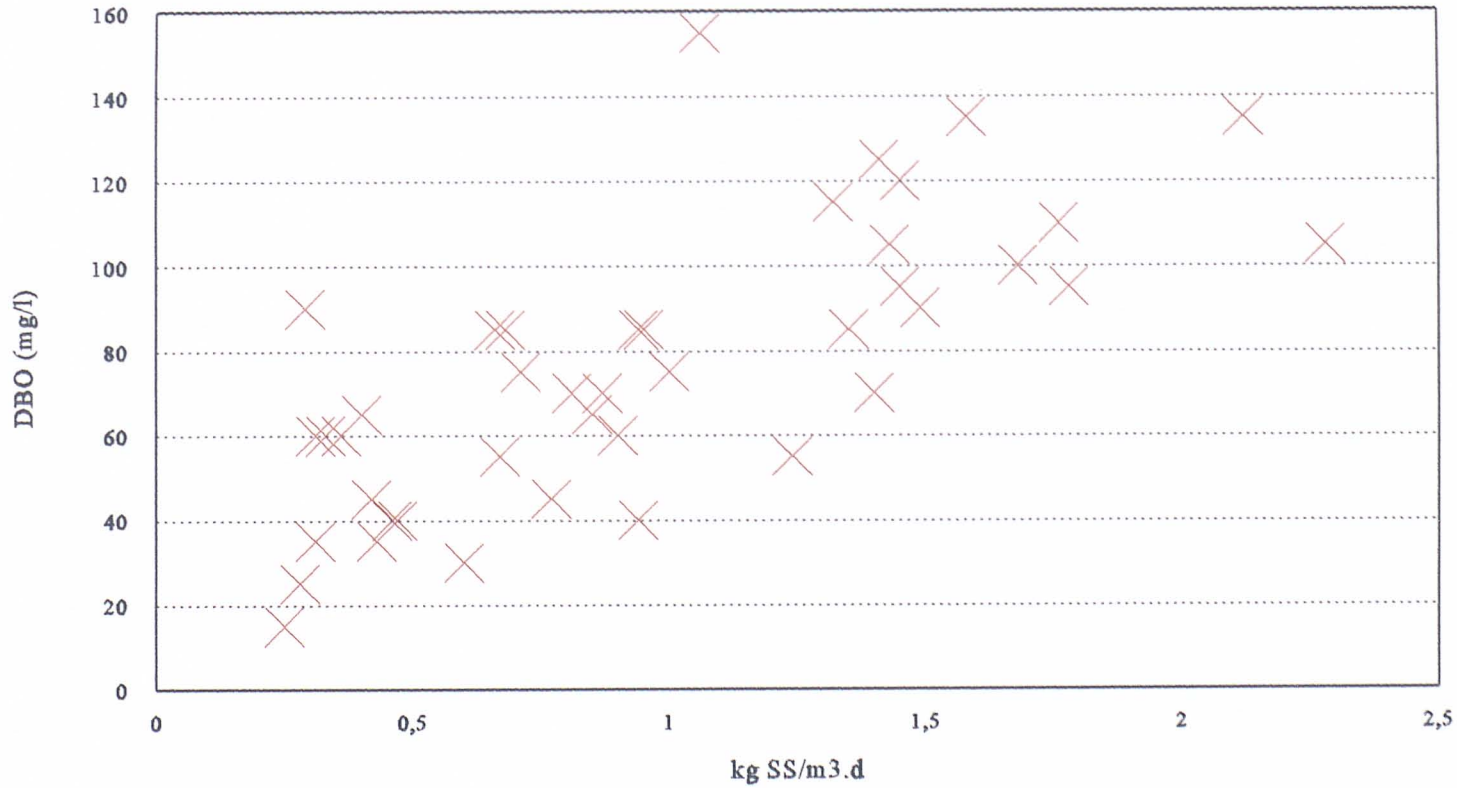


2ª FASE

Grafico nº 10.63

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## DBO DE SALIDA/CARGA SS

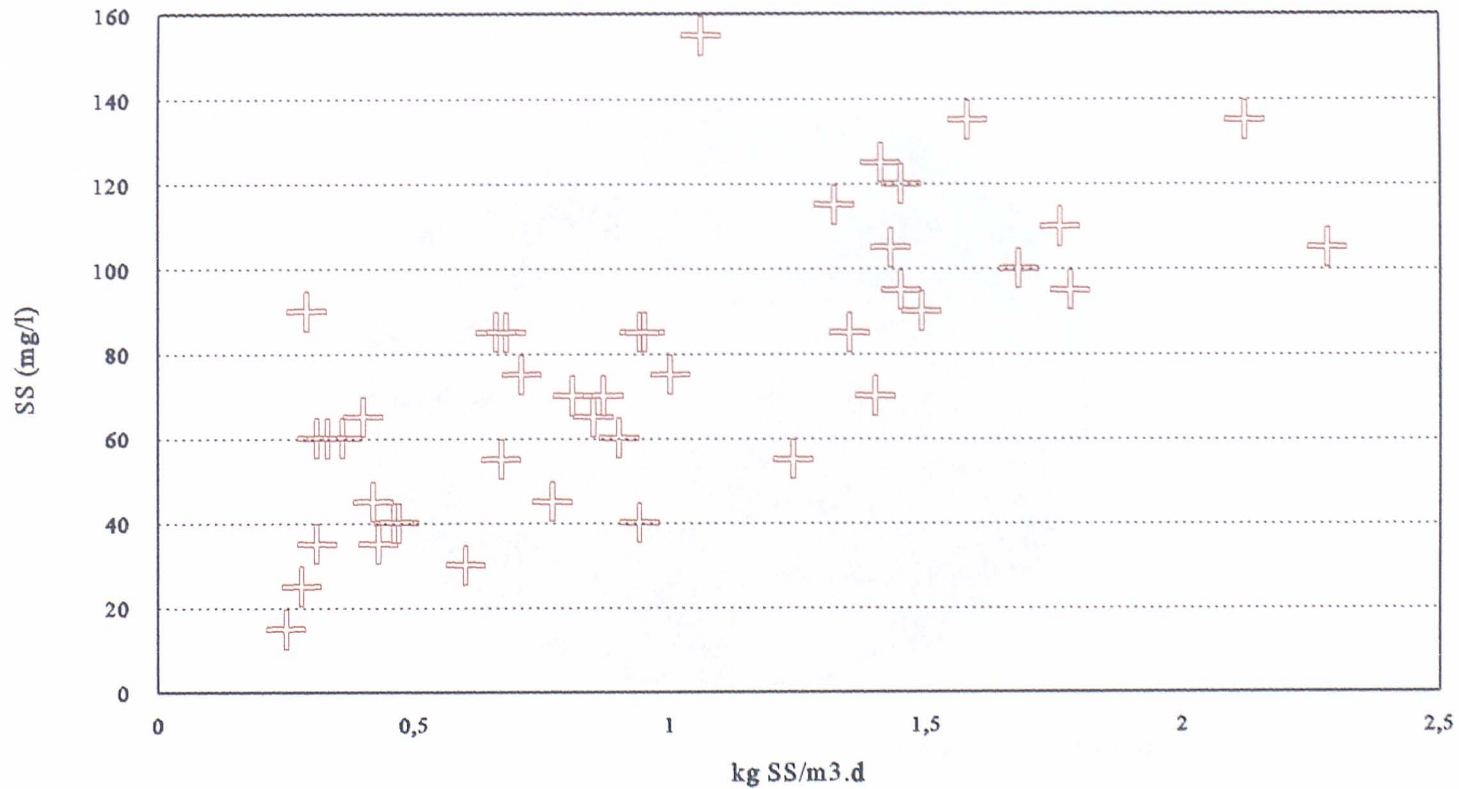


2ª FASE

Grafico n° 10.64

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## SS DE SALIDA/CARGA SS

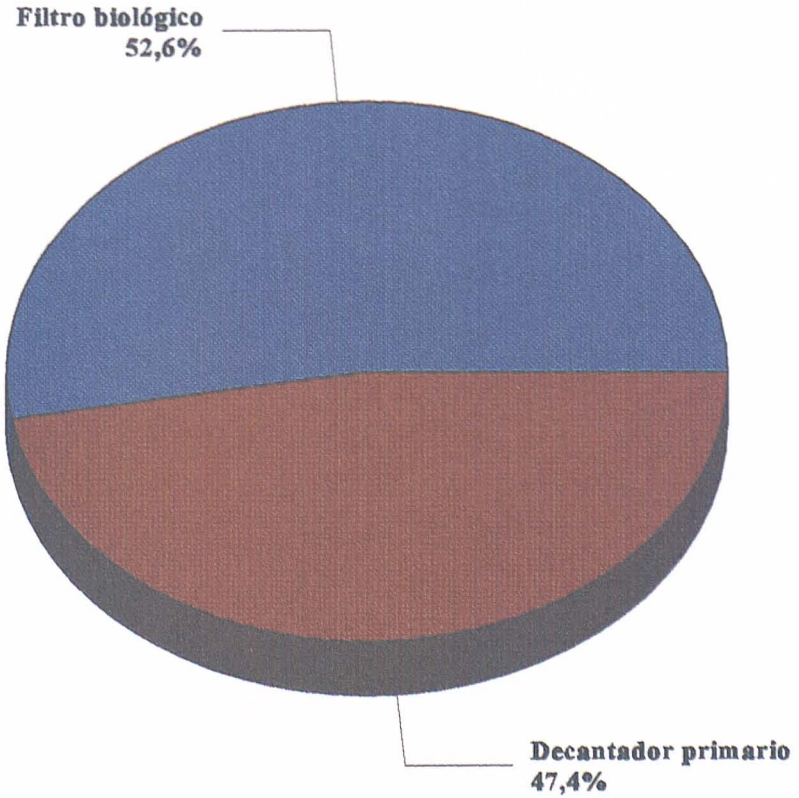


2ª FASE

Grafico nº 10.65

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## RENDIMIENTOS DEL PROCESO EN DQO

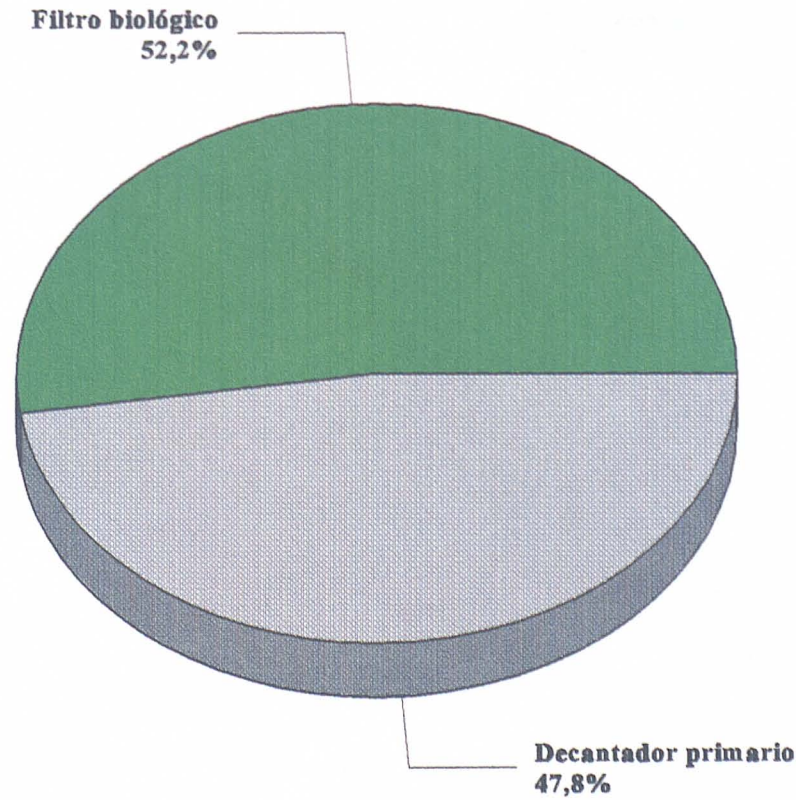


2ª FASE

Grafico nº 10.66

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## RENDIMIENTOS DEL PROCESO EN DBO



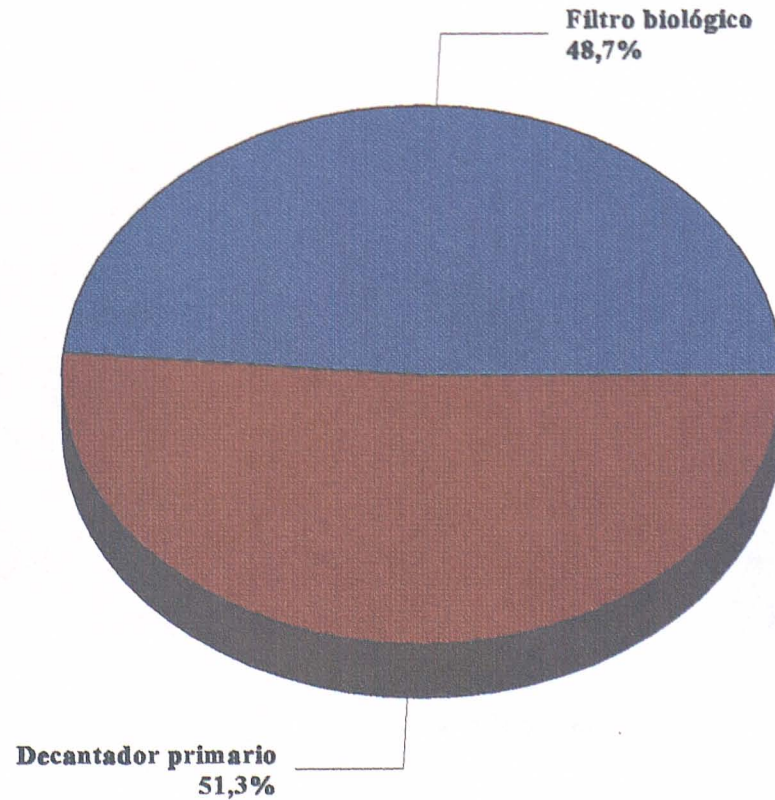
2ª FASE

Grafico nº 10.67



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## RENDIMIENTOS DEL PROCESO EN SS

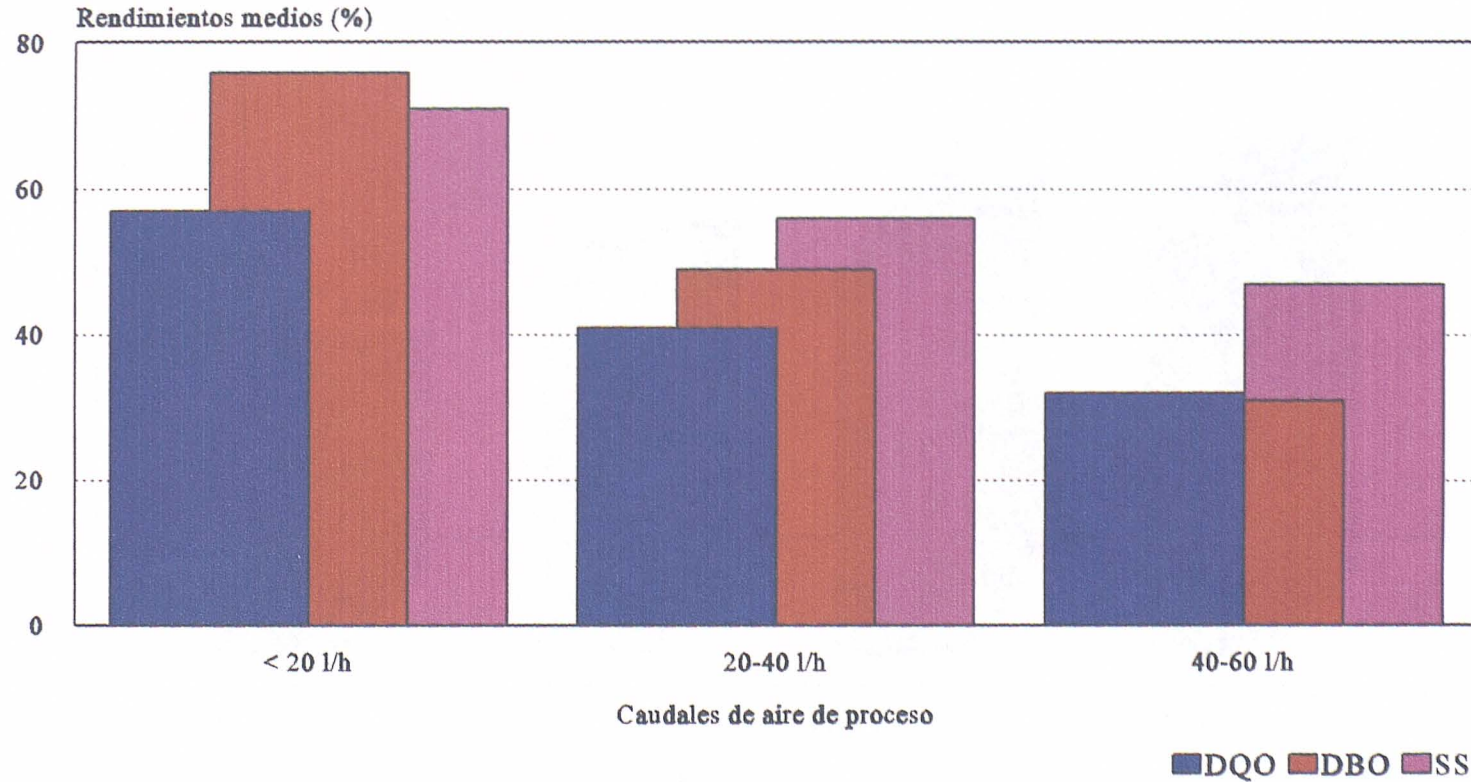


2ª FASE

Grafico n° 10.68

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## RENDIMIENTOS MEDIOS EN FUNCION DEL CAUDAL DE AIRE DE PROCESO

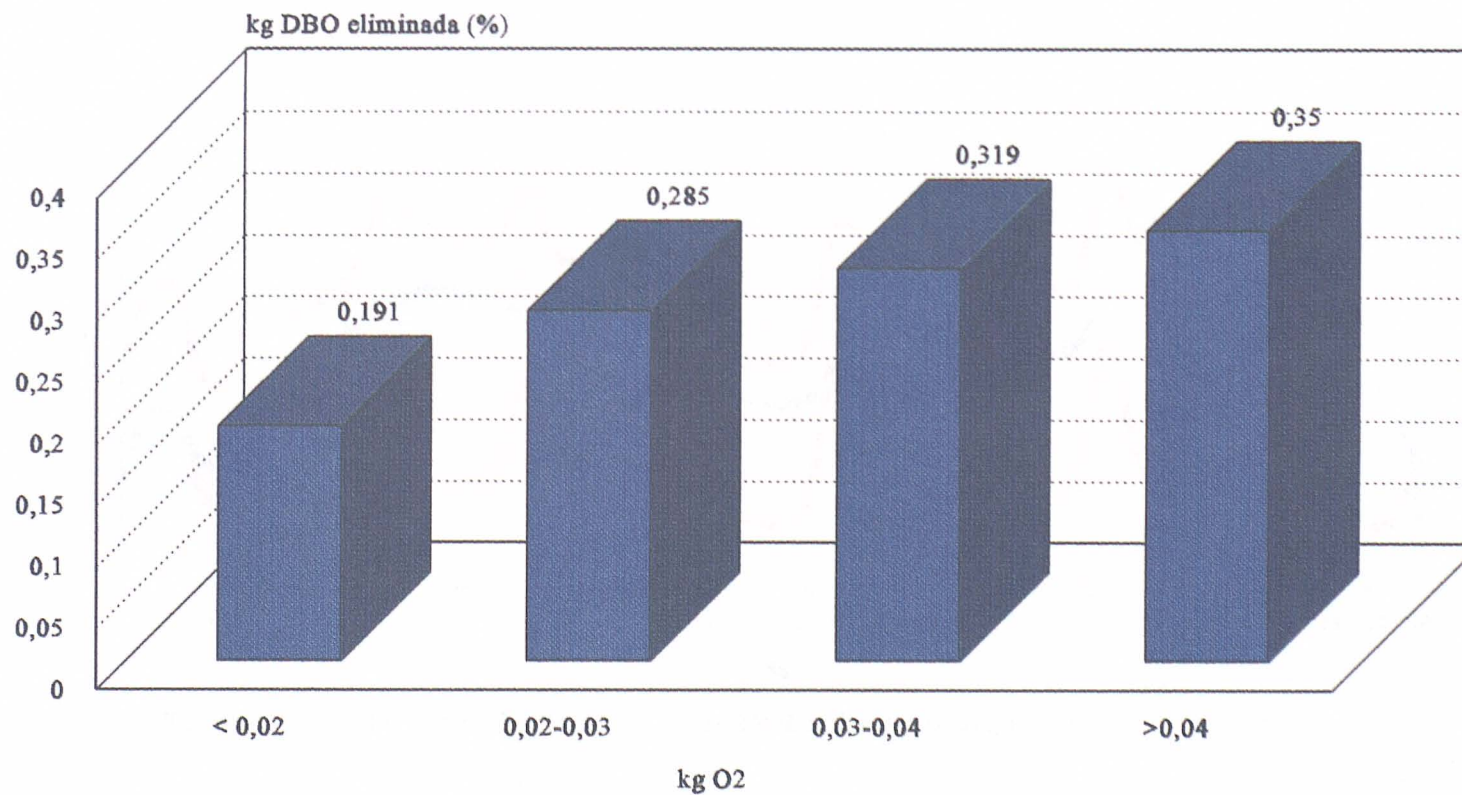


2ª FASE

Gráfico 10.69

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO PLASTICO

## RELACION KG O2 Y KG DBO ELIMINADA (VALORES MEDIOS)

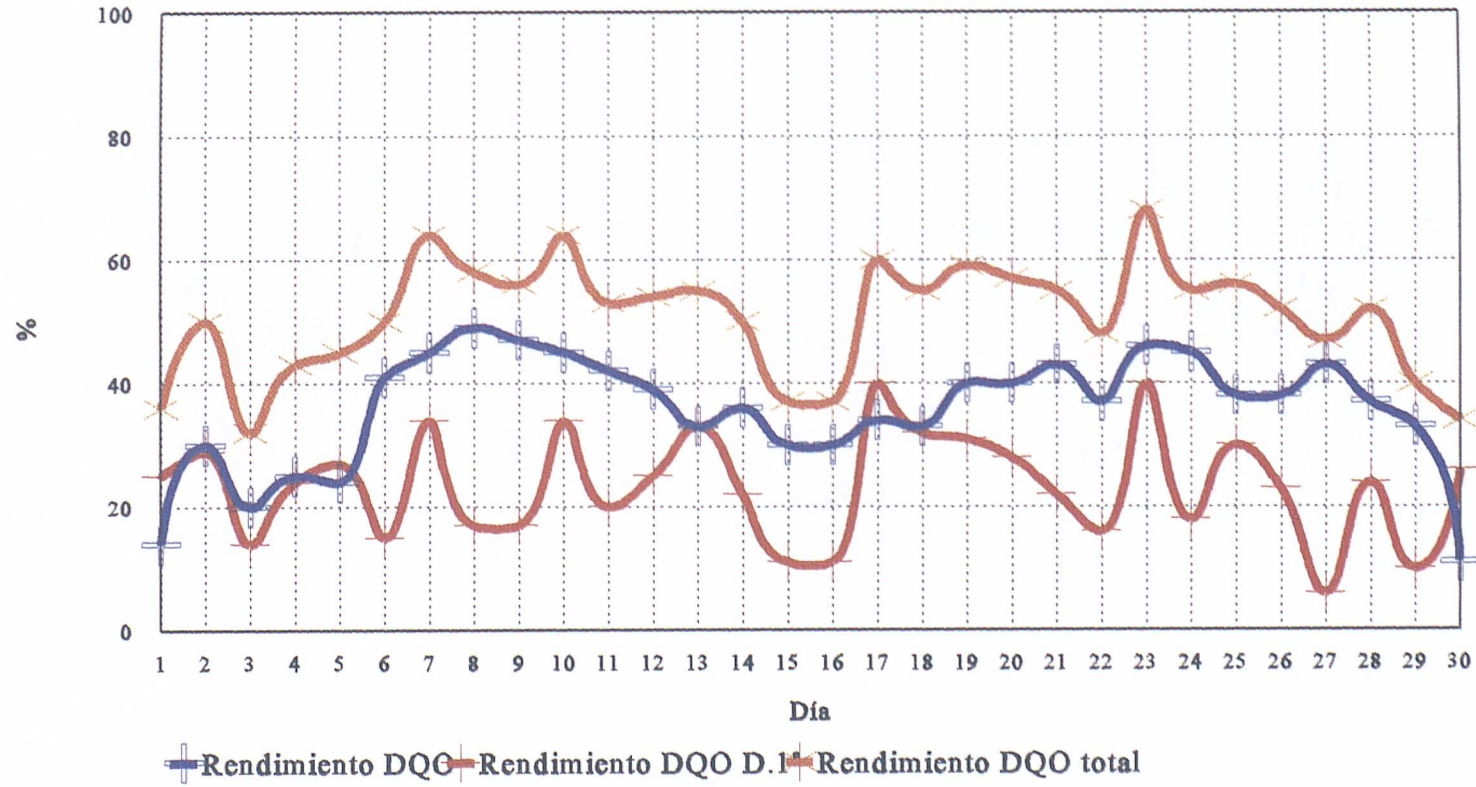


2ª FASE

Gráfico nº 10.70

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 1ª FASE. RENDIMIENTOS EN DQO DEL PROCESO

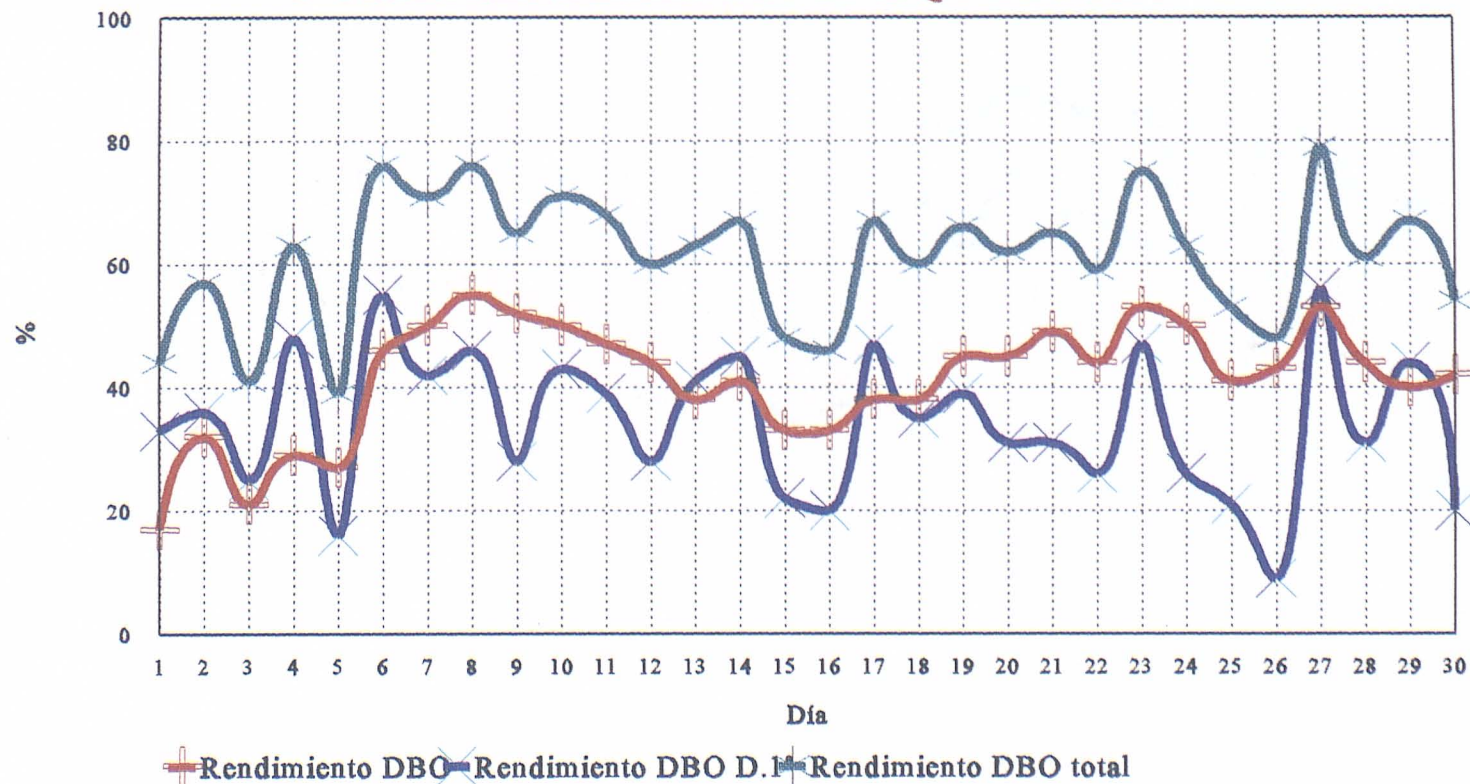


DICIEMBRE 1994

Grafico nº 10.71

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 1ª FASE. RENDIMIENTOS EN DQO DEL PROCESO

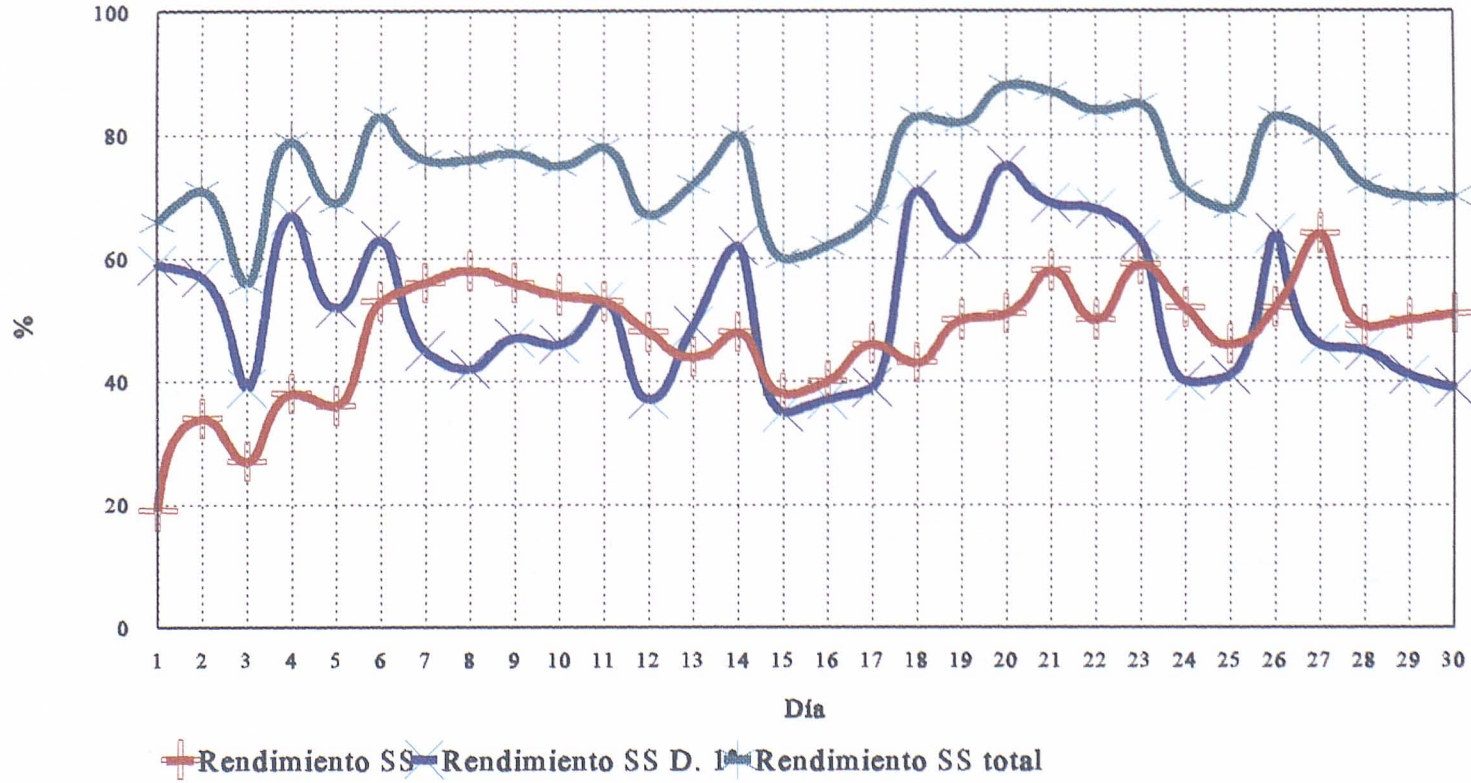


DICIEMBRE 1994

Grafico nº 10.72

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 1ª FASE. RENDIMIENTOS EN SS DEL PROCESO

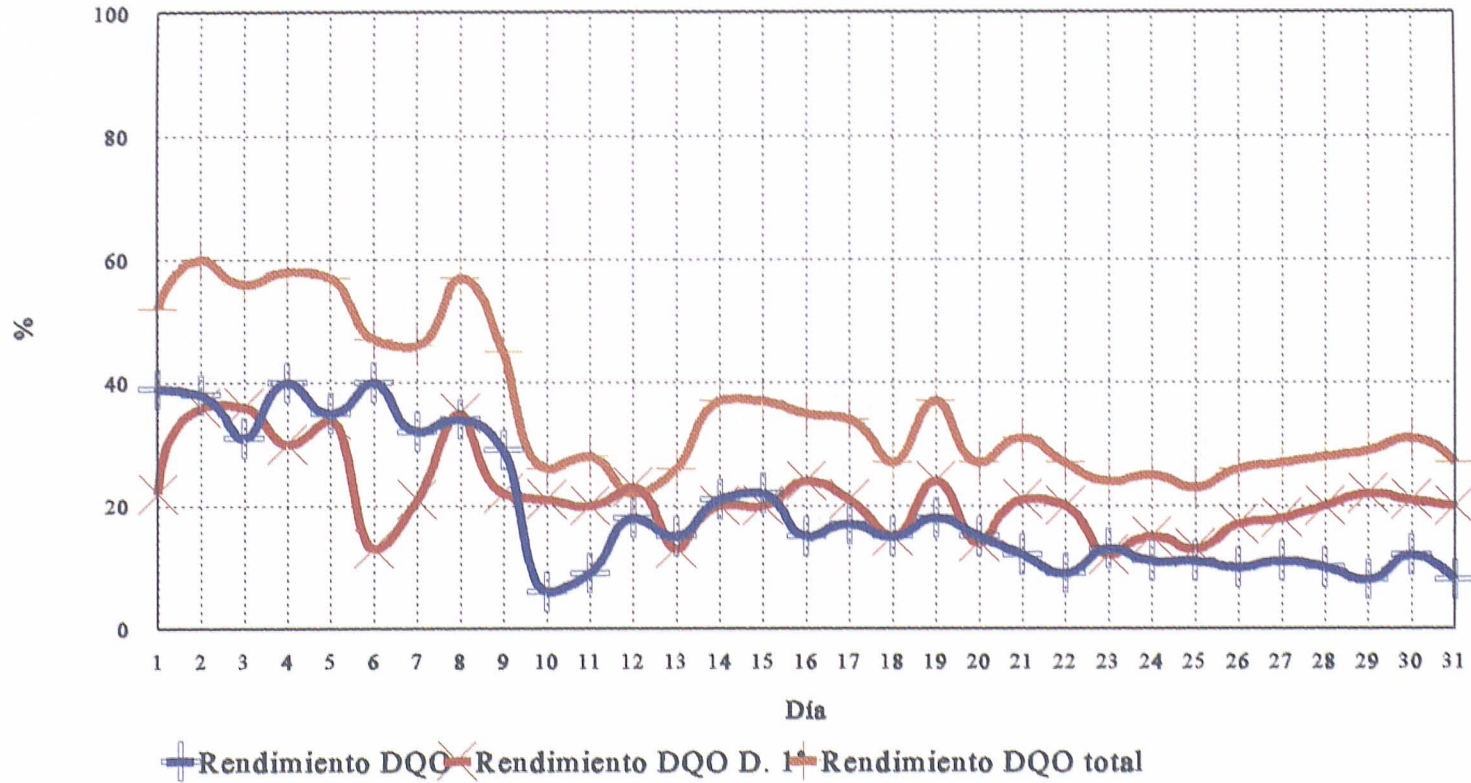


DICIEMBRE 1994

Grafico nº 10.73

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 1ª FASE. RENDIMIENTOS EN DQO DEL PROCESO

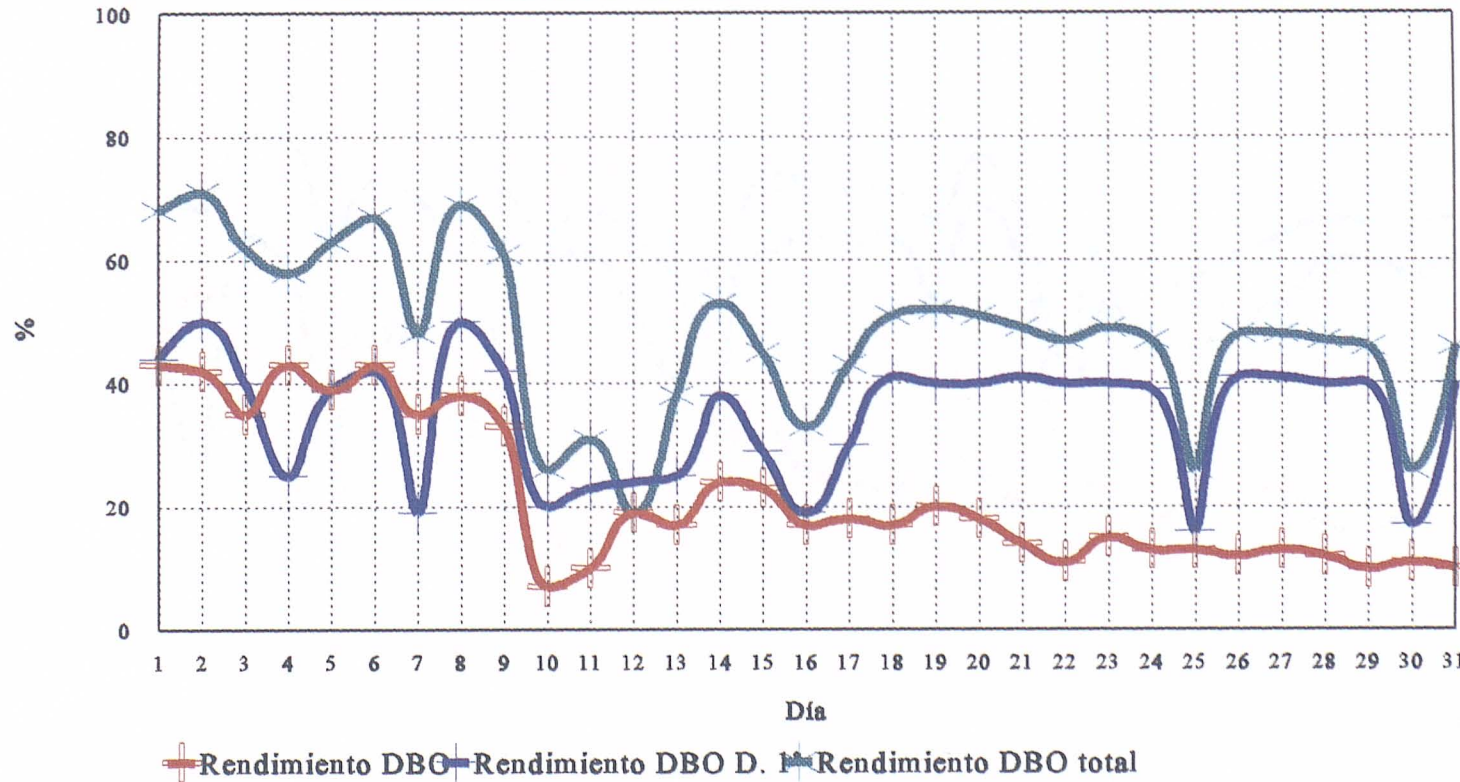


ENERO 1994

Grafico nº 10.74

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 1ª FASE. RENDIMIENTOS EN DBO DEL PROCESO



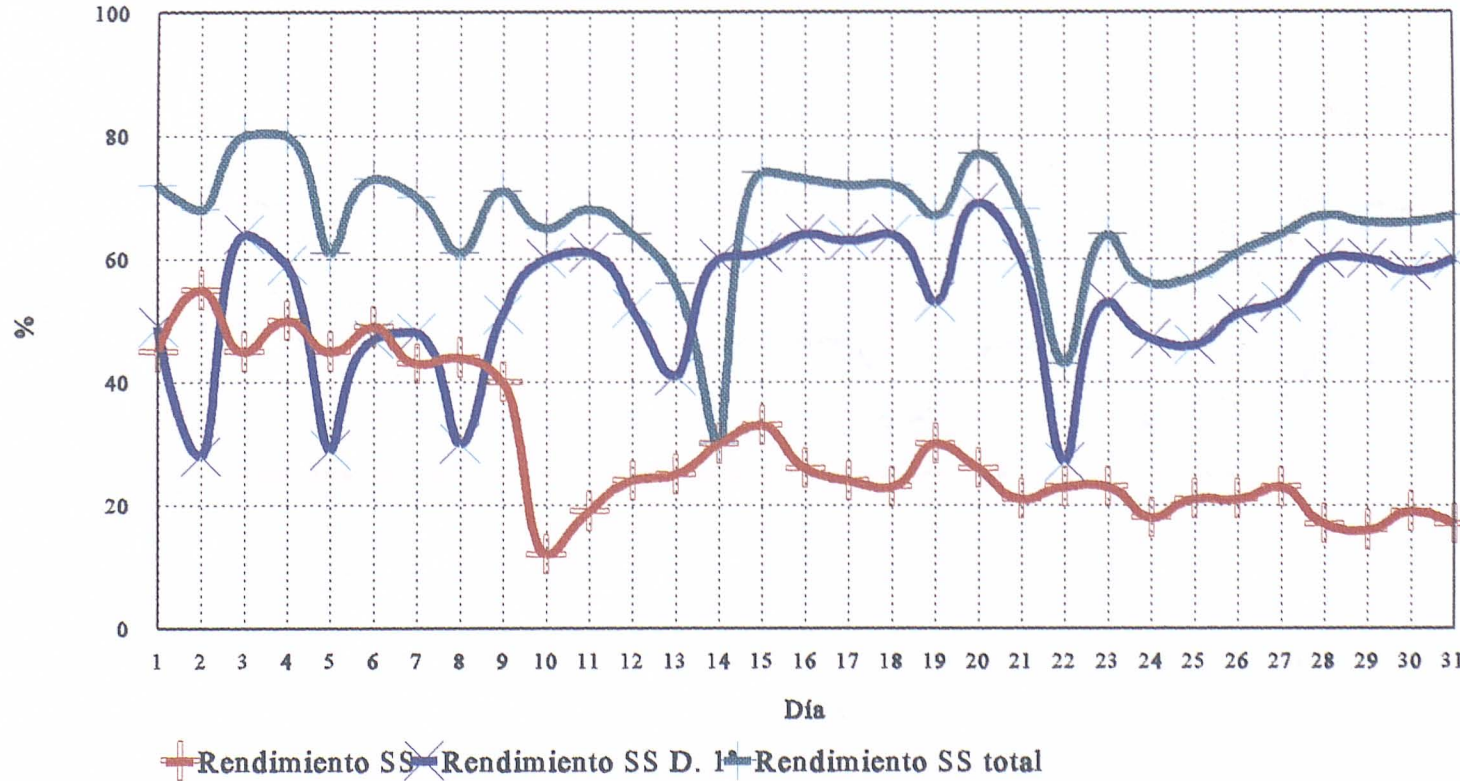
ENERO 1994

Grafico n° 10.75



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 1ª FASE. RENDIMIENTOS EN SS DEL PROCESO

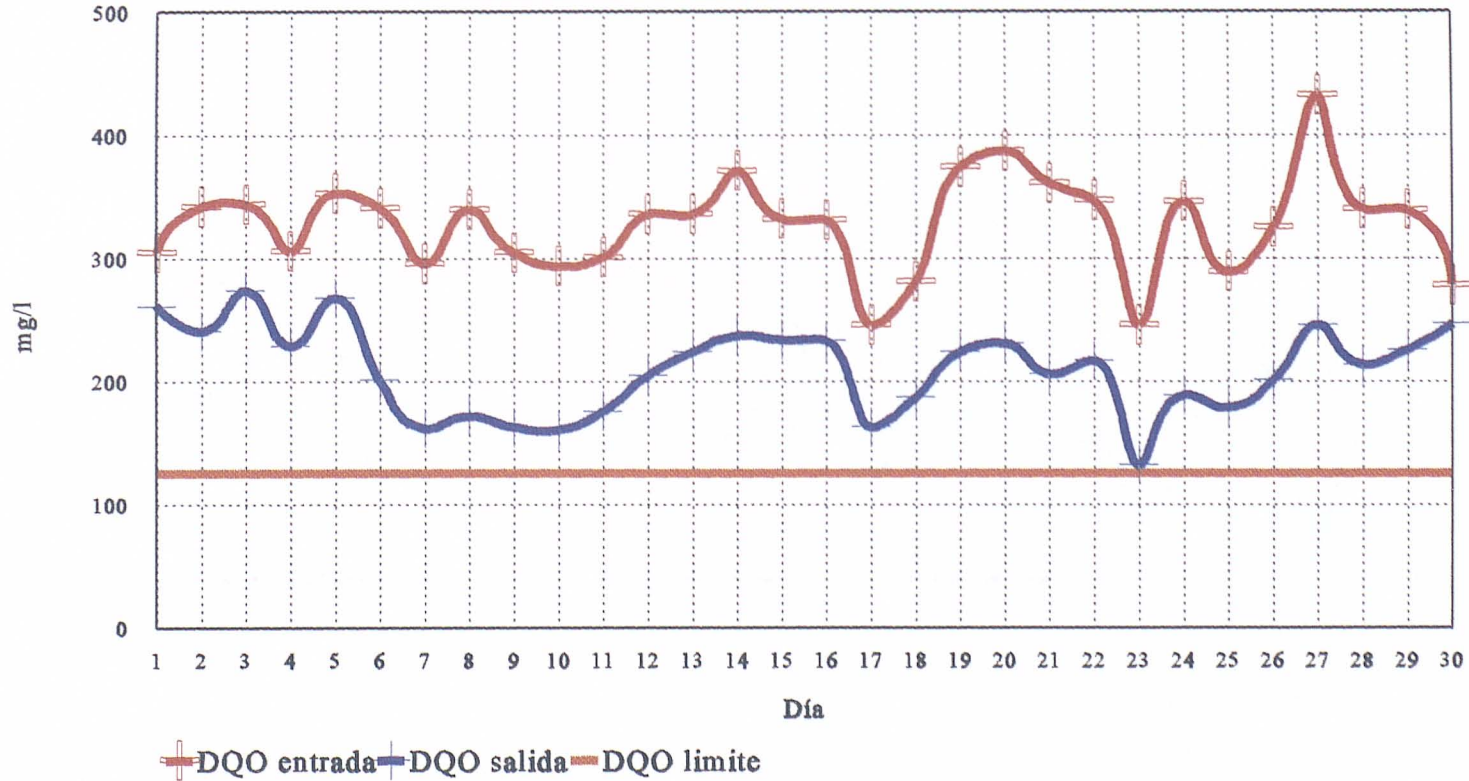


ENERO 1994

Grafico nº 10.76

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 1ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DQO

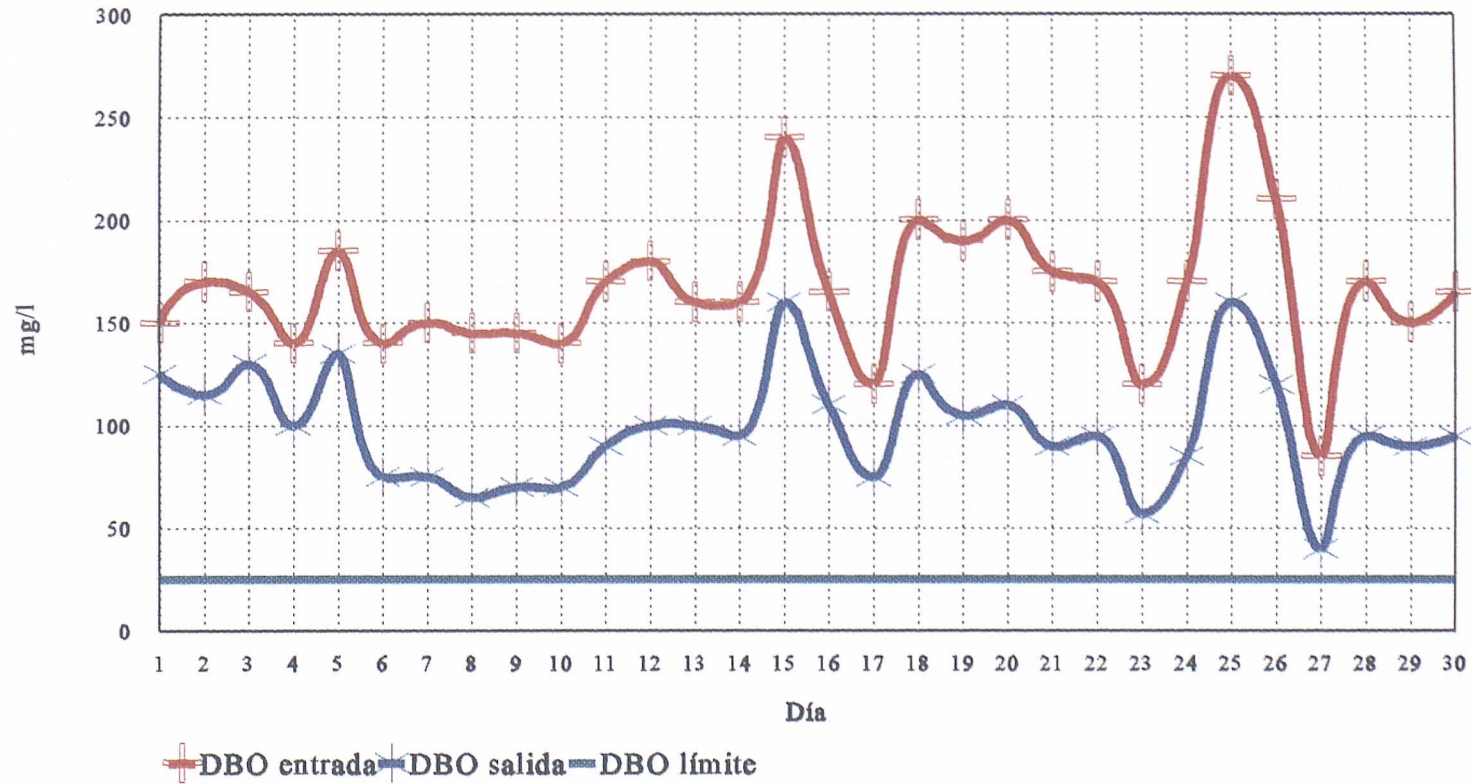


DICIEMBRE 1994

Grafico n° 10.77

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 1ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DBO

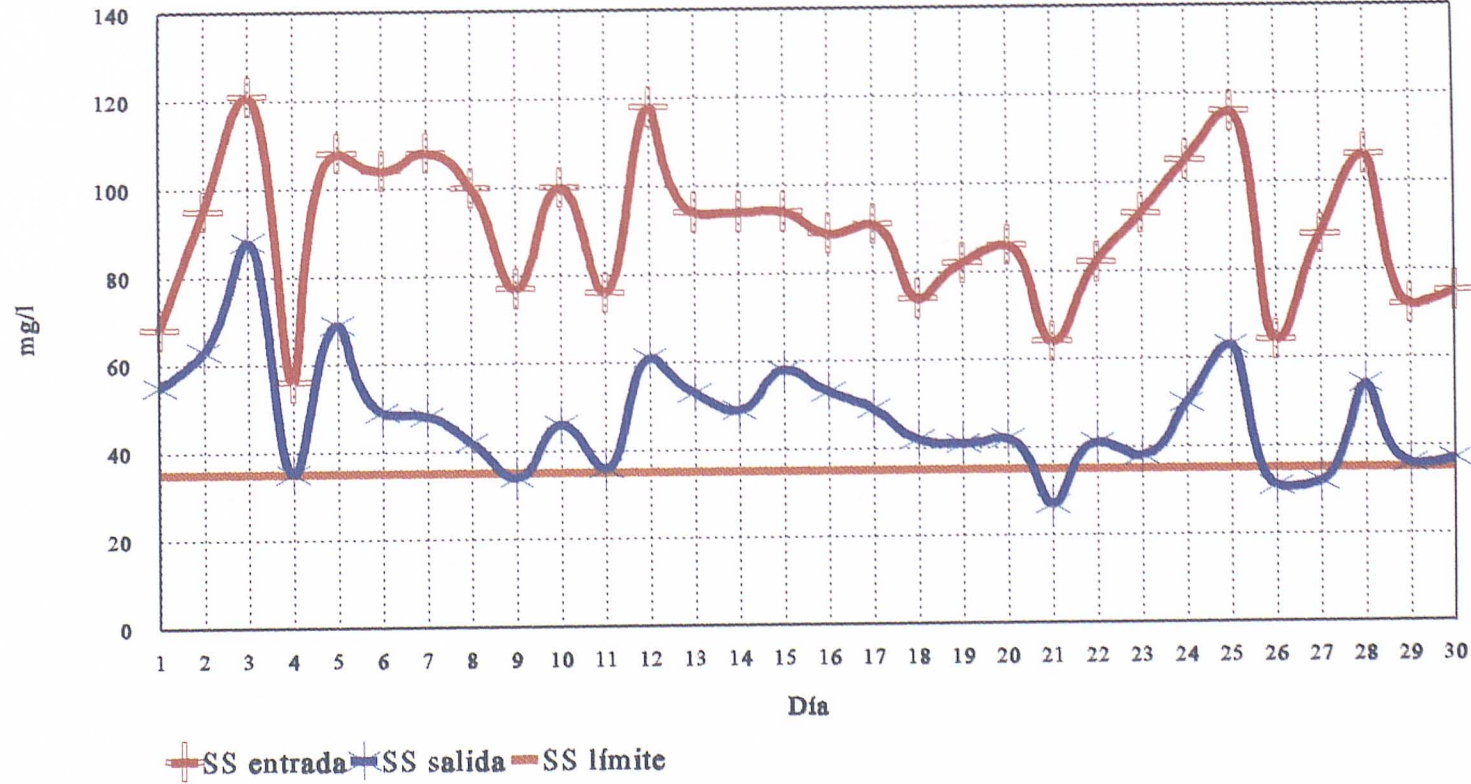


DICIEMBRE 1994

Grafico nº 10.78

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 1ª FASE. ENTRADA Y SALIDA SS



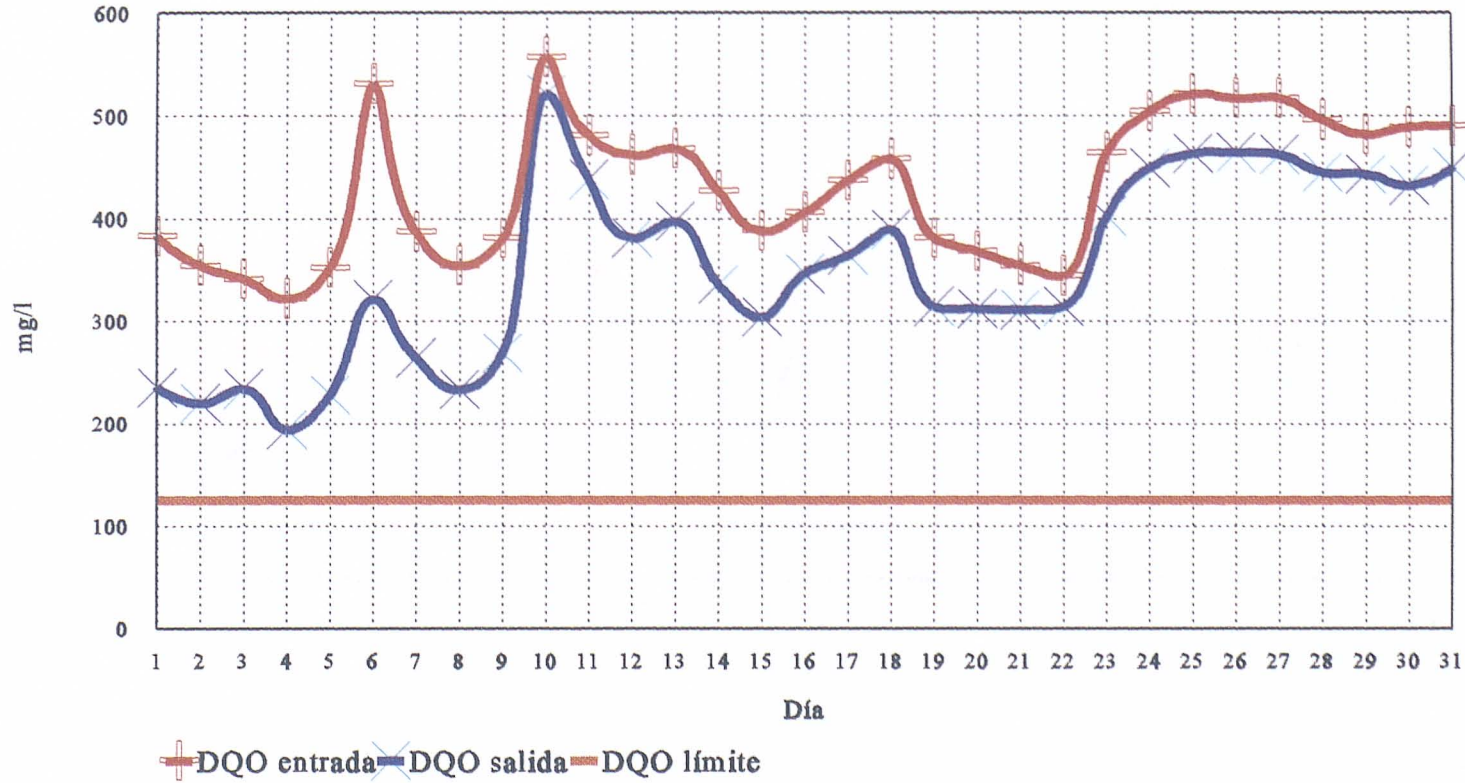
DICIEMBRE 1994

Grafico nº 10.79



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 1ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DQO

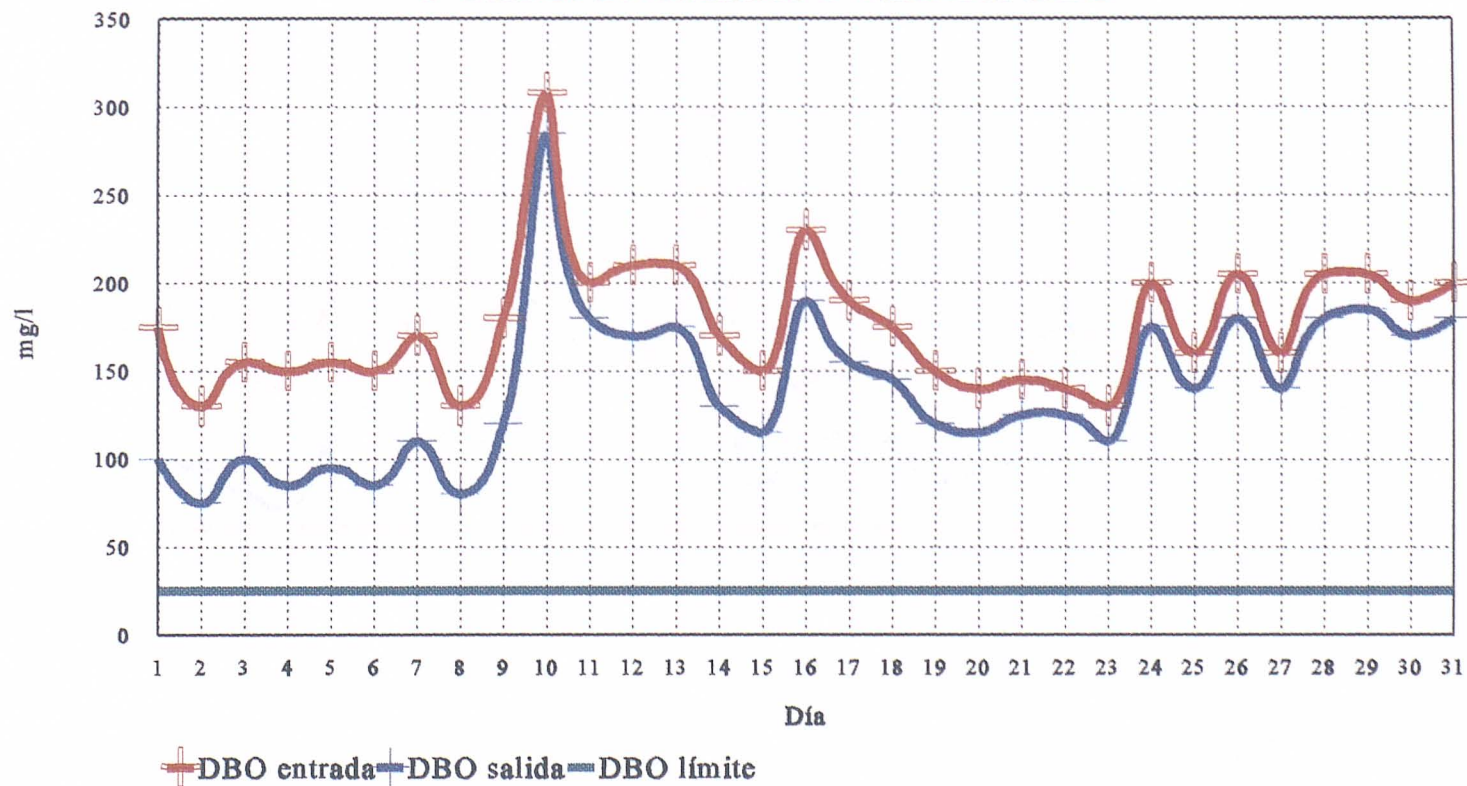


ENERO 1995

Grafico n° 10.80

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 1ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DBO

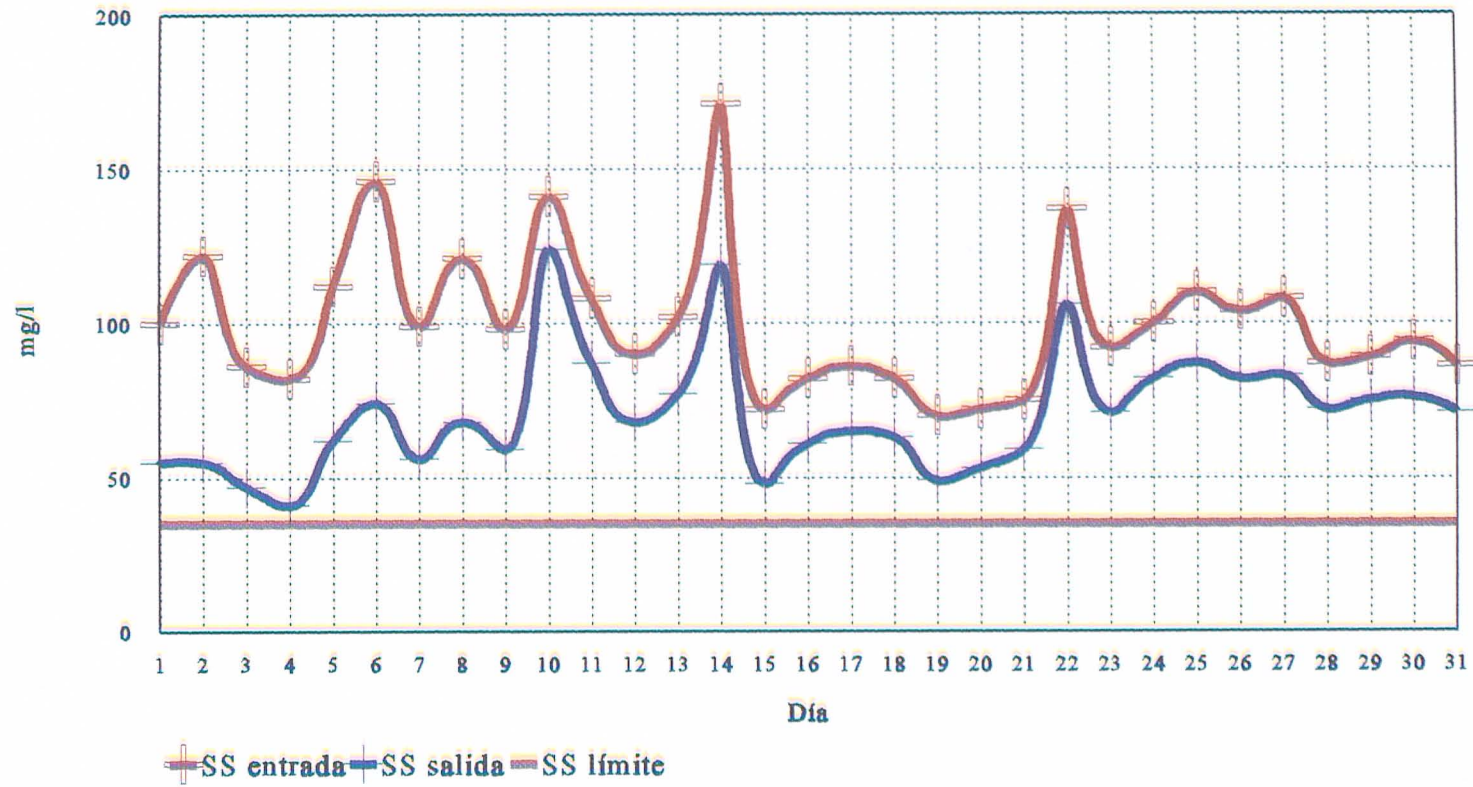


ENERO 1995

Grafico nº 10.81

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 1ª FASE. ENTRADA Y SALIDA SS

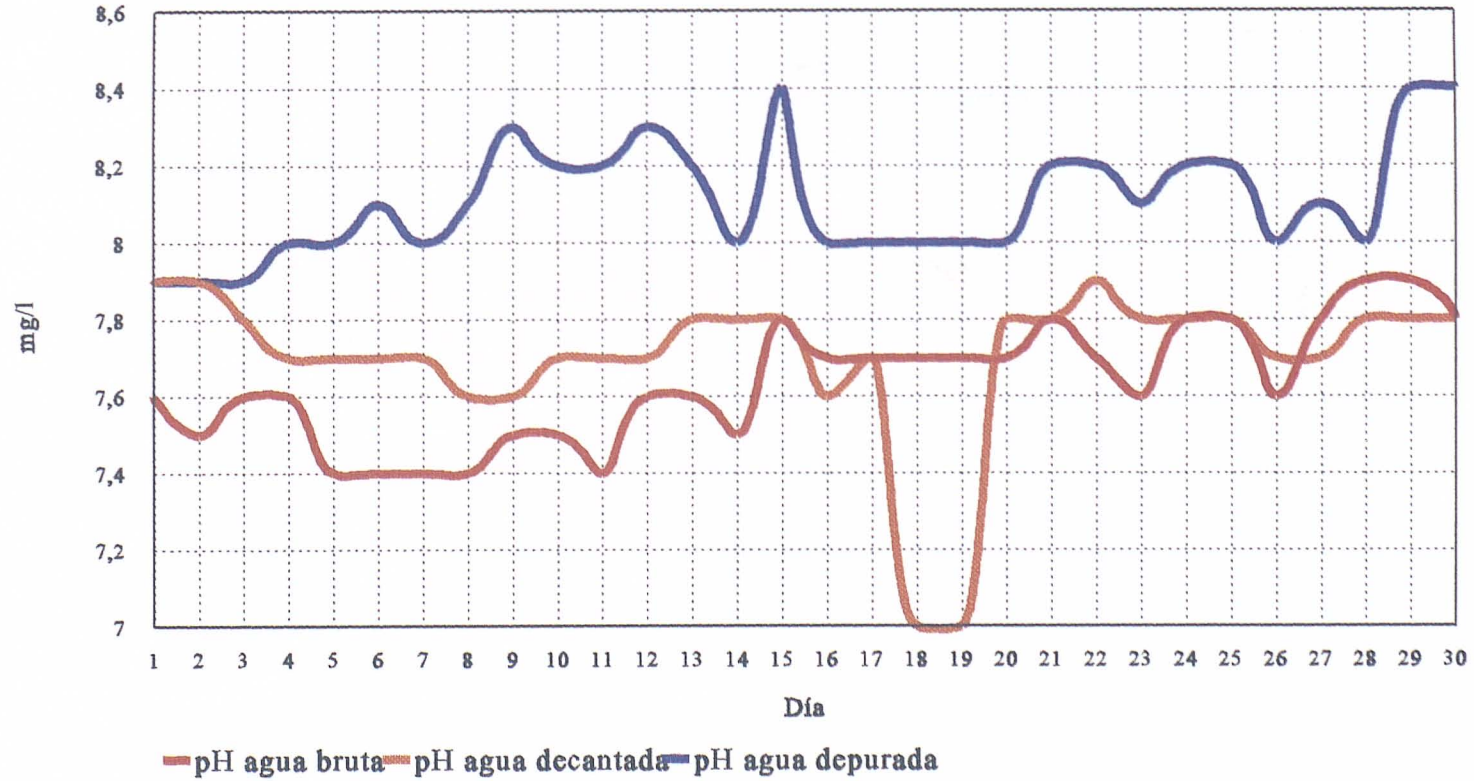


ENERO 1995

Grafico n° 10.82

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 1ª FASE. pH



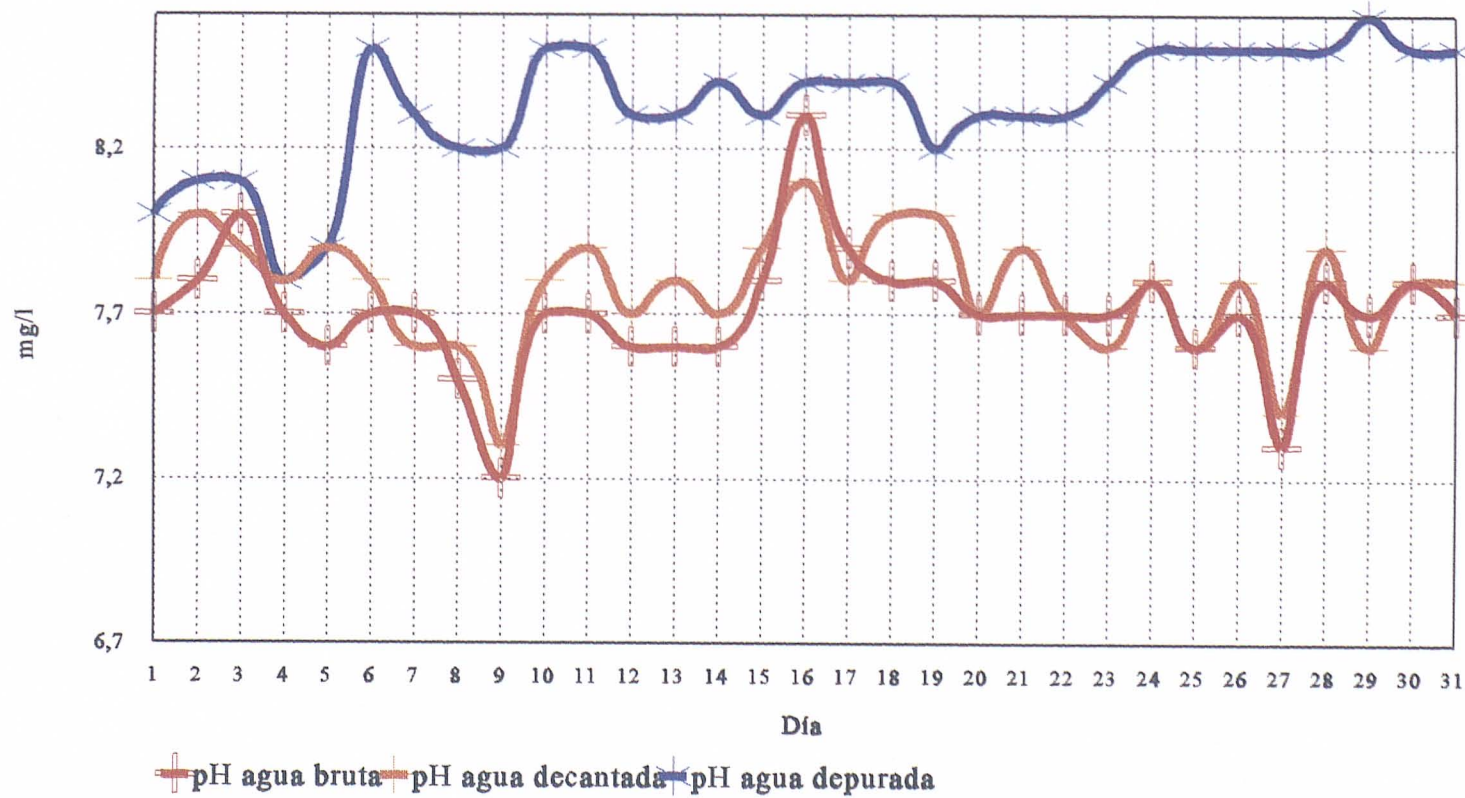
DICIEMBRE 1994

Grafico n° 10.83



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 1ª FASE. pH

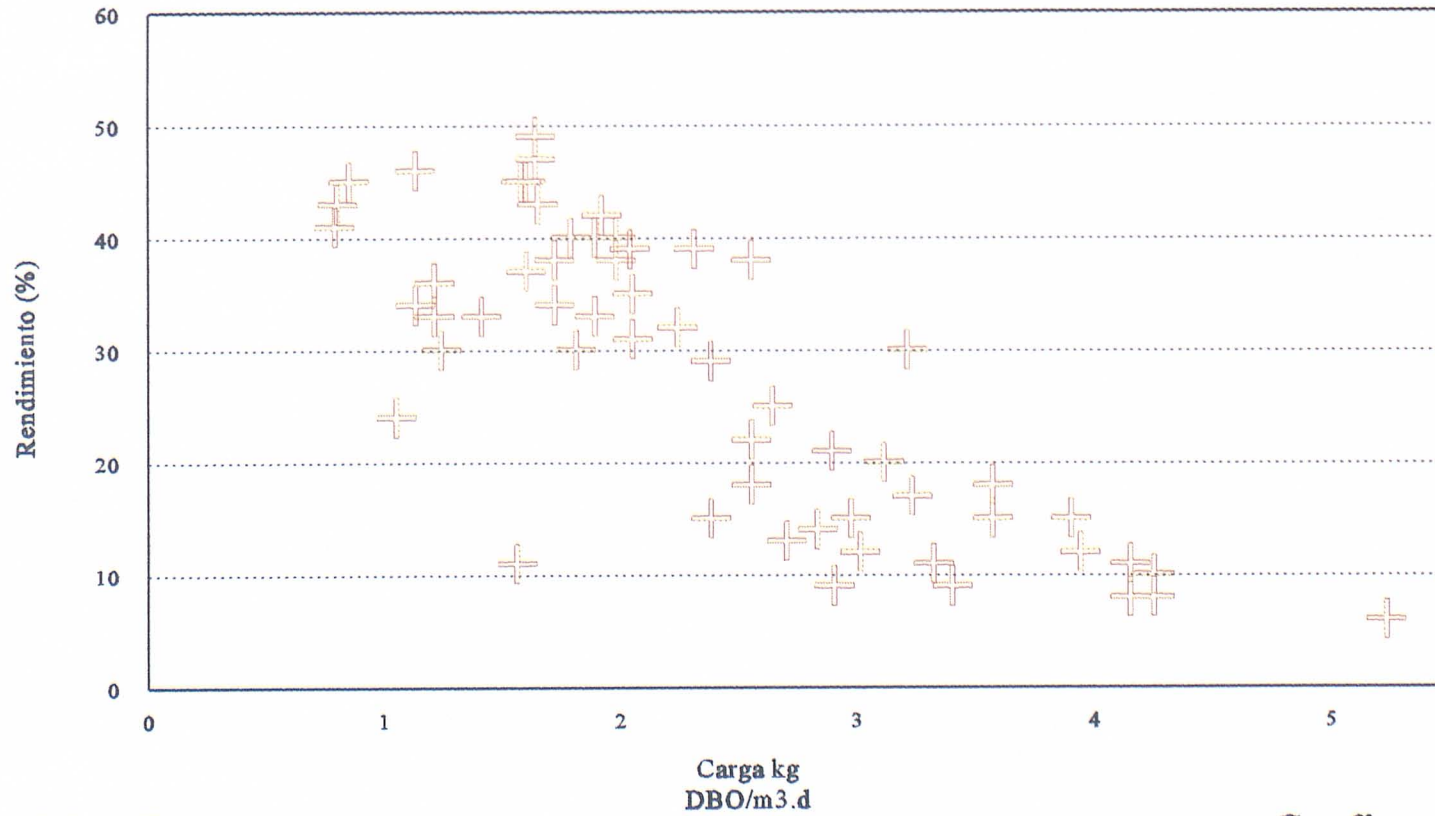


ENERO 1994

Grafico n° 10.84

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA DBO/RENDIMIENTOS EN DQO EN FILTRO

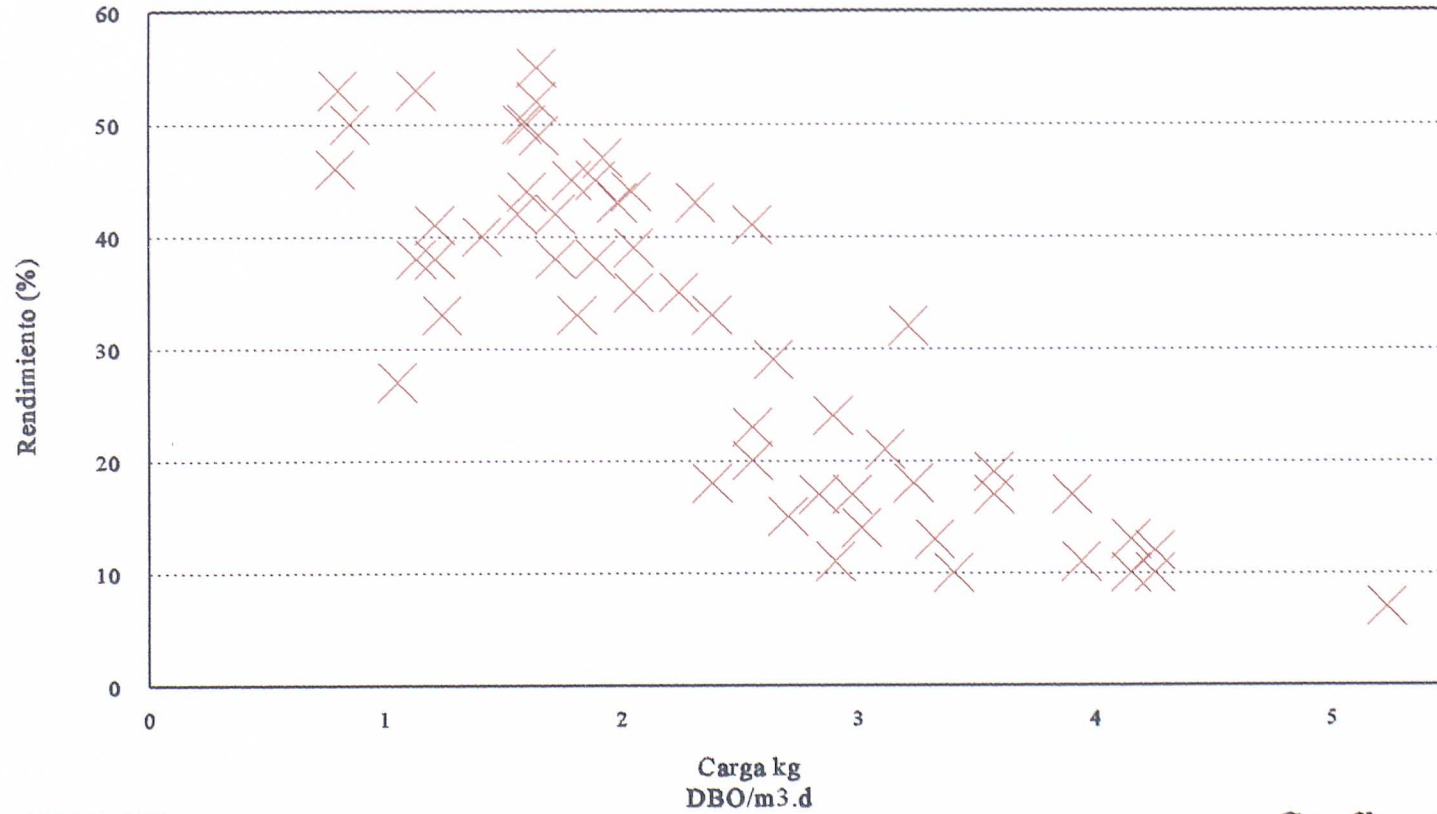


1ª FASE

Grafico n° 10.85

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA DBO/RENDIMIENTOS EN DBO EN FILTRO

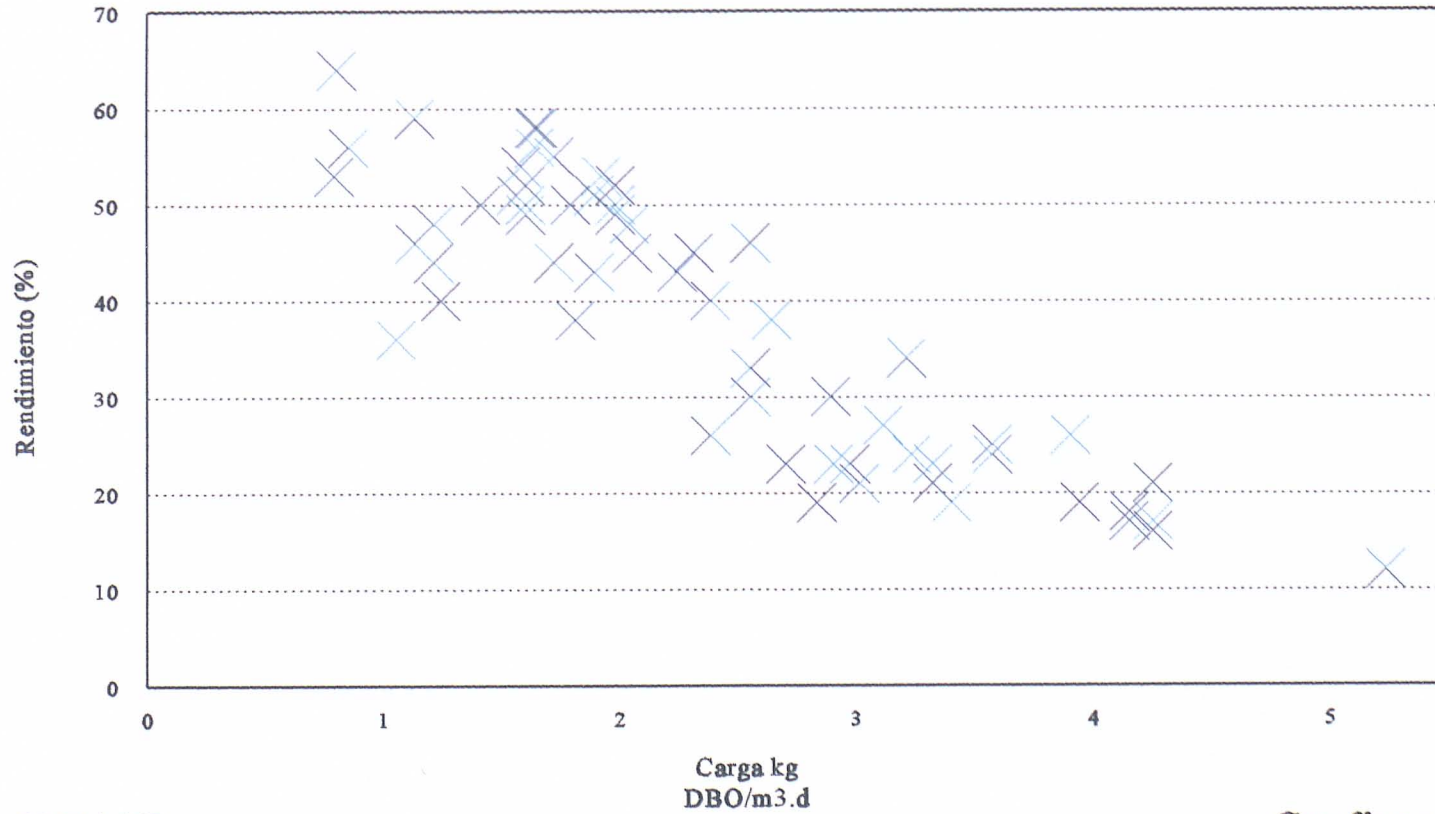


1ª FASE

Grafico n° 10.86

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA DBO/RENDIMIENTOS EN SS EN FILTRO

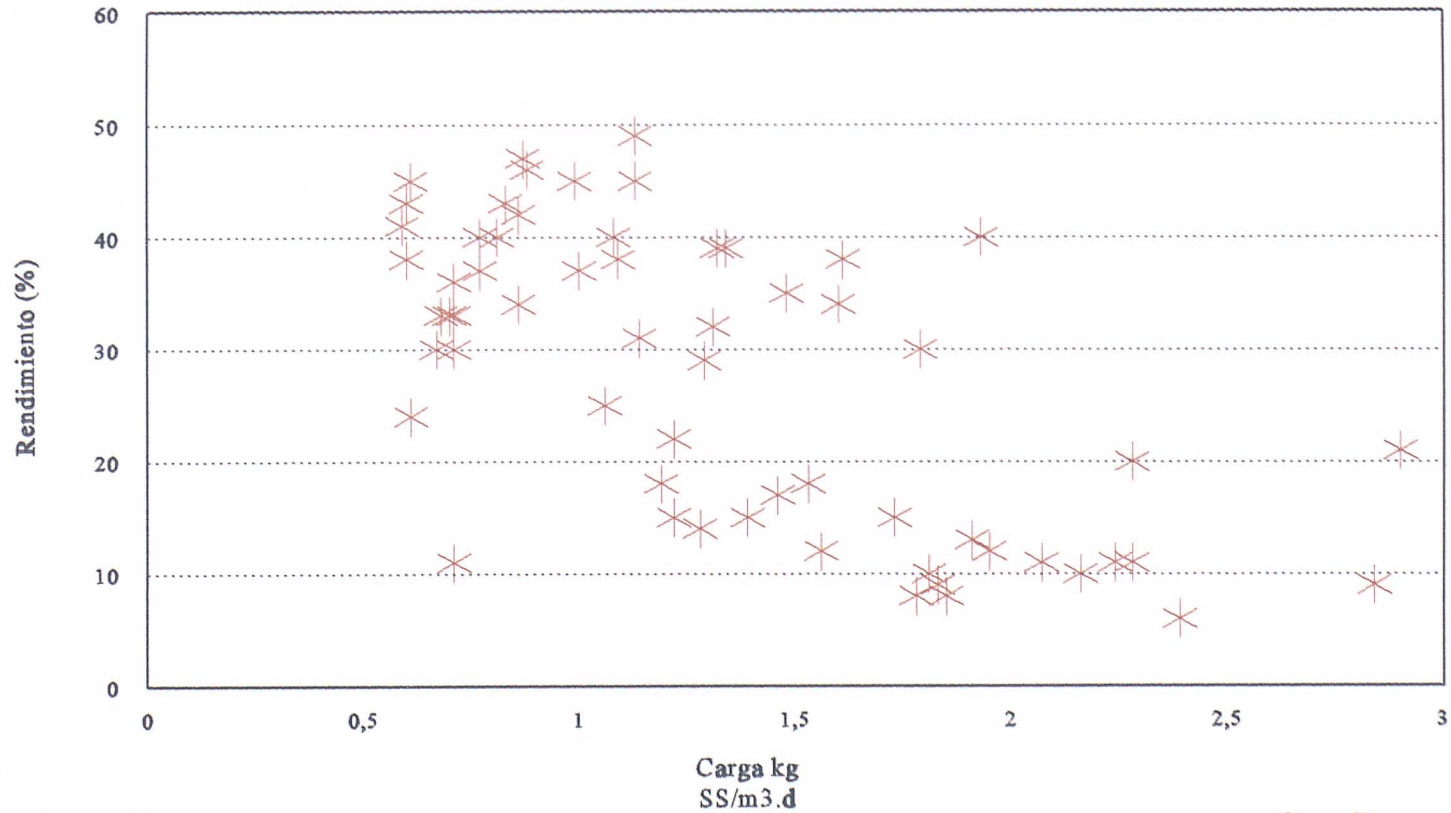


1ª FASE

Grafico n° 10.87

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA SS/RENDIMIENTOS EN DQO EN FILTRO

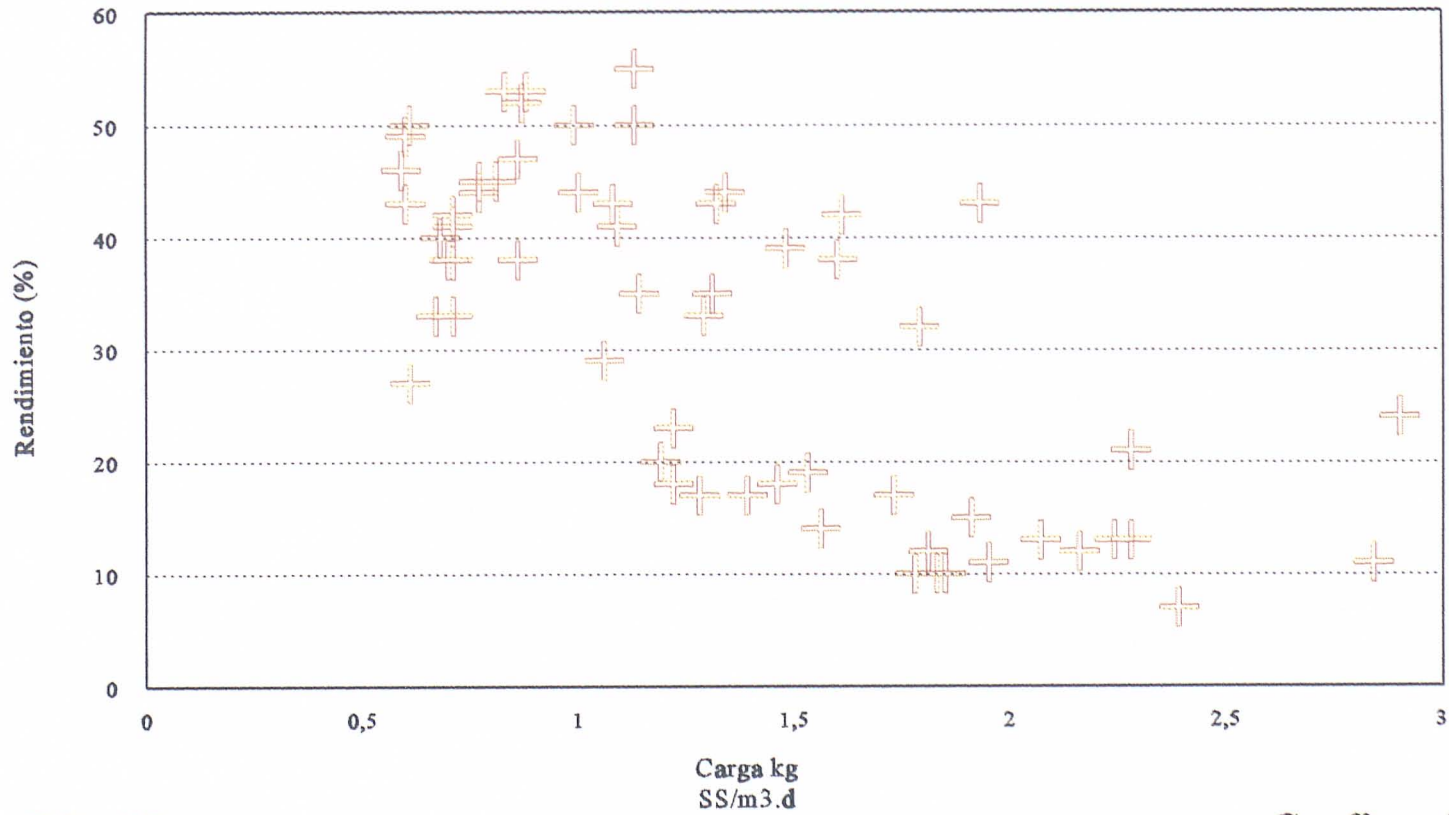


1ª FASE

Grafico n° 10.88

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA SS/RENDIMIENTOS EN DBO EN FILTRO

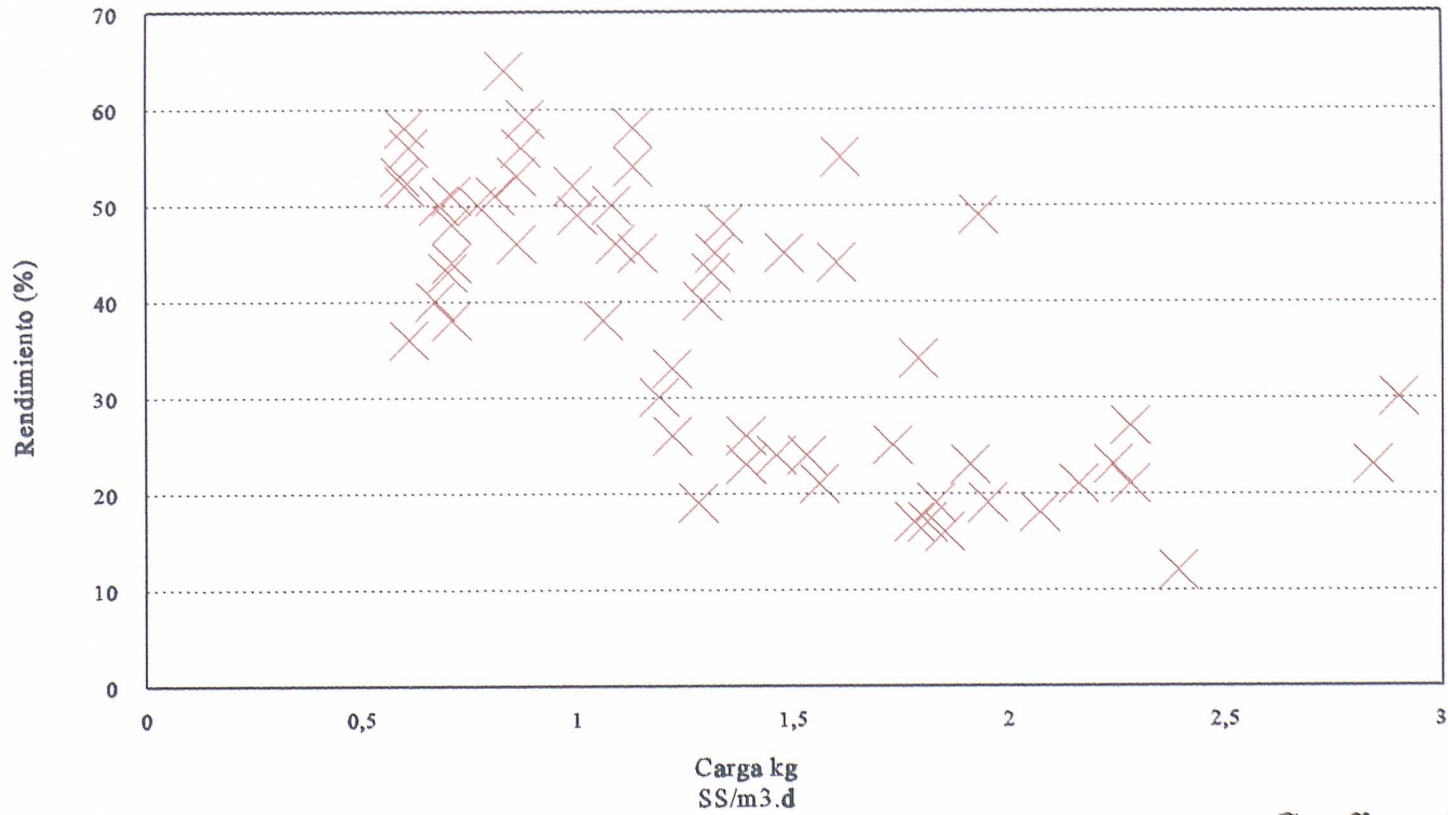


1ª FASE

Grafico nº 10.89

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA SS/RENDIMIENTOS EN SS EN FILTRO

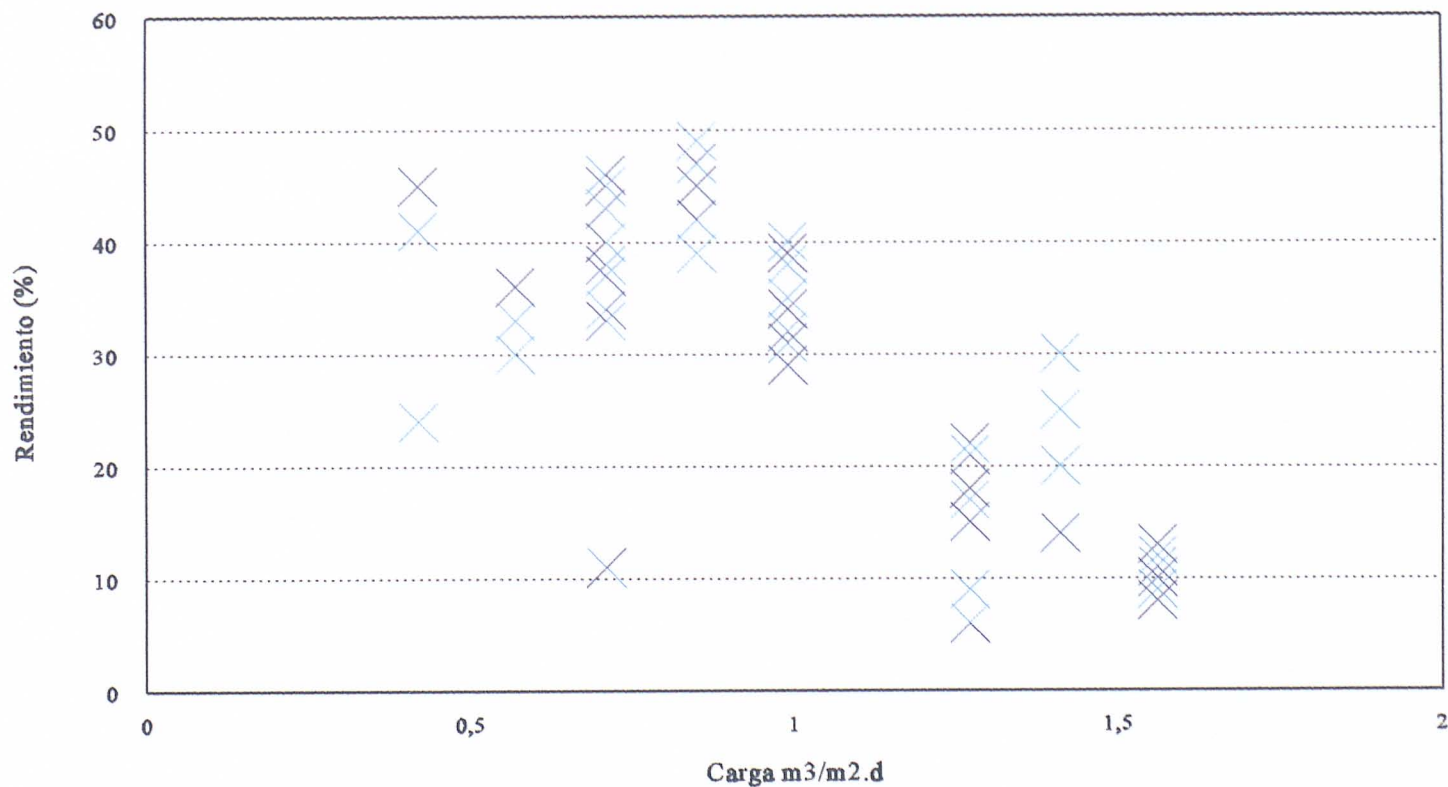


1ª FASE

Grafico n° 10.90

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA HIDRAULICA/RENDIMIENTOS EN DQO EN FILTRO



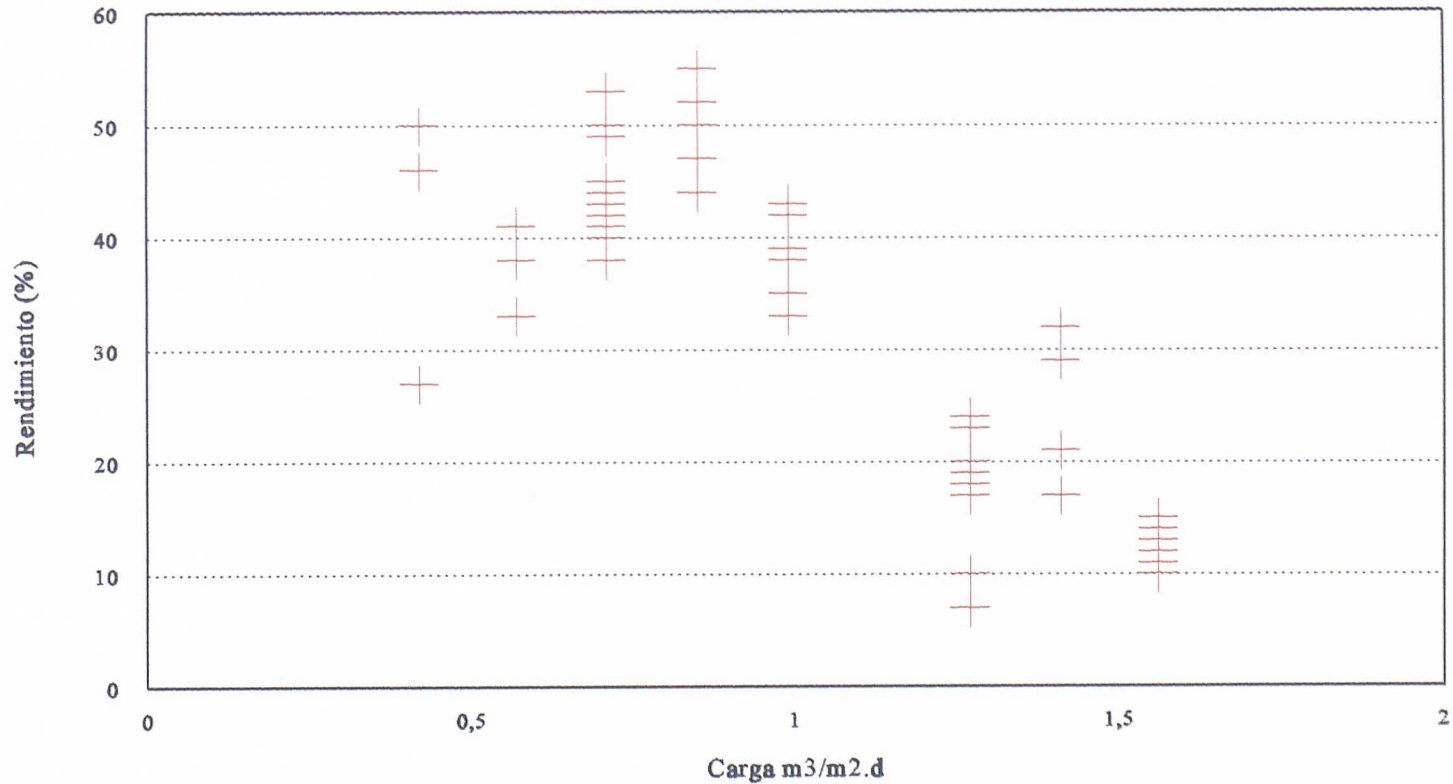
1ª FASE

Grafico n° 10.91



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA HIDRAULICA/RENDIMIENTOS EN DBO EN FILTRO

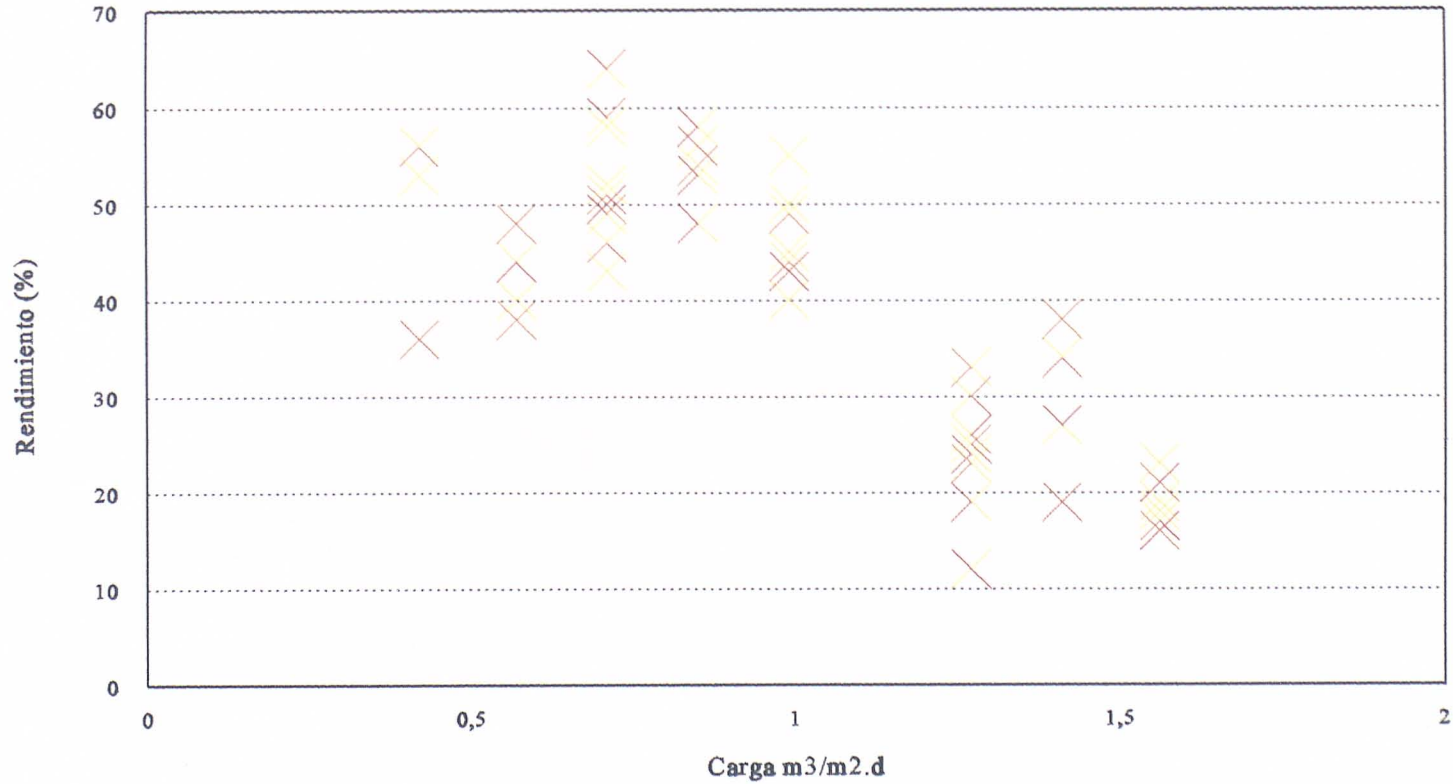


1ª FASE

Grafico n° 10.92

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA HIDRAULICA/RENDIMIENTOS EN SS EN FILTRO

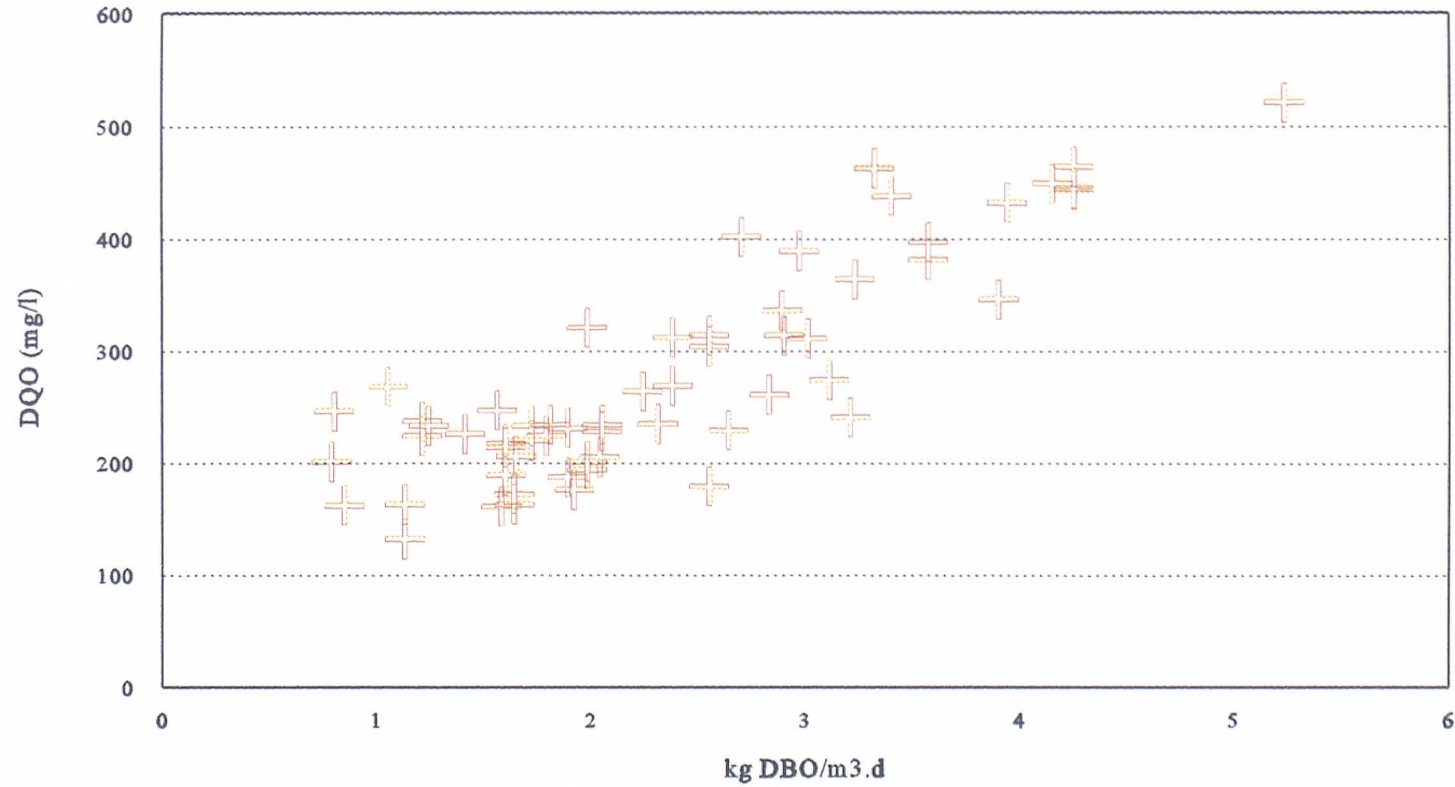


1ª FASE

Grafico nº 10.93

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA ORGANICA DBO/DQO DE SALIDA

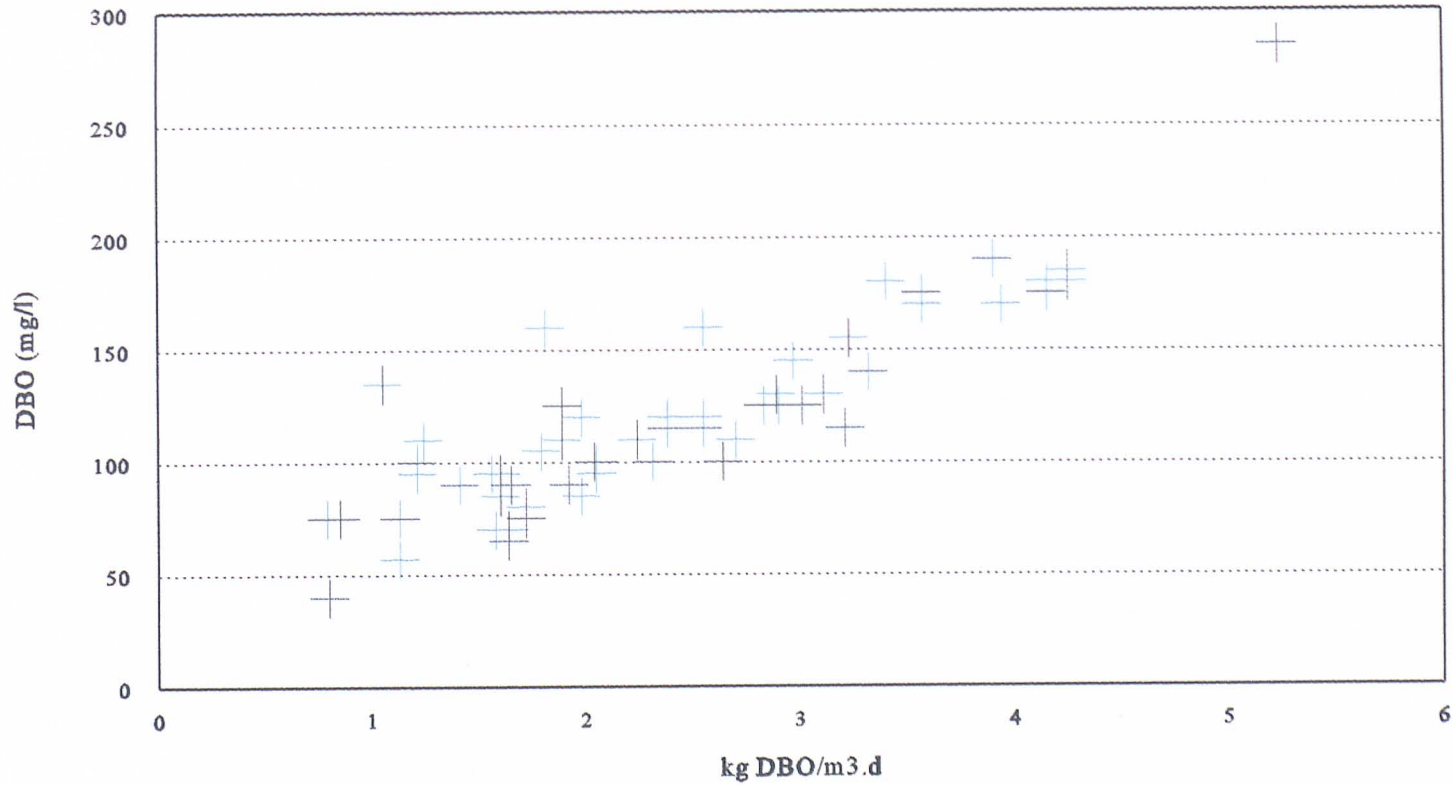


1ª FASE

Grafico n° 10.94

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA ORGANICA DBO/DBO DE SALIDA

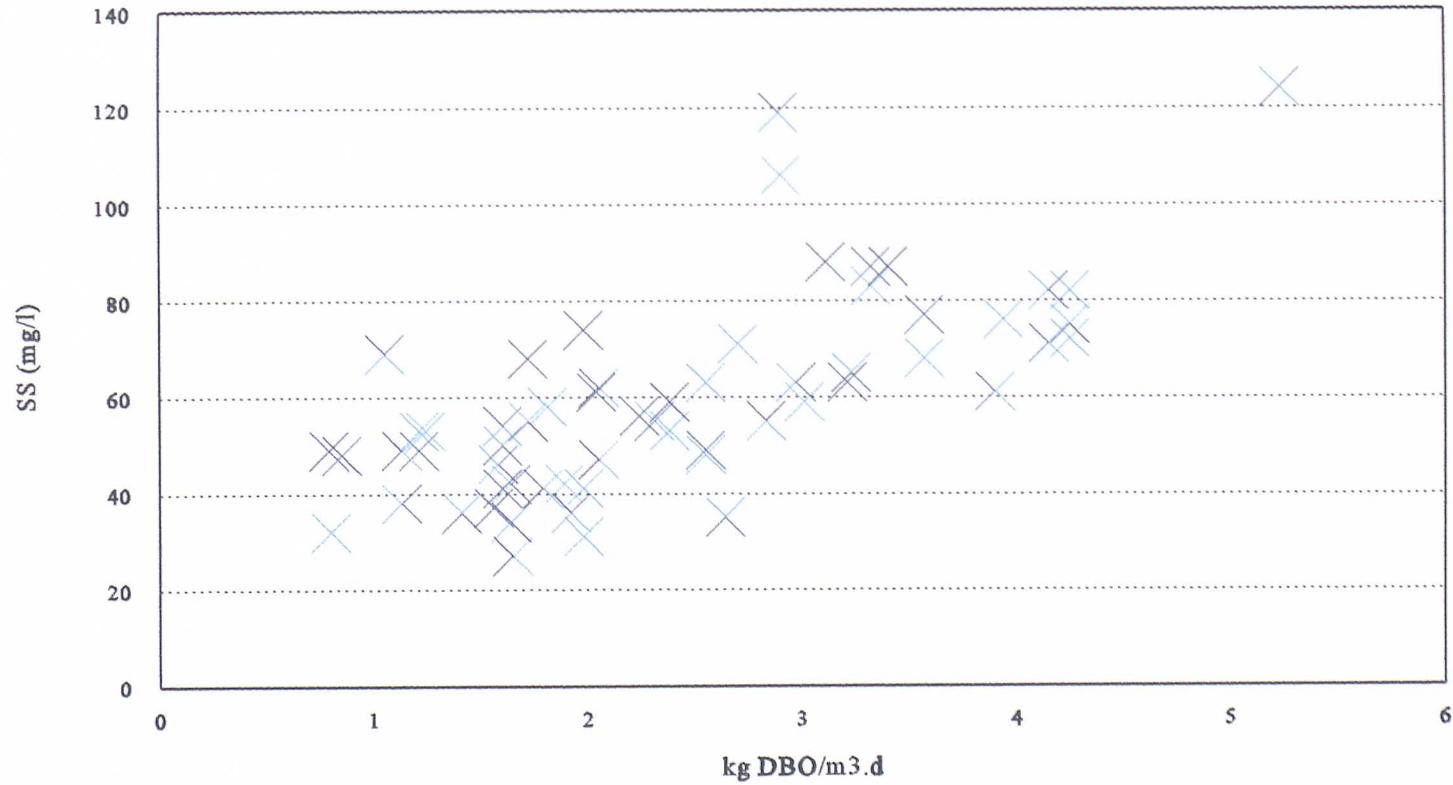


1ª FASE

Grafico n° 10.95

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA ORGANICA DBO/ SS DE SALIDA

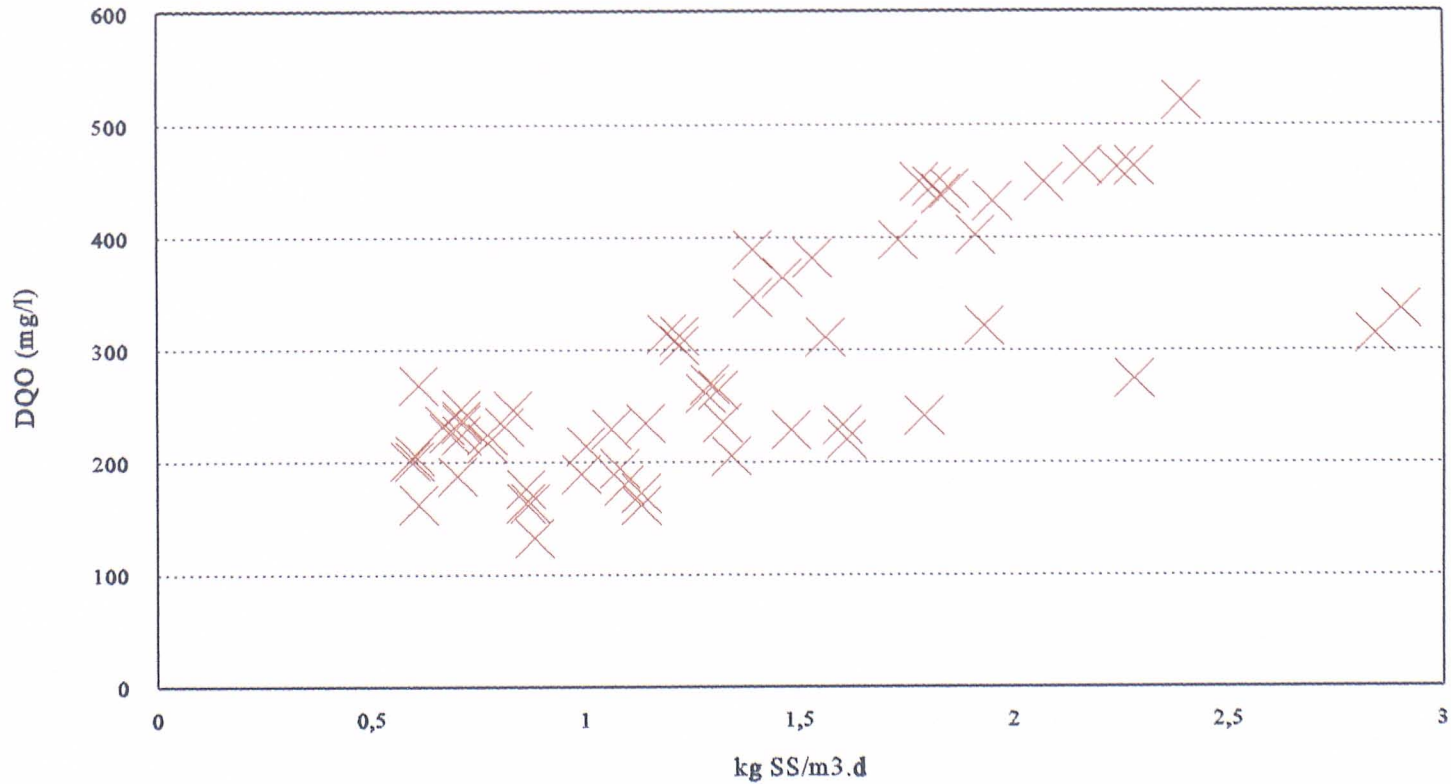


1ª FASE

Grafico n° 10.96

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA SS/ DQO DE SALIDA

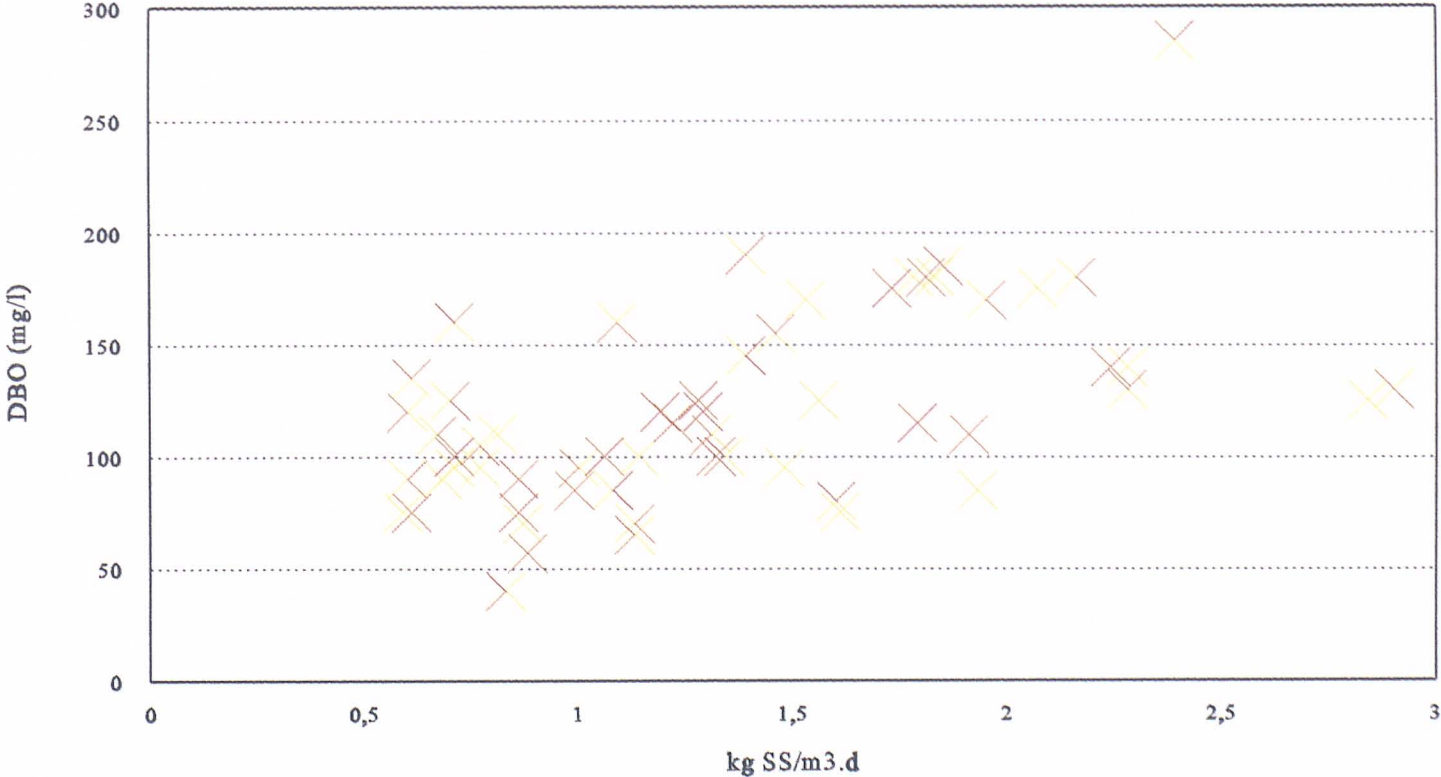


1ª FASE

Grafico n° 10.97

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA SS/ DBO DE SALIDA

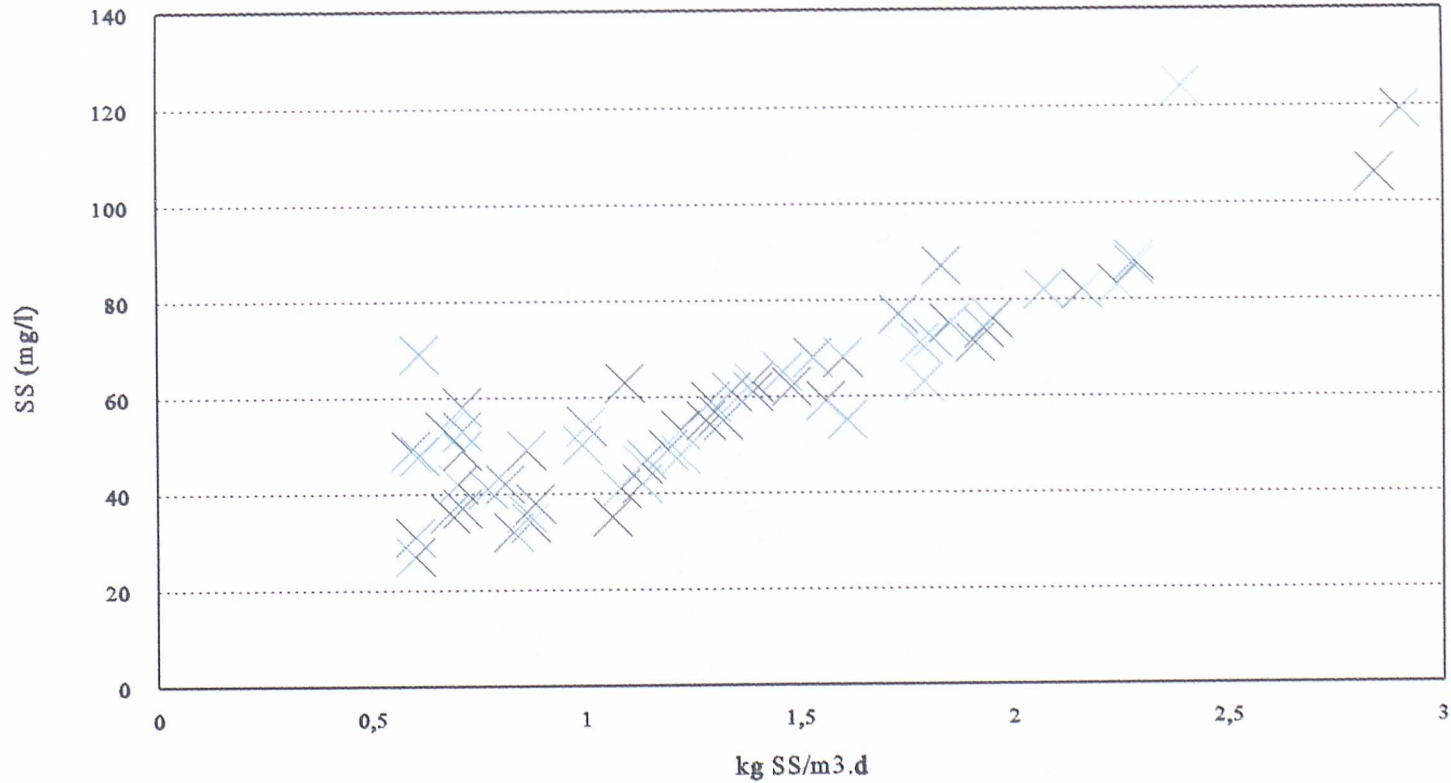


1ª FASE

Grafico nº 10.98

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA SS/ SS DE SALIDA



1ª FASE

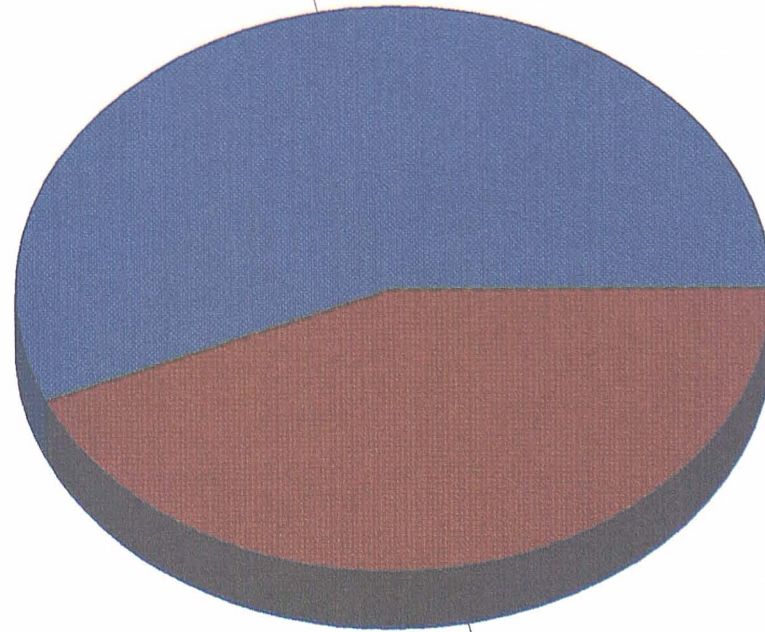
Grafico n° 10.99



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## RENDIMIENTOS DEL PROCESO EN DQO

Filtro biológico 56,2%



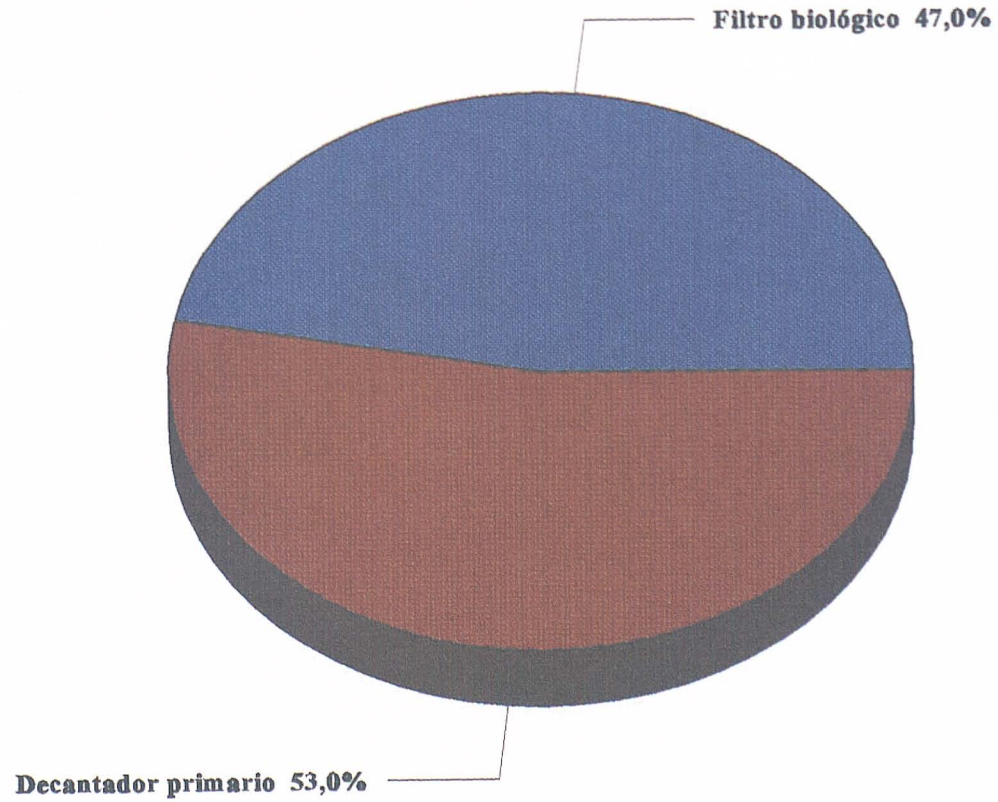
Decantador primario 43,8%

1ª FASE

Grafico n° 10.100

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## RENDIMIENTOS DEL PROCESO EN DBO

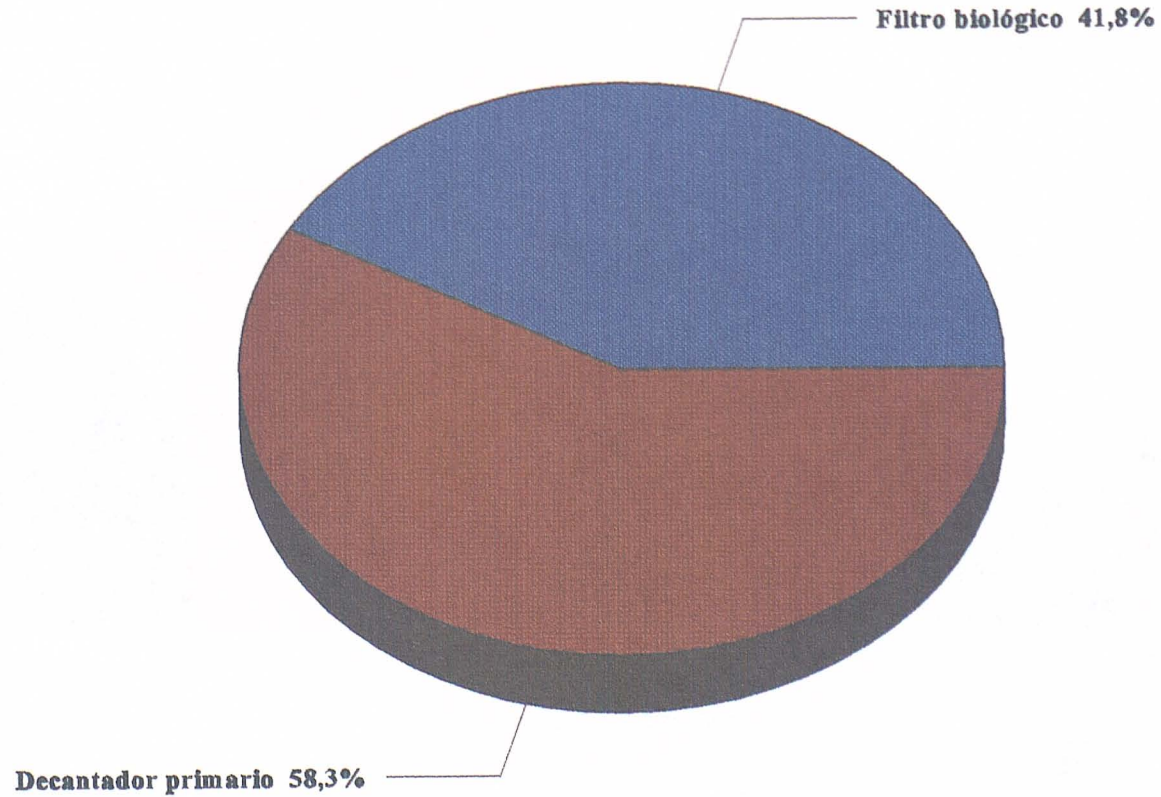


1ª FASE

Grafico n° 10.101

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## RENDIMIENTOS DEL PROCESO EN SS

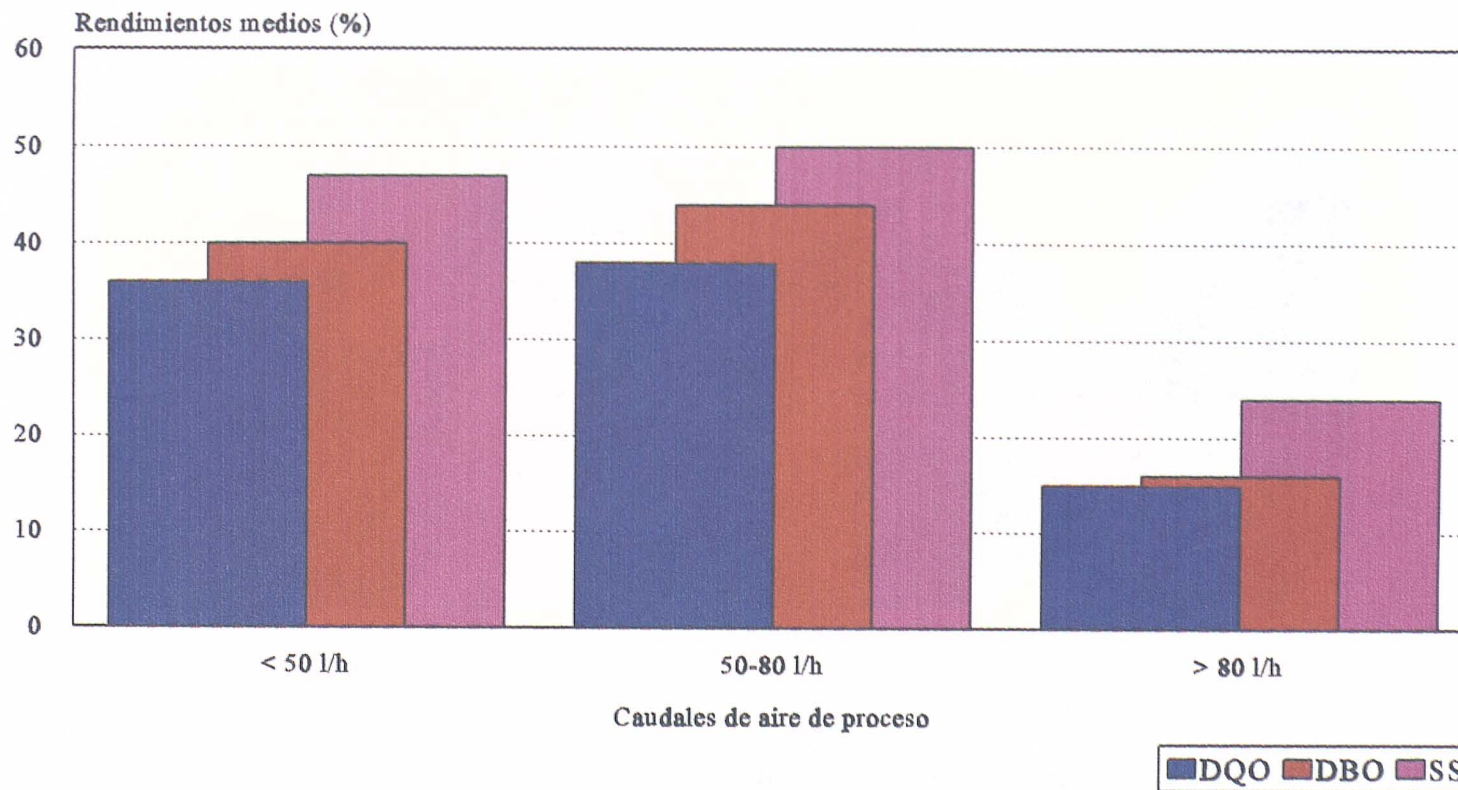


1ª FASE

Grafico n° 10.102

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## RENDIMIENTOS MEDIOS EN FUNCION DEL CAUDAL DE AIRE DE PROCESO

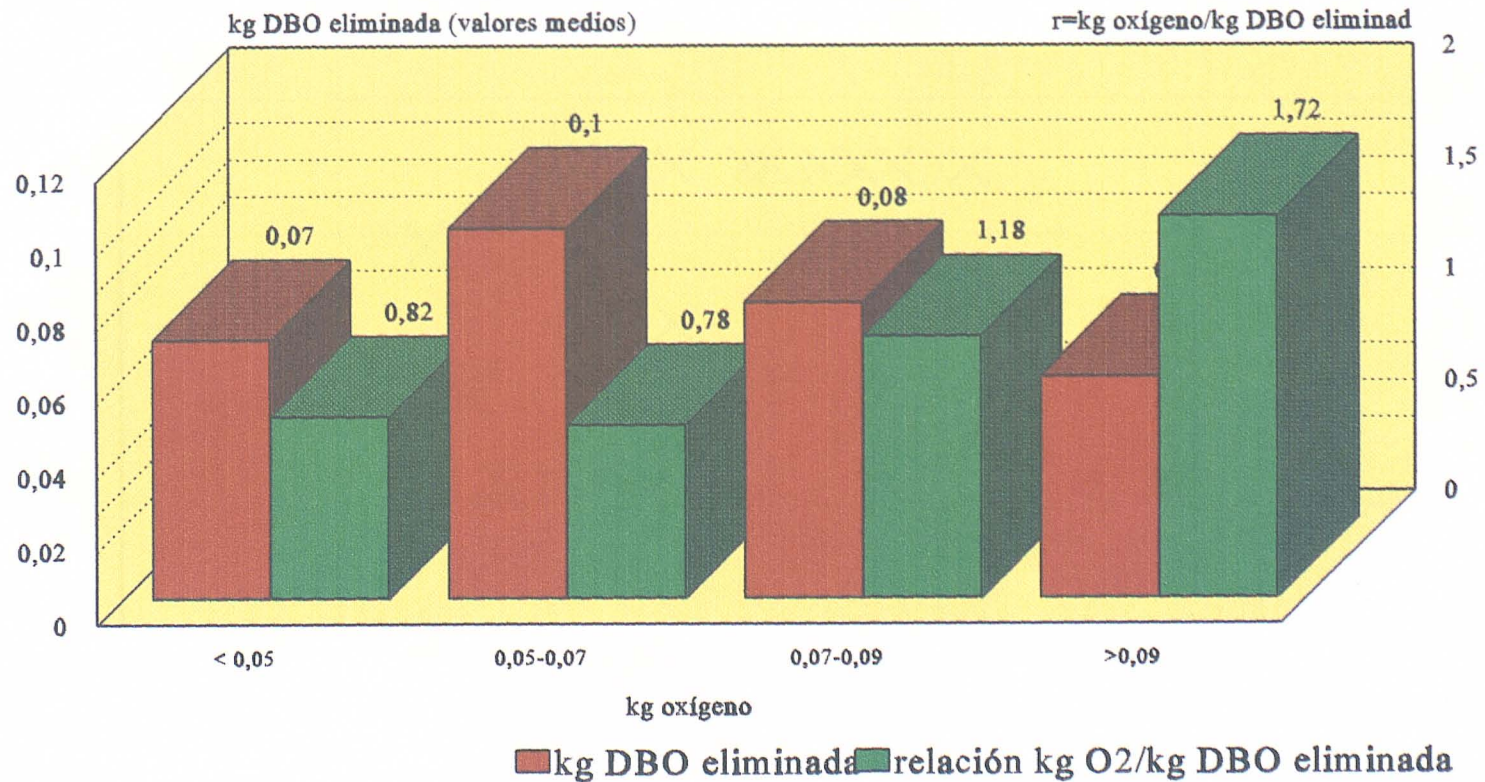


1ª FASE

Gráfico 10.103

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## RELACION KG O2 Y KG DBO ELIMINADA (VALORES MEDIOS)

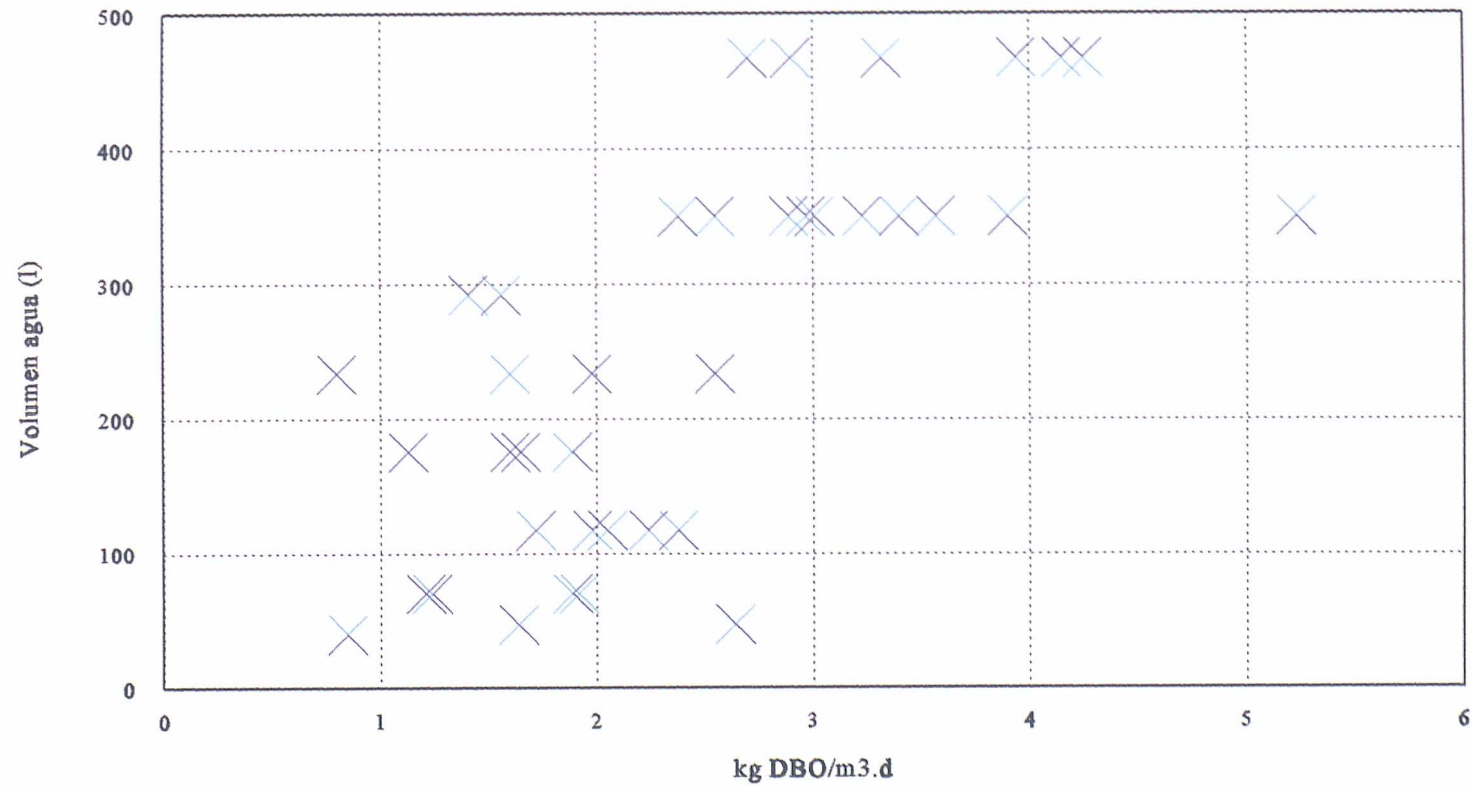


1ª FASE

Gráfico n° 10.104

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## VOLUMEN AGUA DE LAVADO

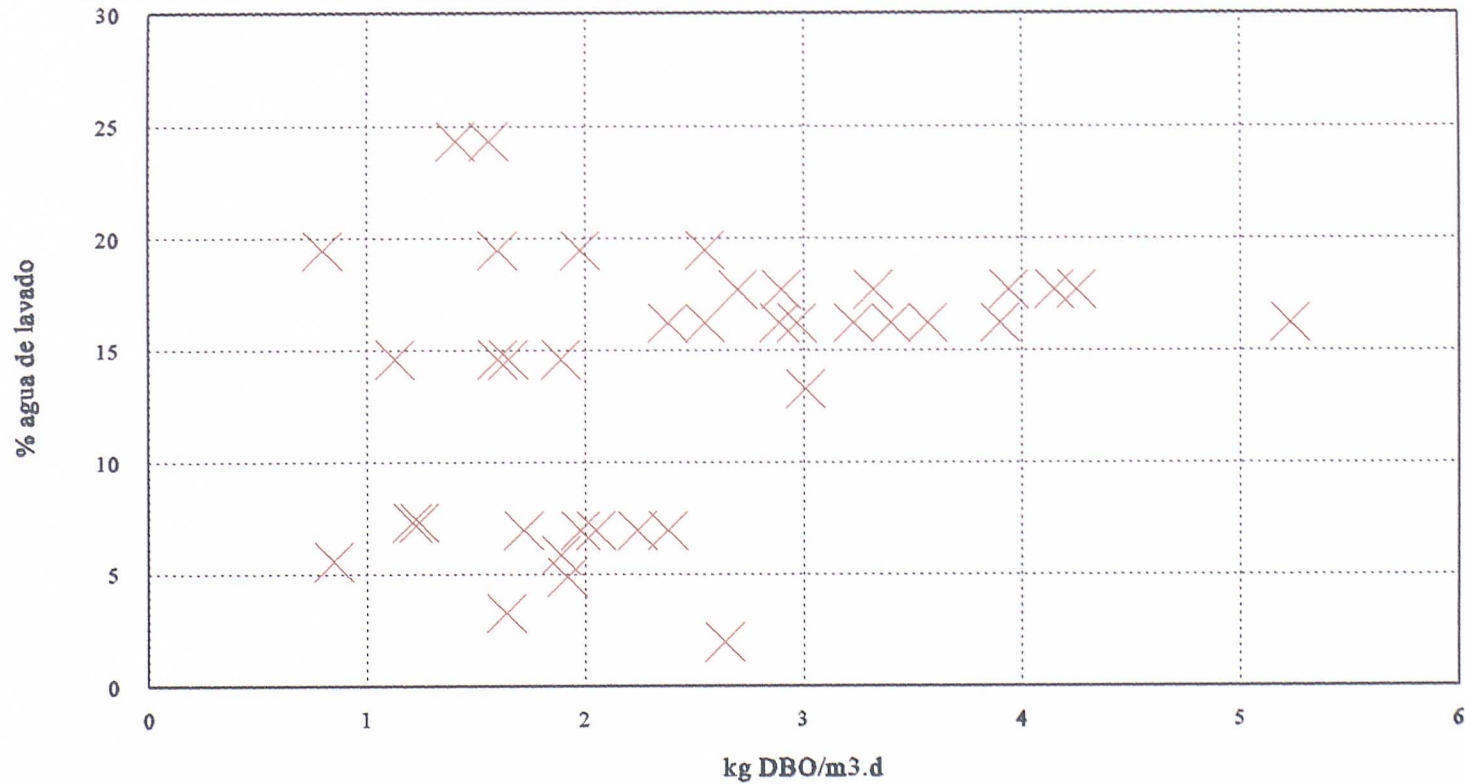


1ª FASE

Grafico n° 10.105

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## % AGUA DE LAVADO RESPECTO AL CAUDAL DE AGUA DE PROCESO

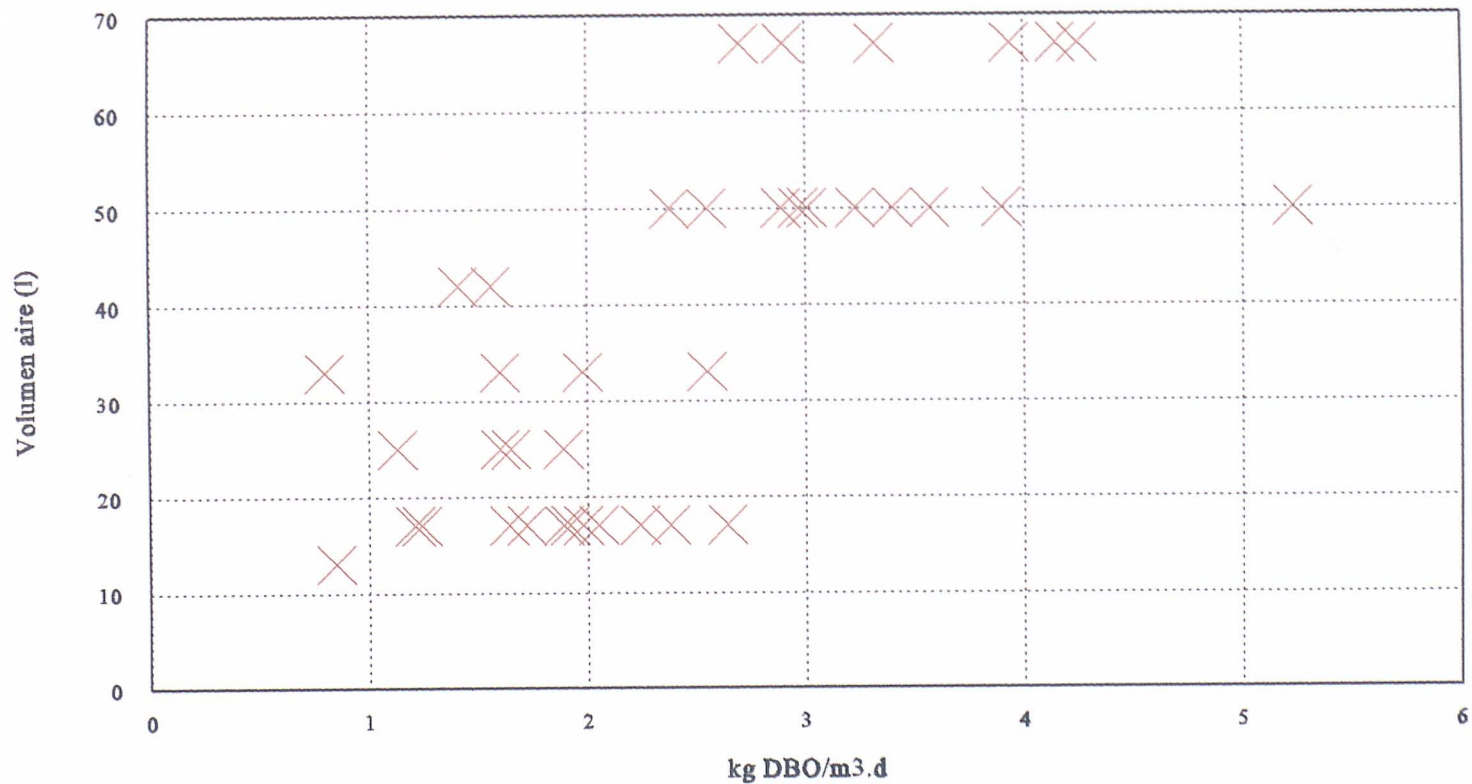


1ª FASE

Grafico n° 10.106

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## VOLUMEN AIRE DE LAVADO



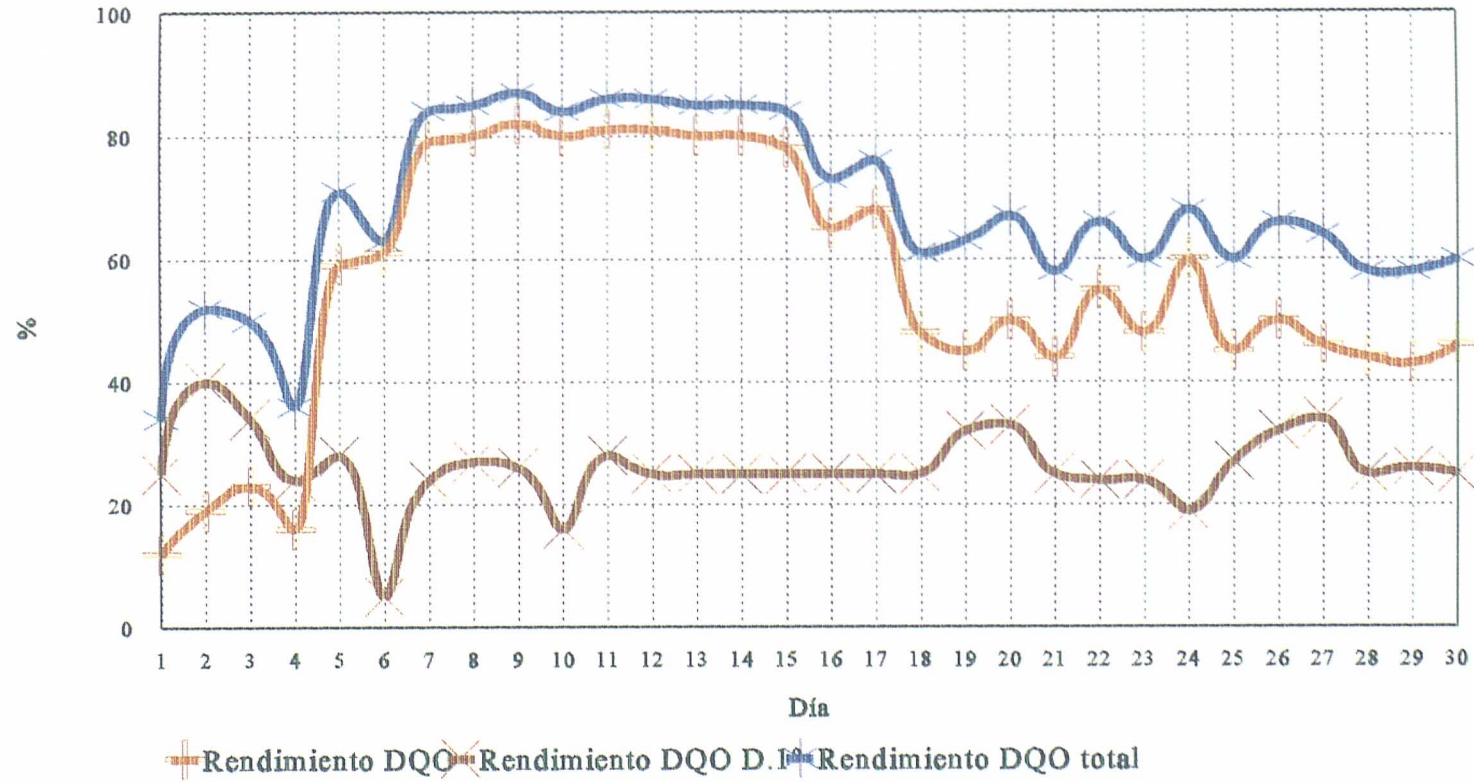
1ª FASE

Grafico n° 10.107



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 5ª FASE. RENDIMIENTOS EN DQO DEL PROCESO

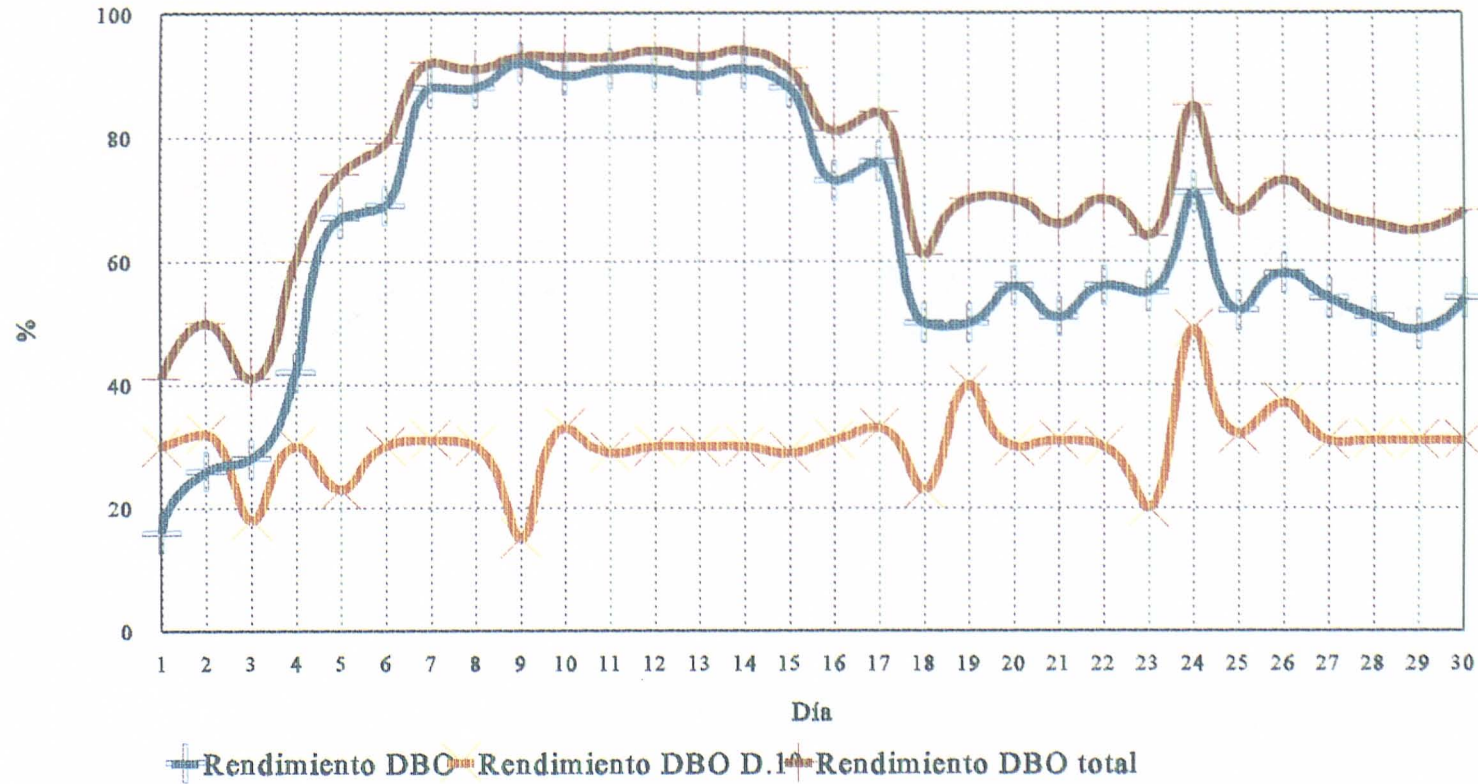


ABRIL 1995

Grafico n° 10.108

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 5ª FASE. RENDIMIENTOS EN DBO DEL PROCESO

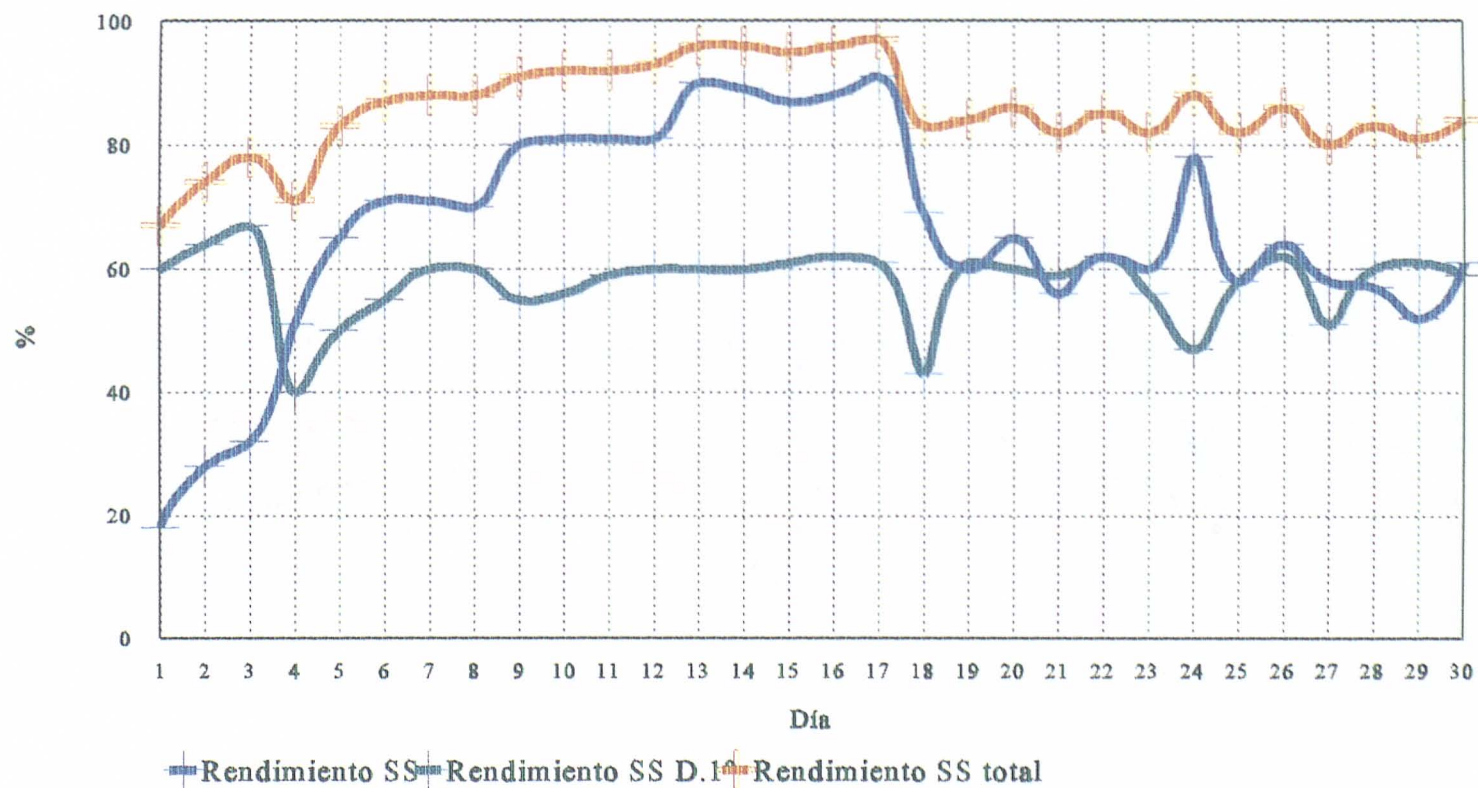


ABRIL 1995

Grafico n° 10.109

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 5ª FASE. RENDIMIENTOS EN SS DEL PROCESO

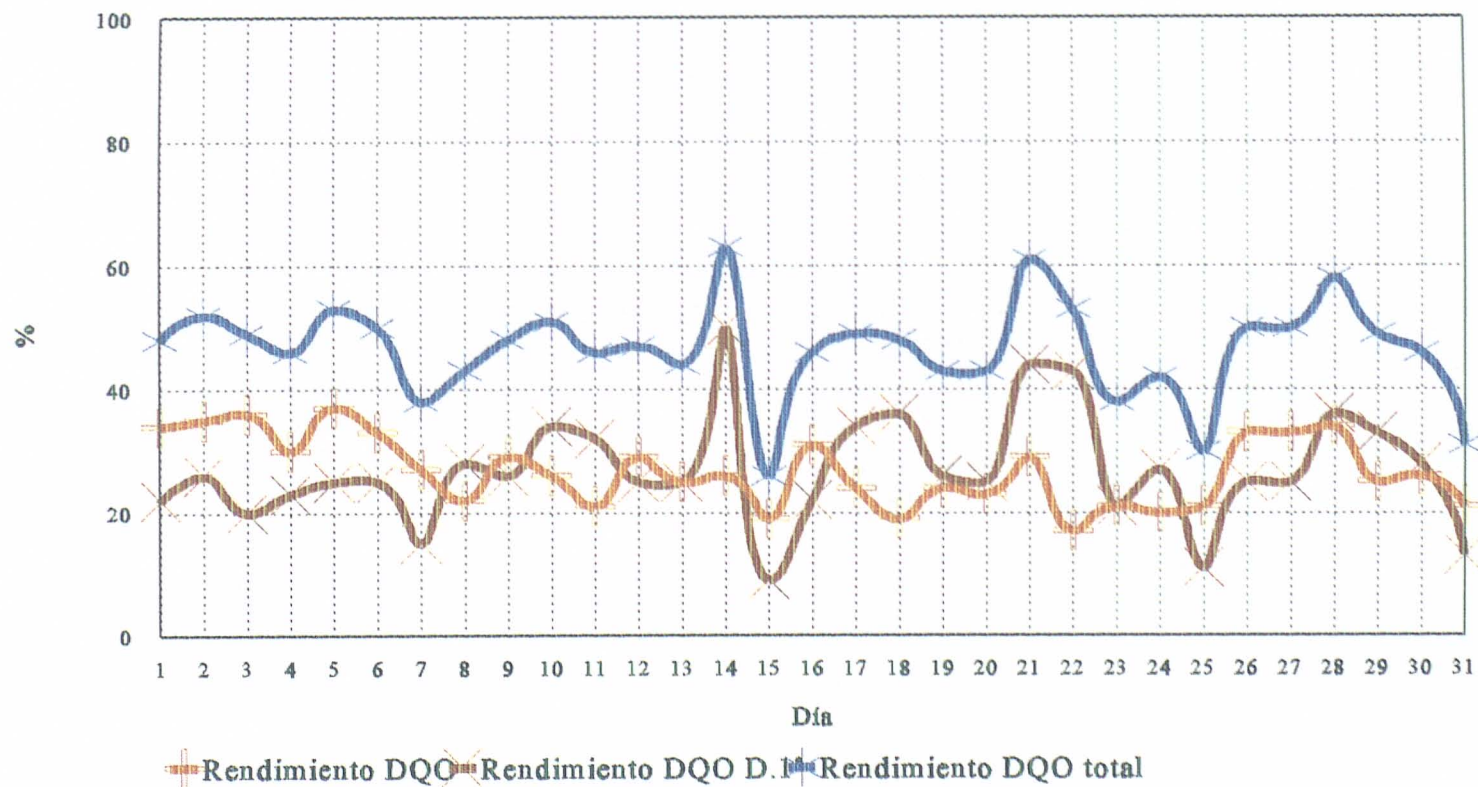


ABRIL 1995

Grafico n° 10.110

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 5ª FASE. RENDIMIENTOS EN DQO DEL PROCESO

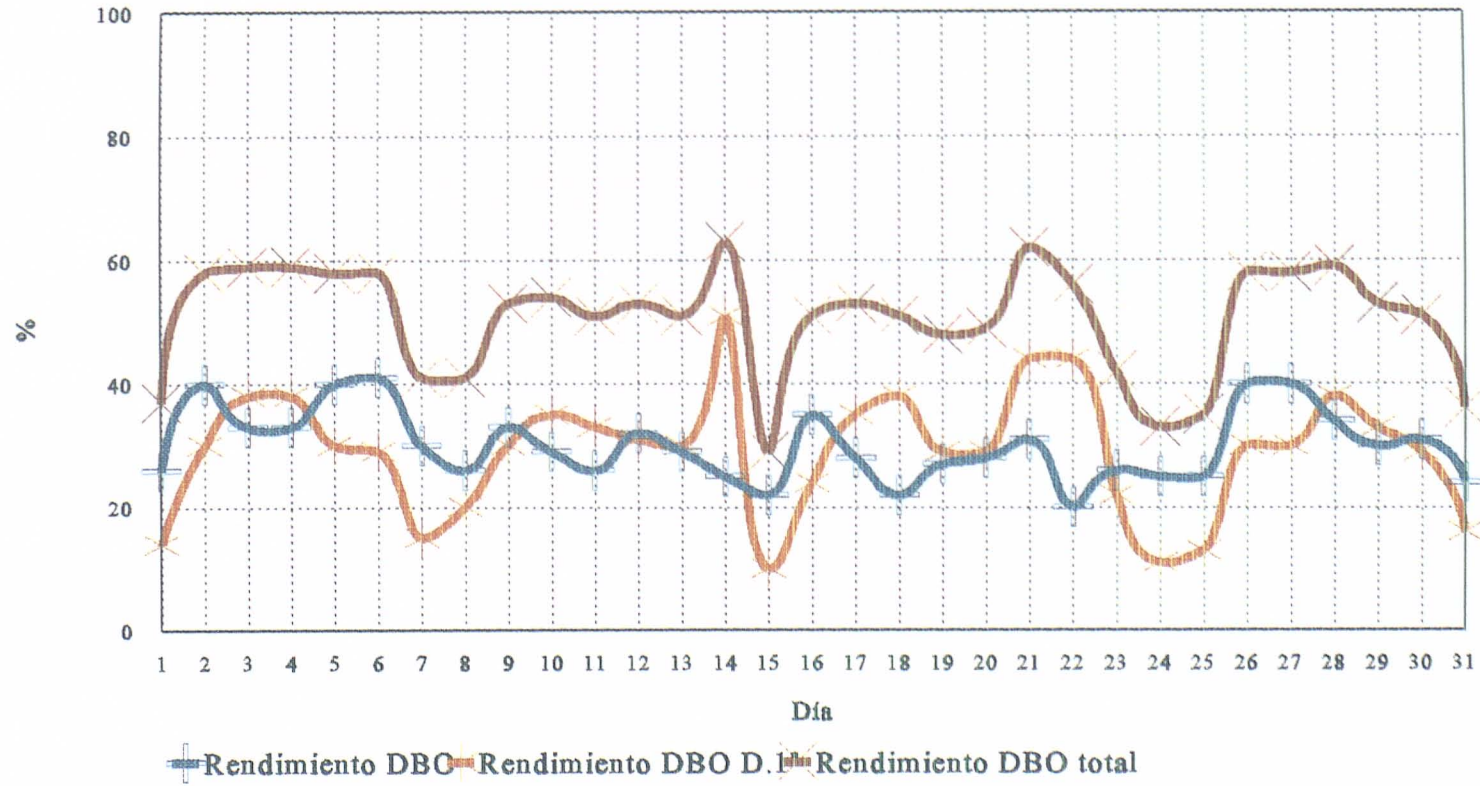


MAYO 1995

Grafico n° 10.111

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 5ª FASE. RENDIMIENTOS EN DBO DEL PROCESO

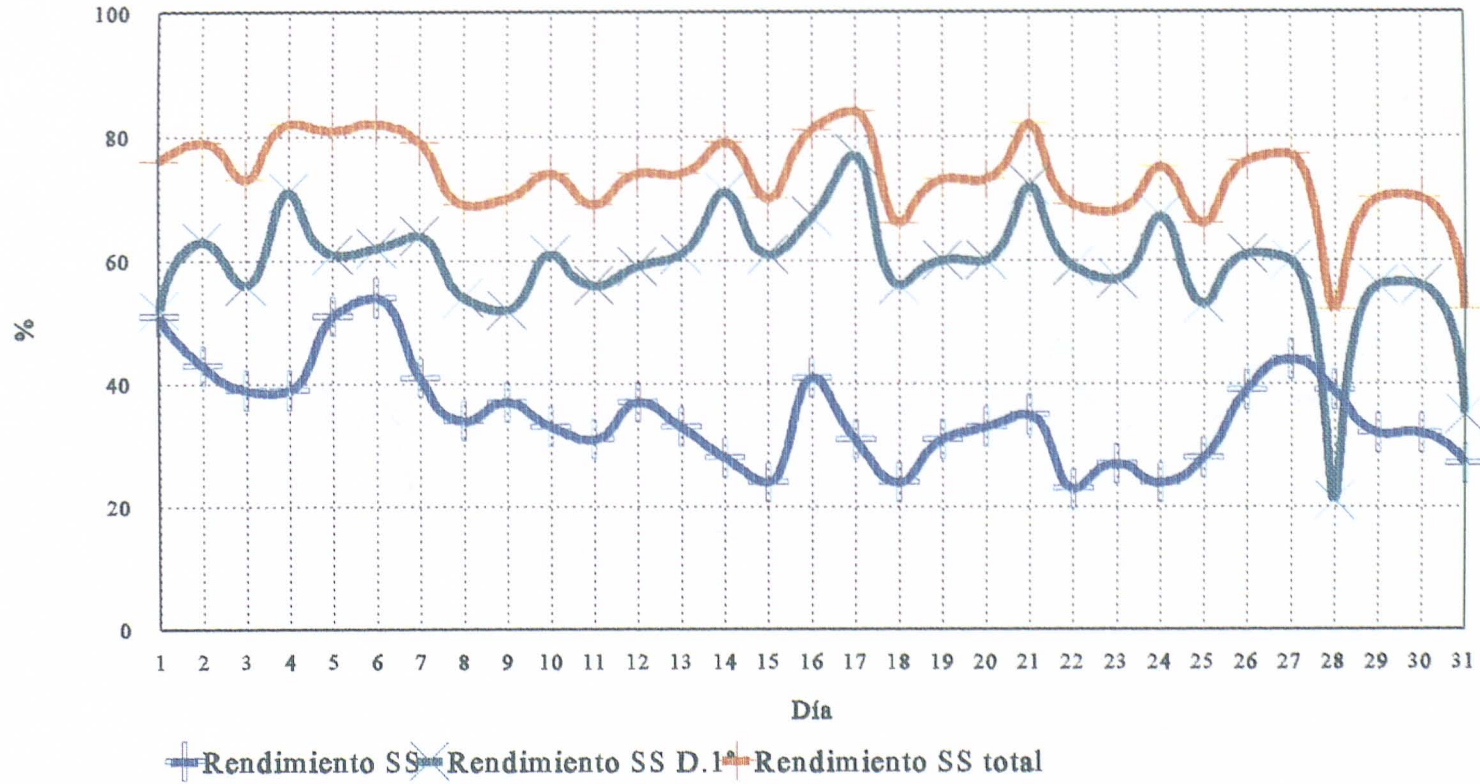


MAYO 1995

Grafico n° 10.112

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 5ª FASE. RENDIMIENTOS EN SS DEL PROCESO

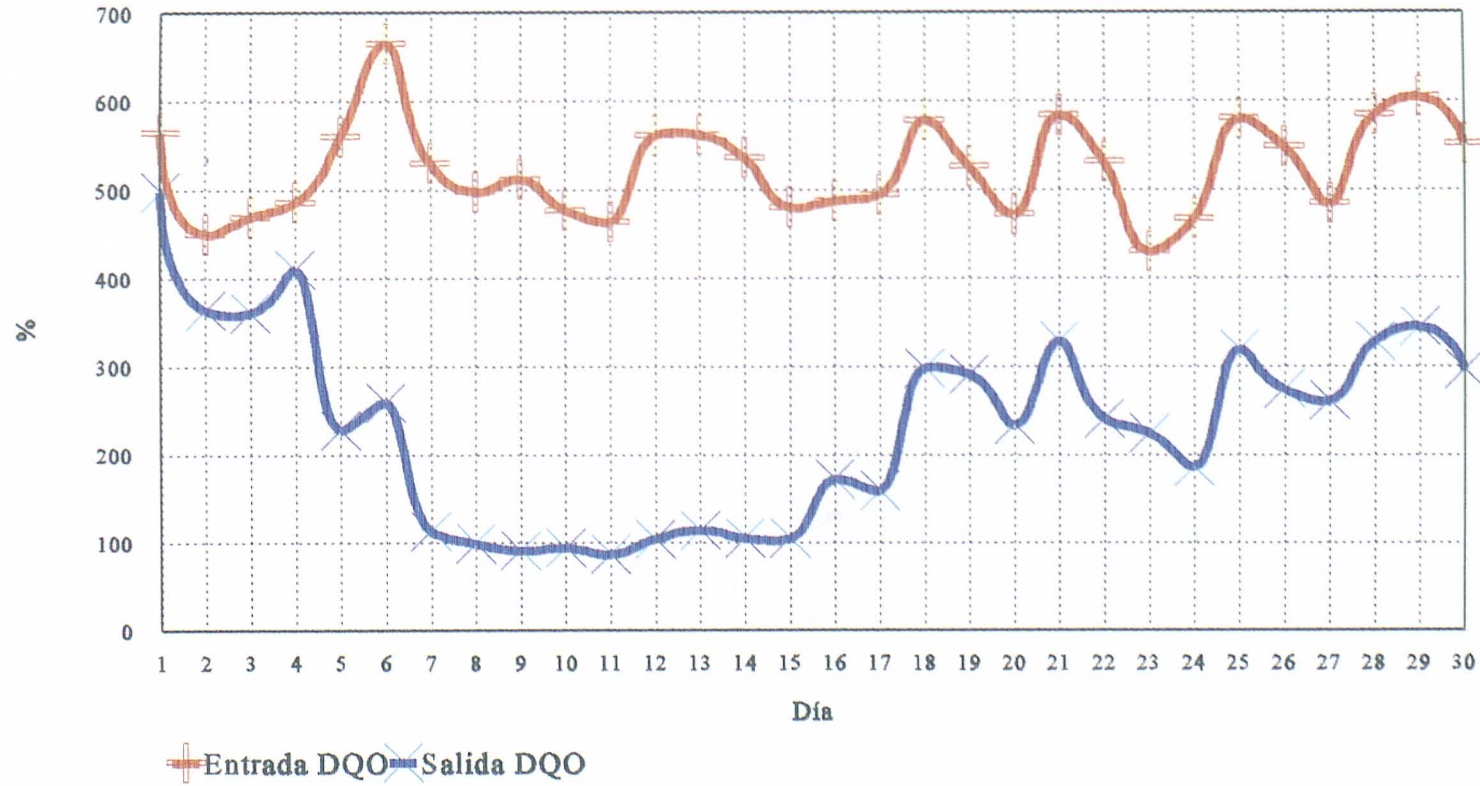


MAYO 1995

Grafico n° 10.113

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 5ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DQO

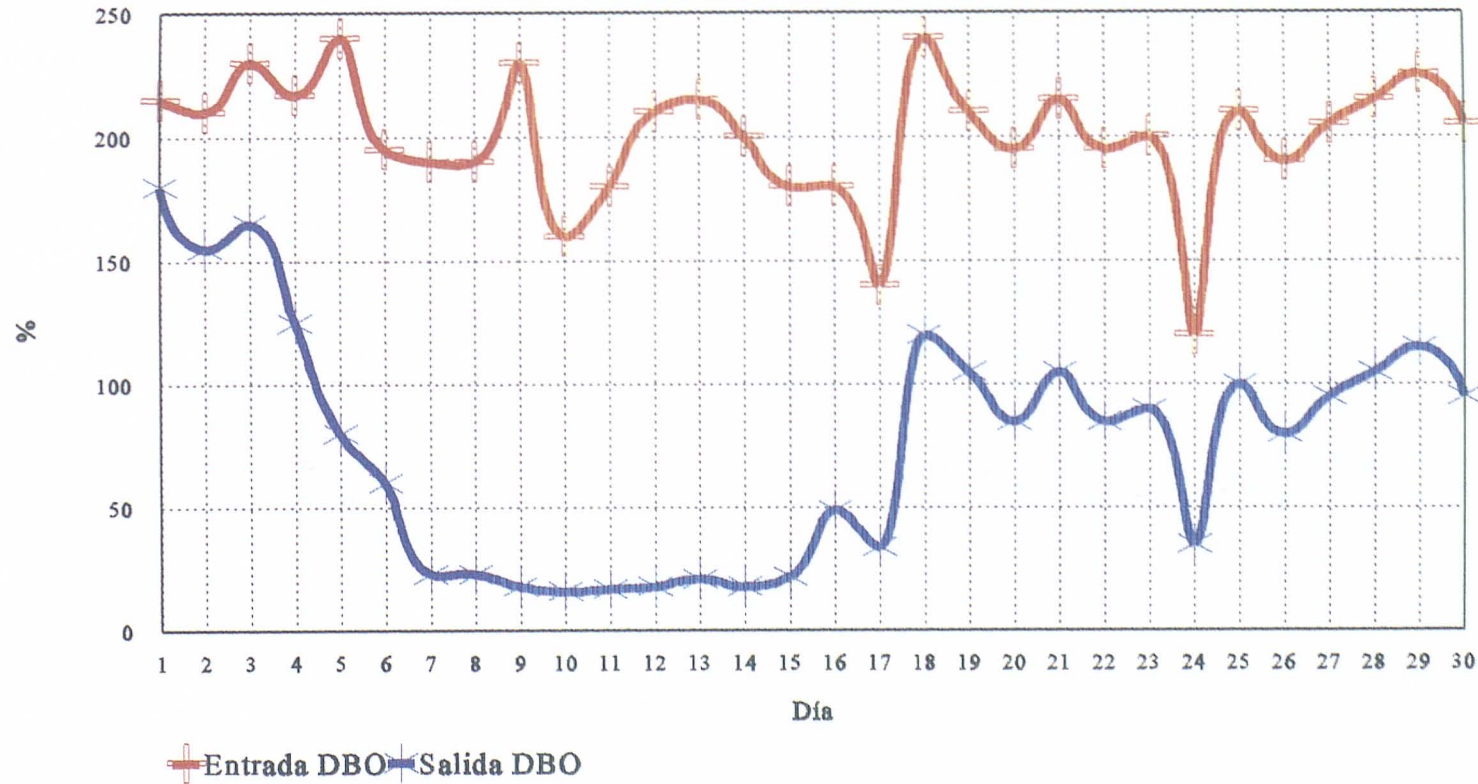


ABRIL 1995

Grafico n° 10.114

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 5ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DBO



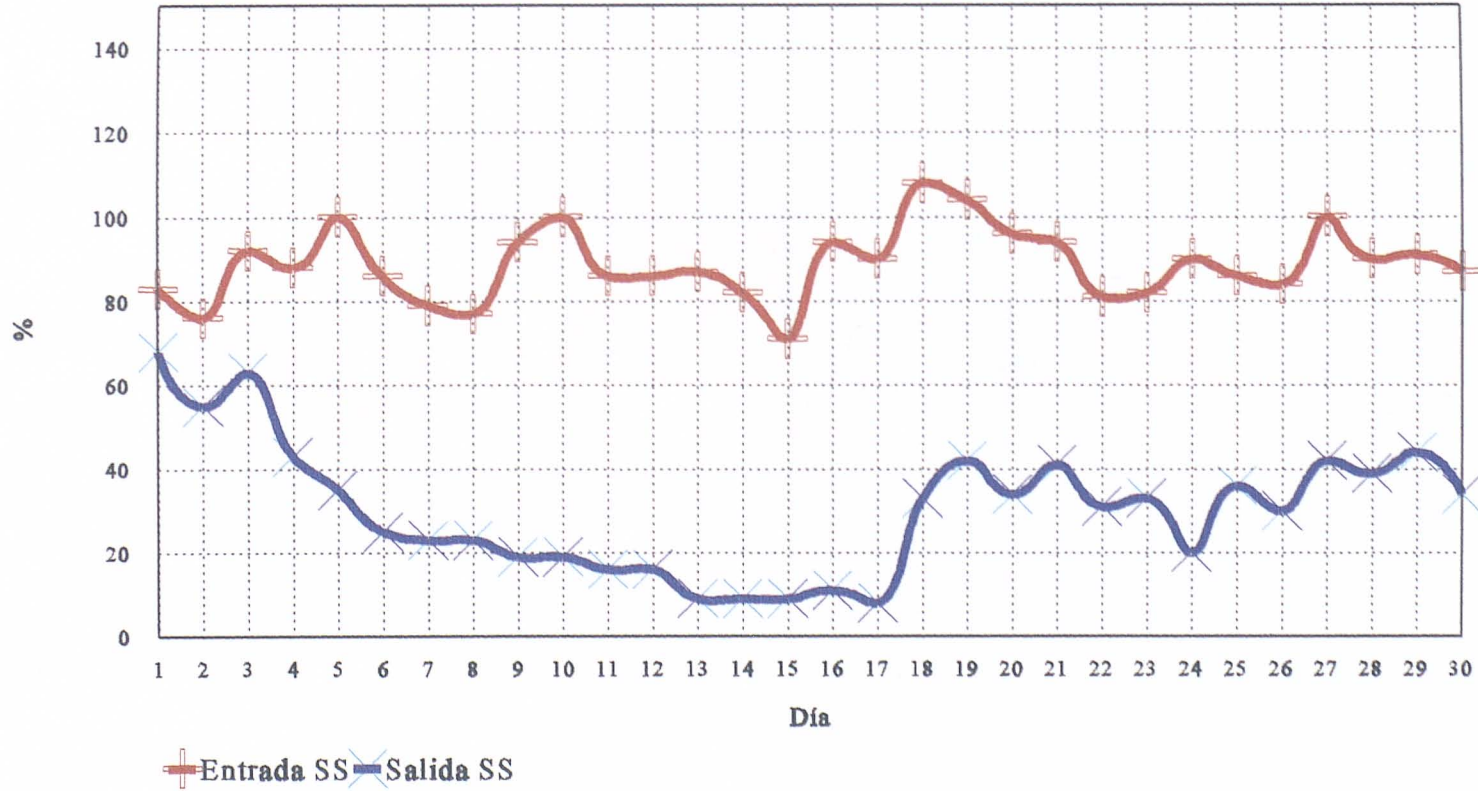
ABRIL 1995

Grafico n° 10.115



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 5ª FASE. ENTRADA Y SALIDA SS

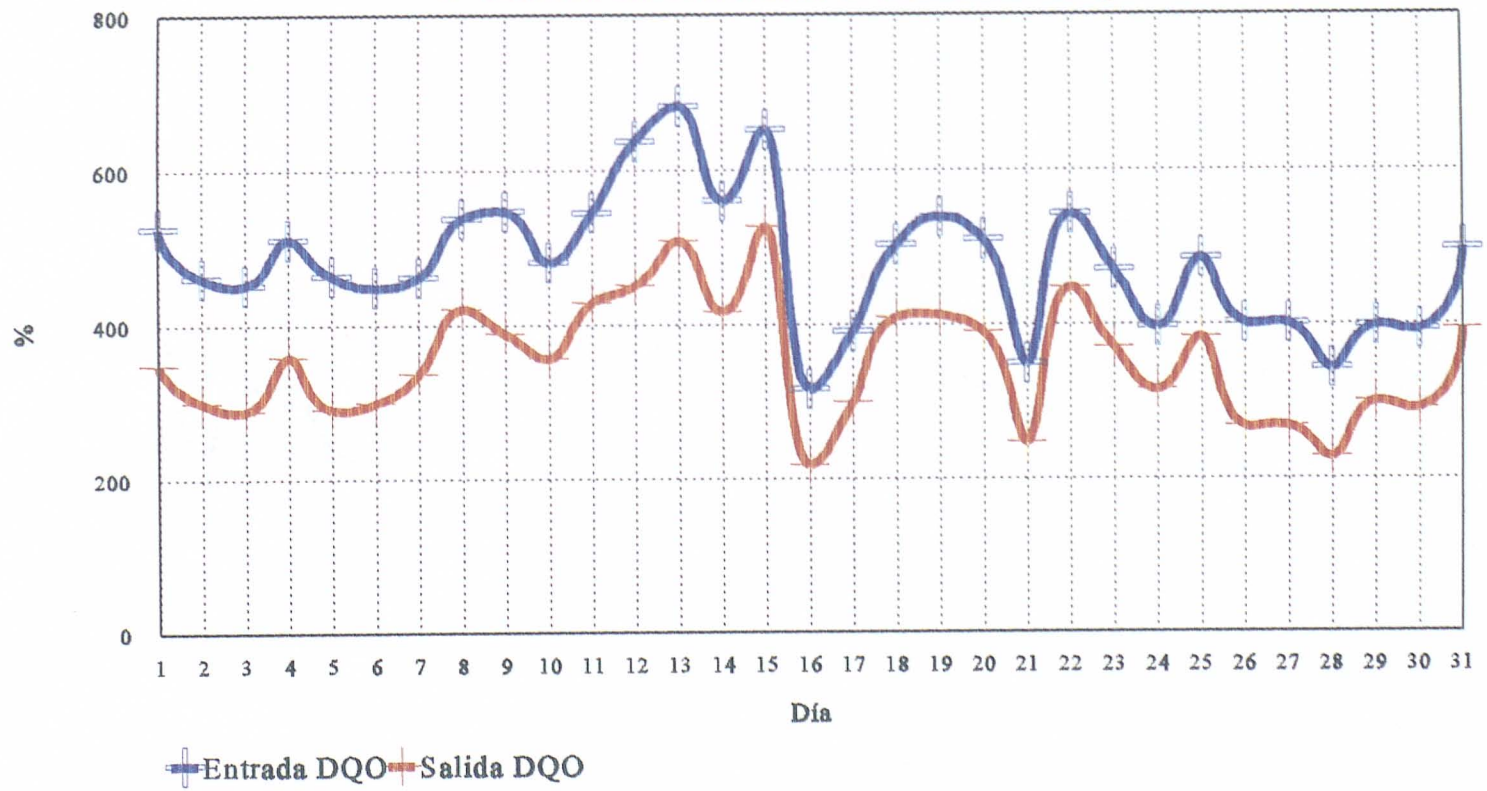


ABRIL 1995

Grafico n° 10.116

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 5ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DQO

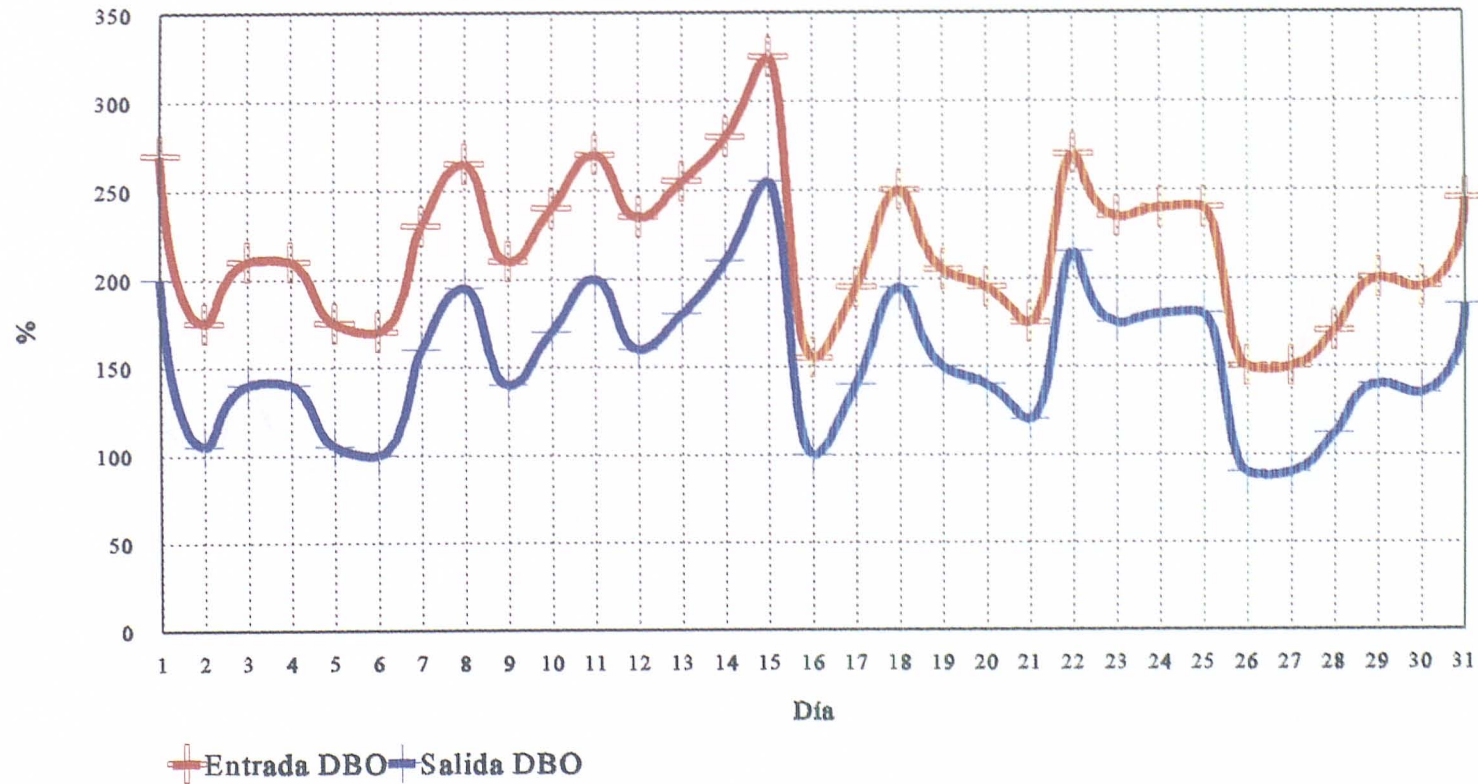


MAYO 1995

Grafico n° 10.117

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 5ª FASE. ENTRADA Y SALIDA DBO

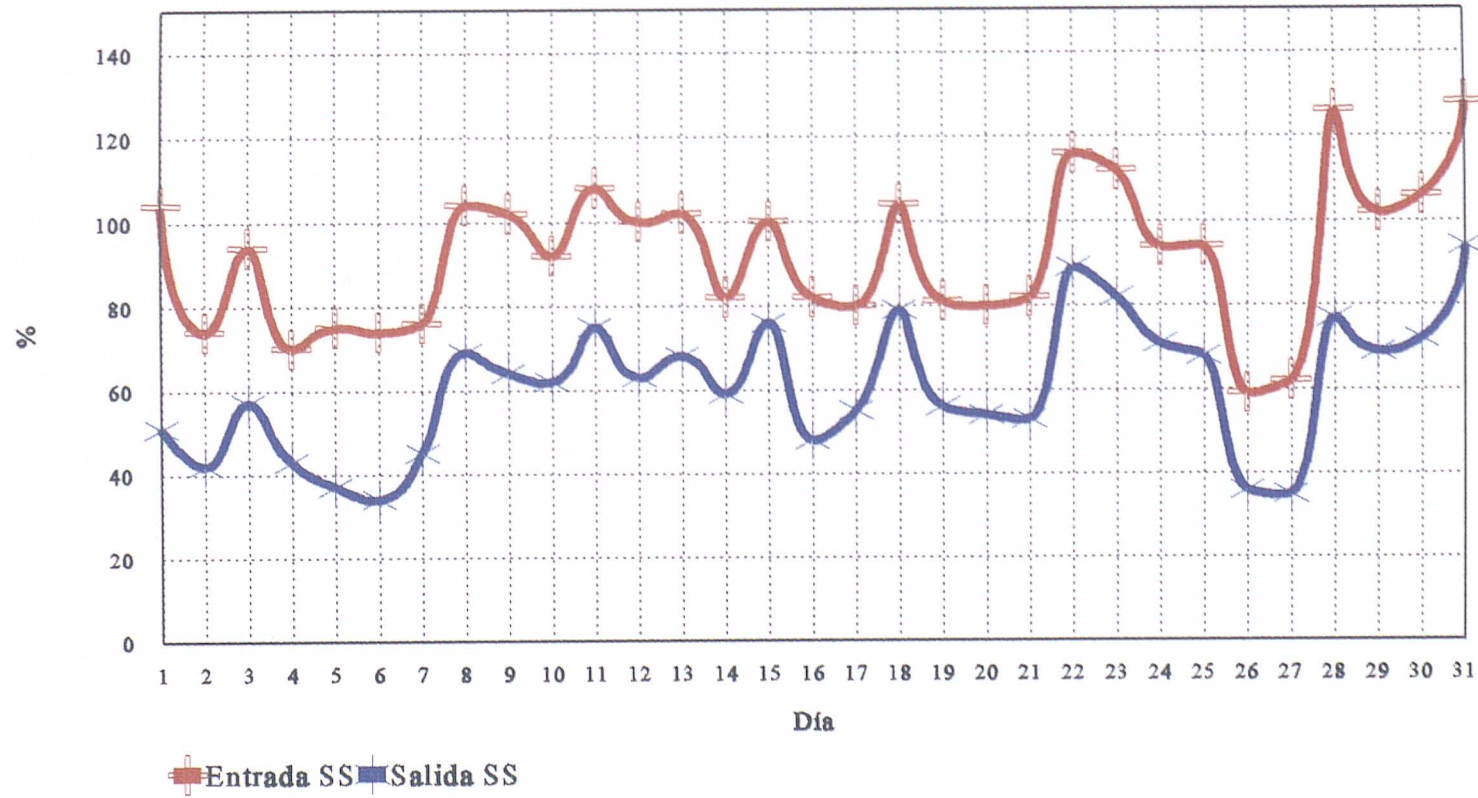


MAYO 1995

Grafico n° 10.118

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 5ª FASE. ENTRADA Y SALIDA SS

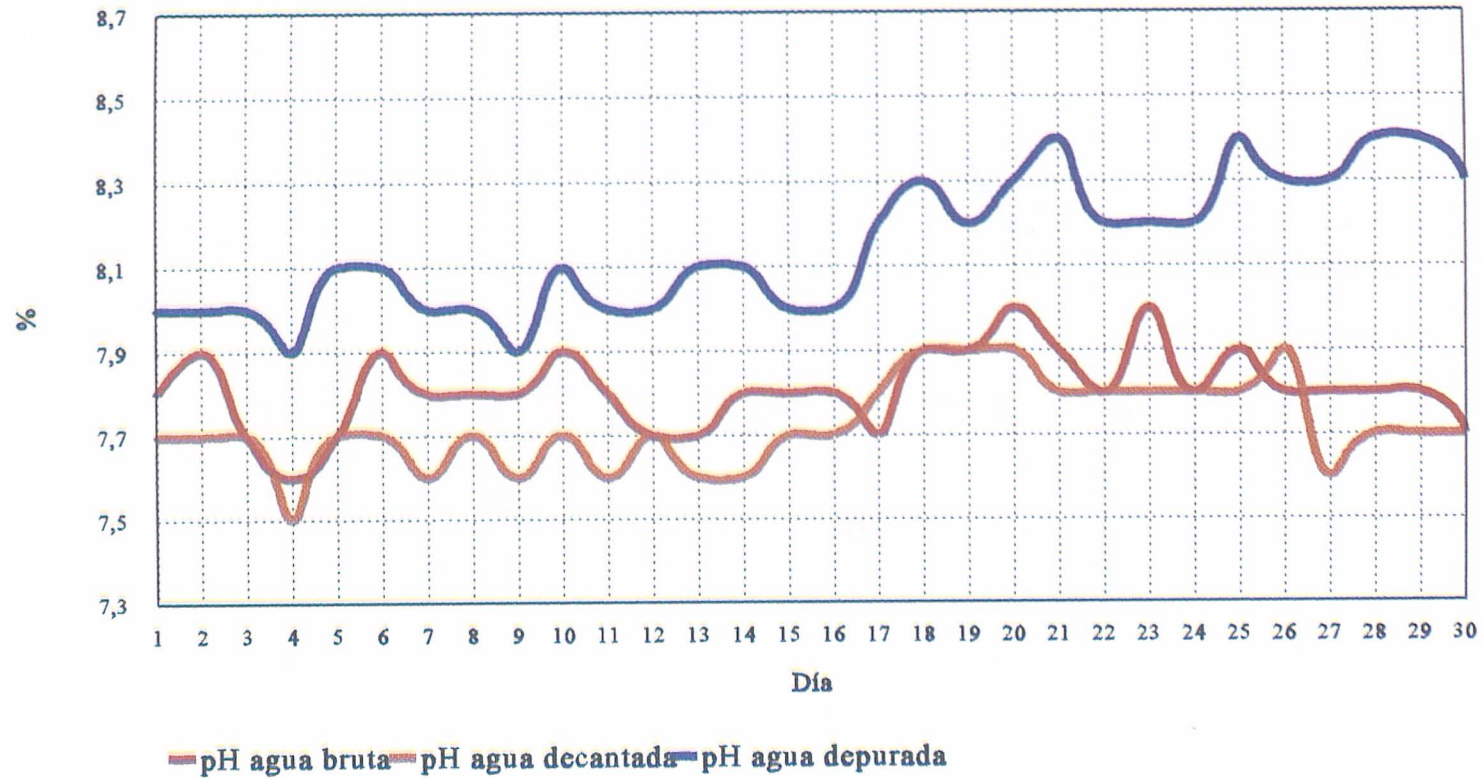


MAYO 1995

Grafico n° 10.119

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 5ª FASE. ENTRADA Y SALIDA pH

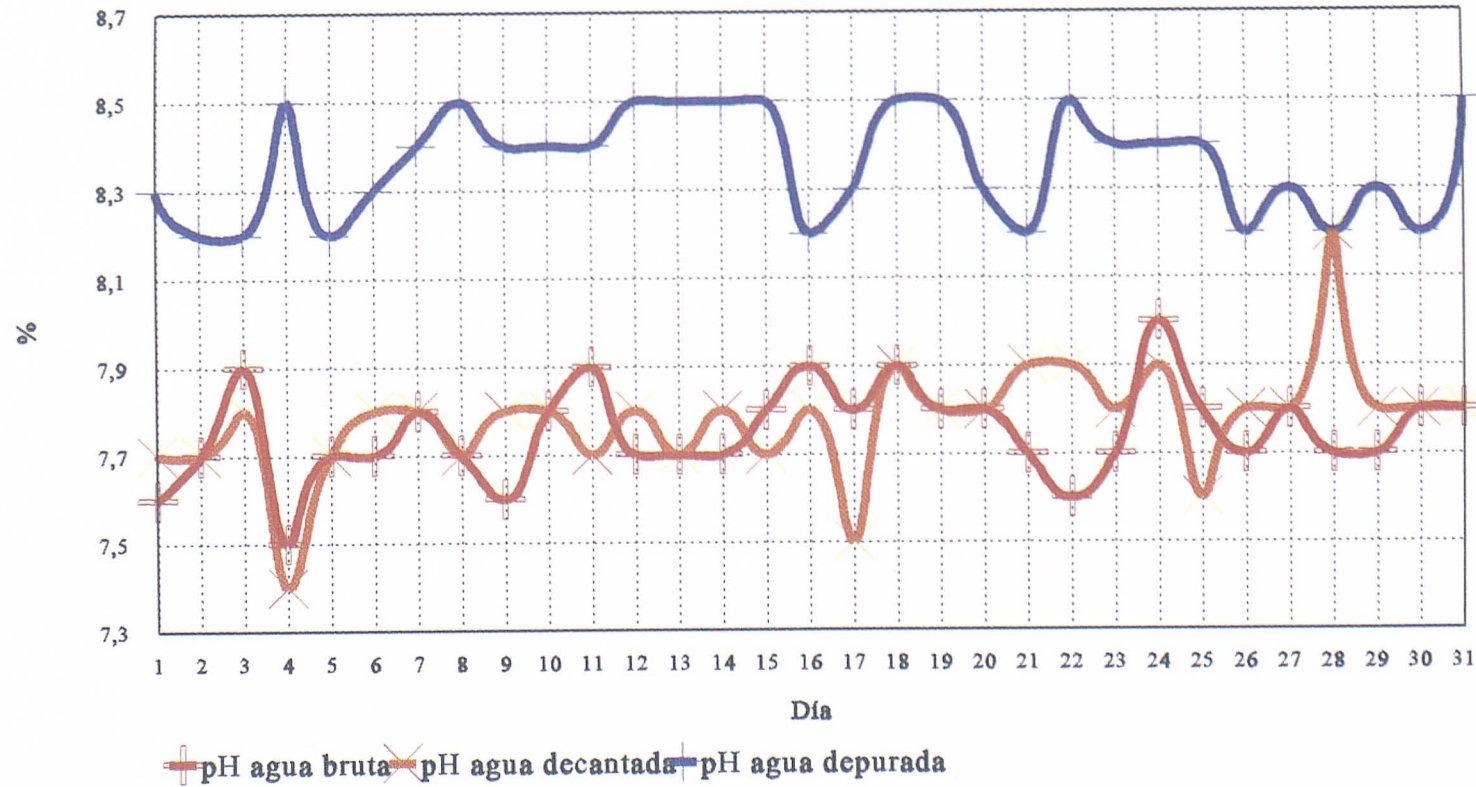


ABRIL 1995

Grafico n° 10.120

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## 5ª FASE. ENTRADA Y SALIDA pH

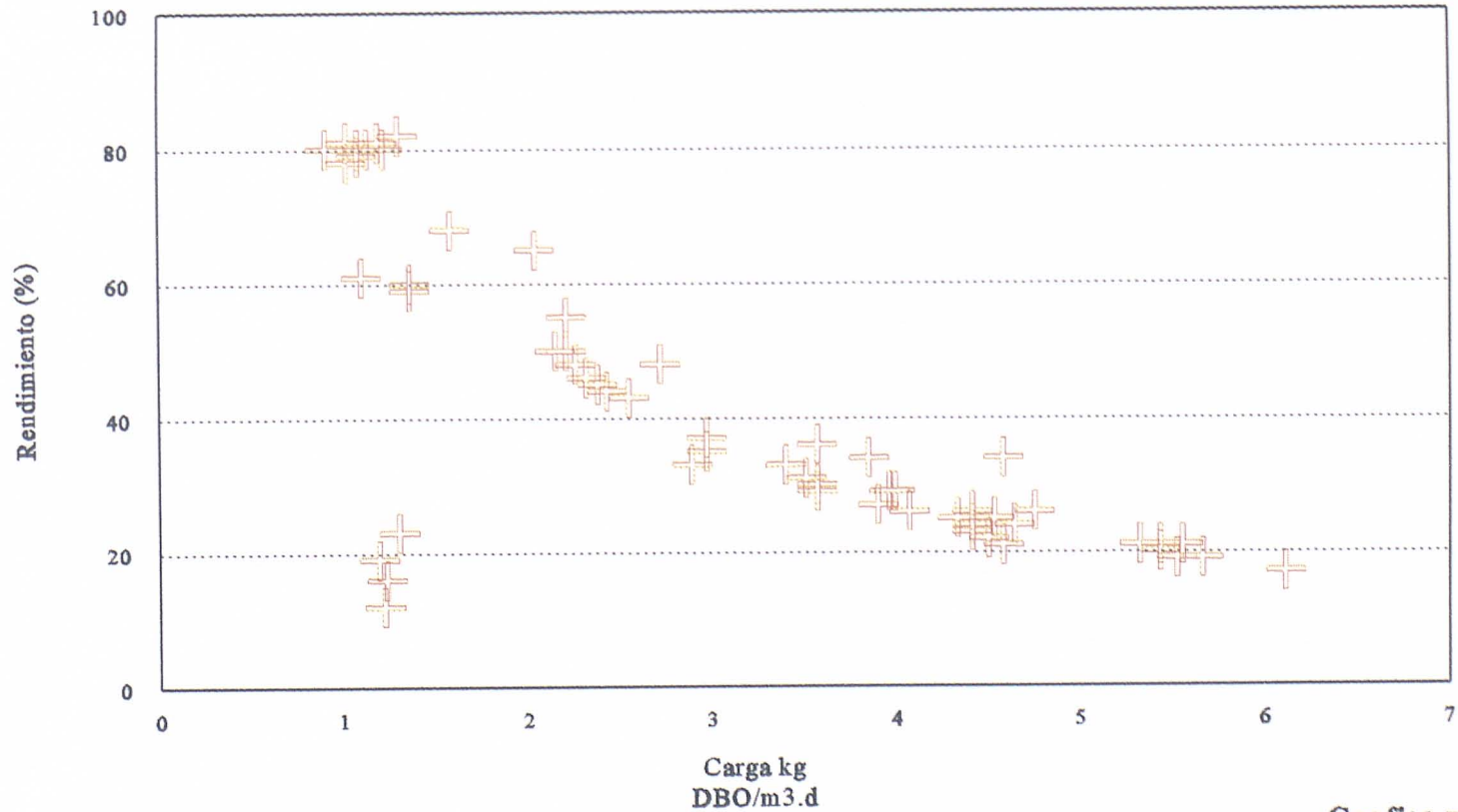


MAYO 1995

Grafico n° 10.121

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA DBO/RENDIMIENTOS EN DQO EN FILTRO

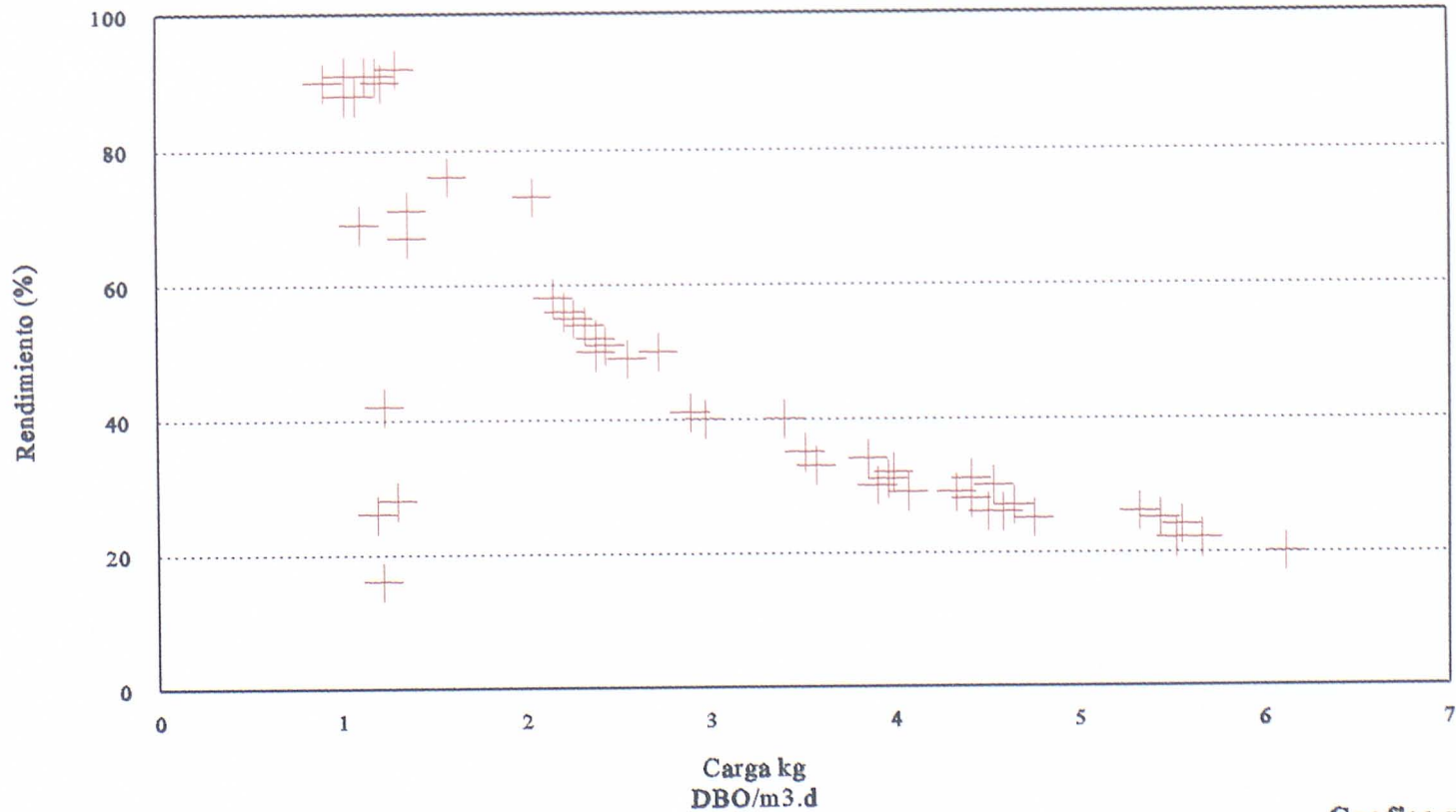


5ª FASE

Grafico n° 10.122

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA DBO/RENDIMIENTOS EN DBO EN FILTRO



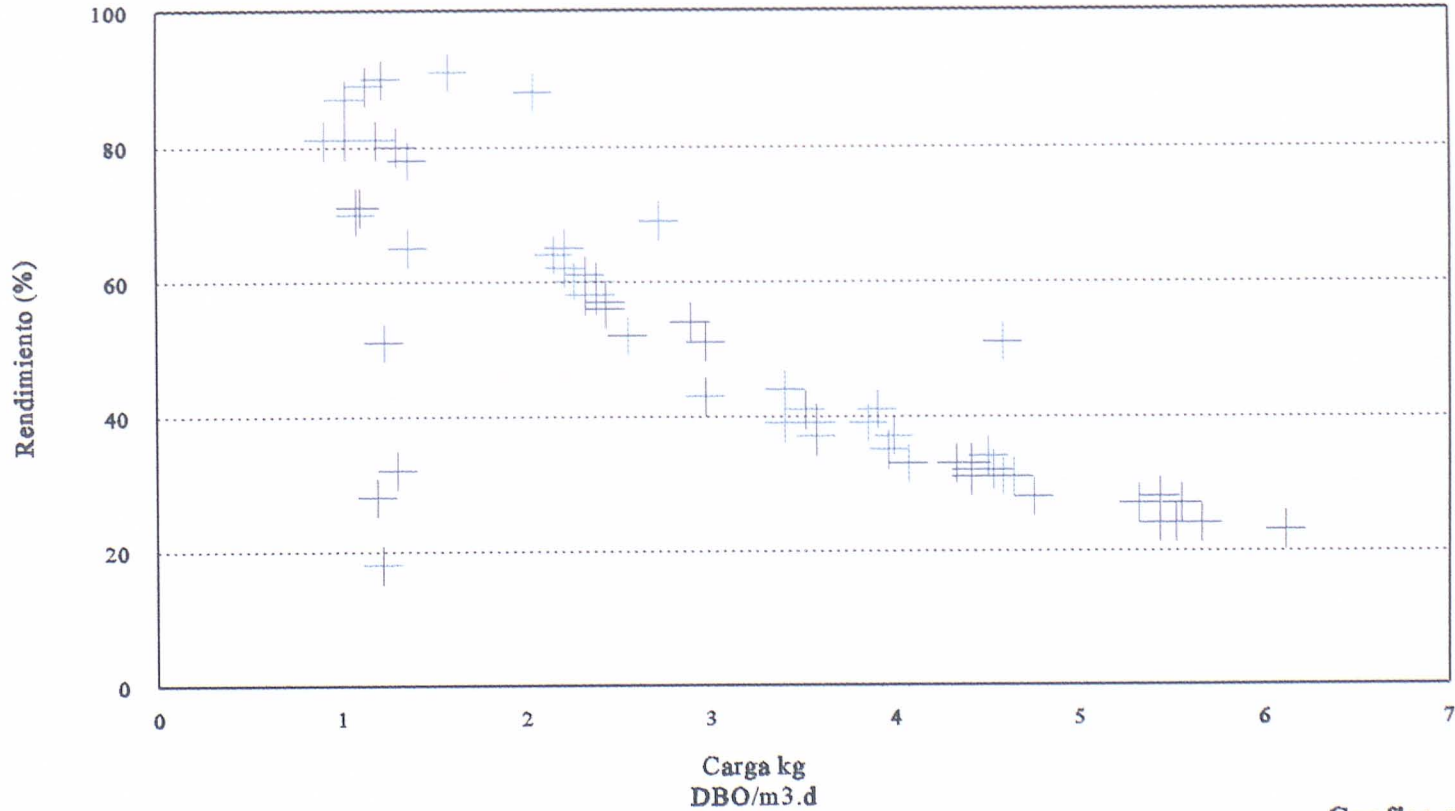
5ª FASE

Grafico n° 10.123



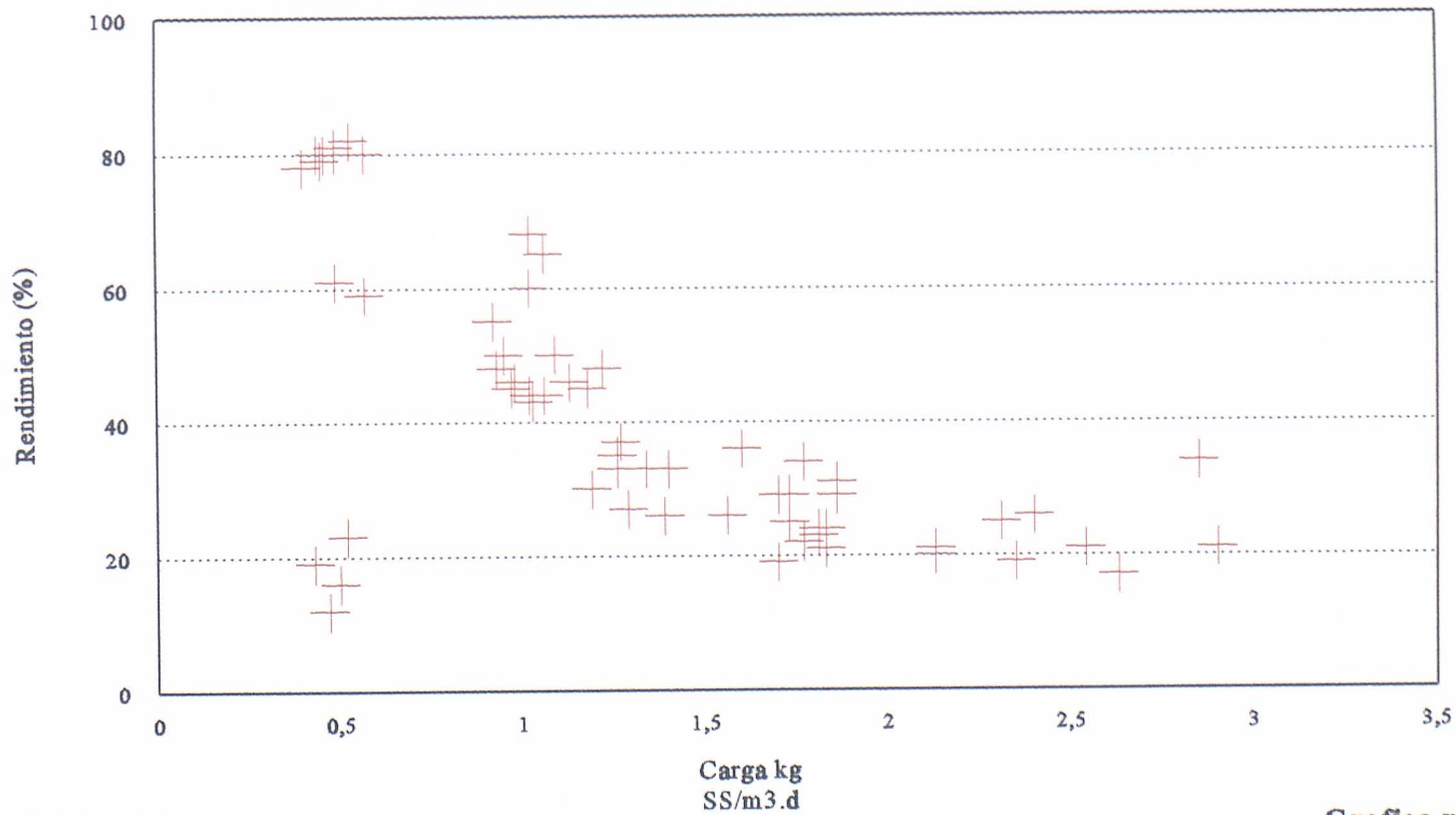
# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA DBO/RENDIMIENTOS EN SS EN FILTRO



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA SS/RENDIMIENTOS EN DQO EN FILTRO

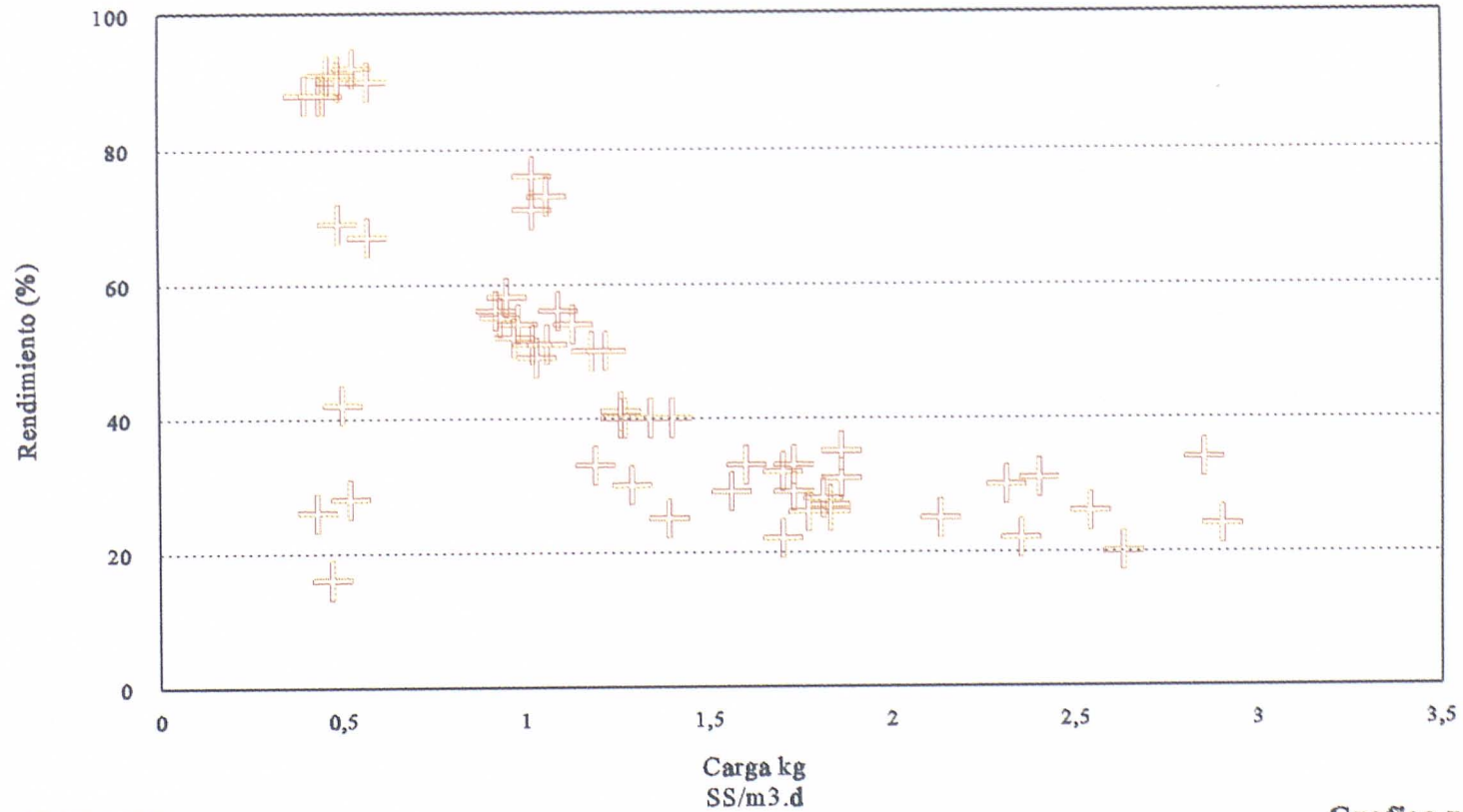


5ª FASE

Grafico n° 10.125

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA SS/RENDIMIENTOS EN DBO EN FILTRO

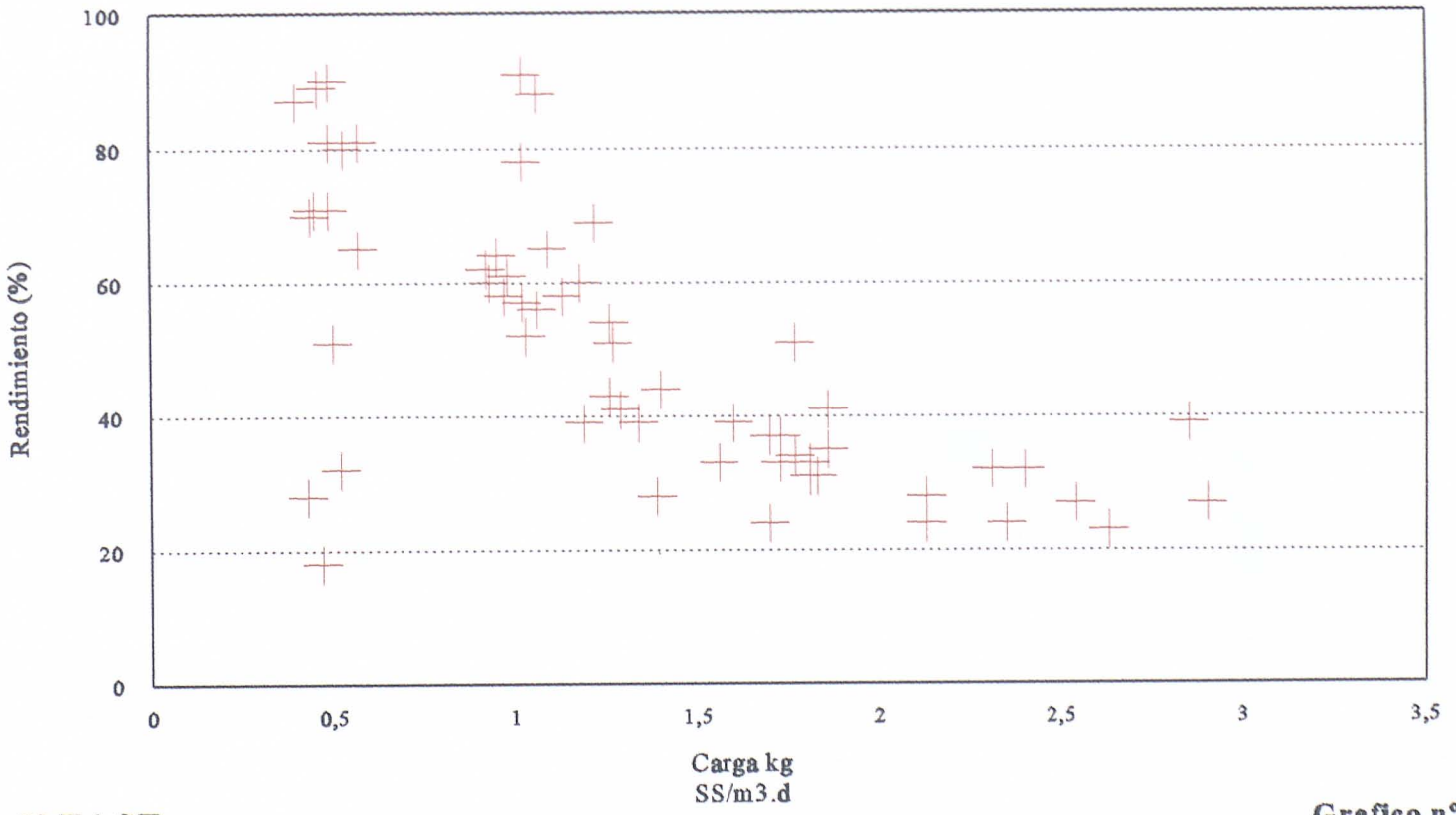


5ª FASE

Grafico n° 10.126

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA SS/RENDIMIENTOS EN SS EN FILTRO

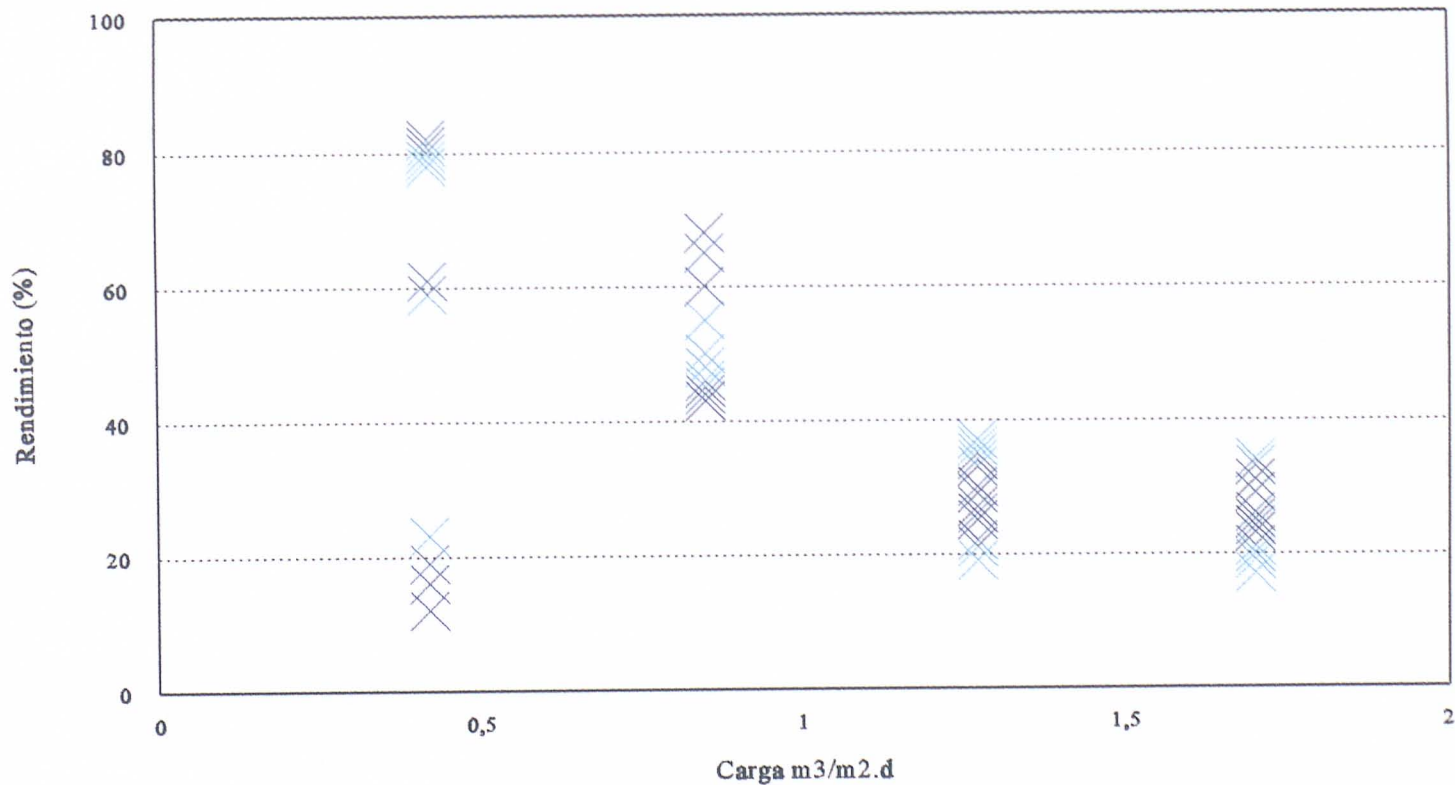


5ª FASE

Grafico n° 10.127

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA HIDRAULICA/RENDIMIENTOS EN DQO EN FILTRO

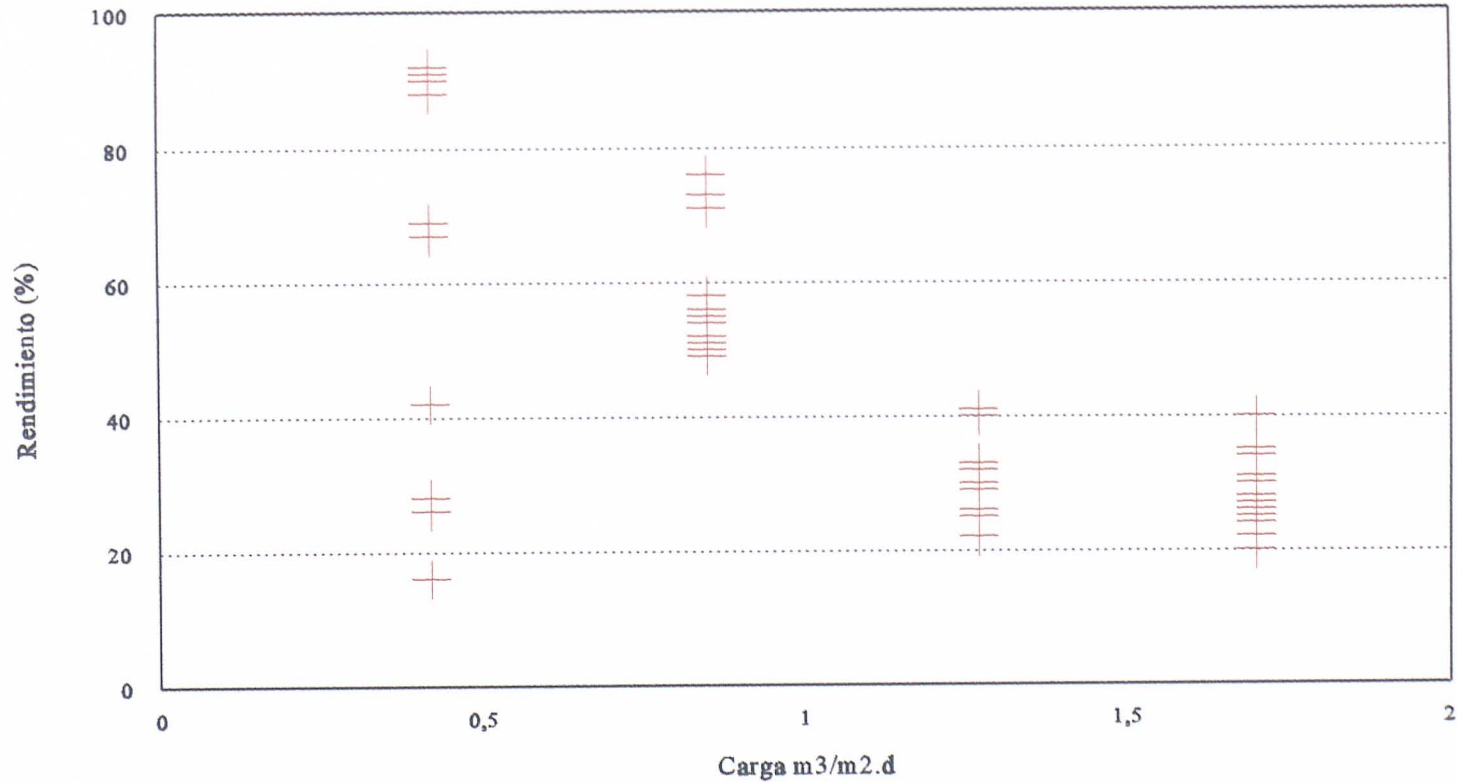


5ª FASE

Grafico n° 10.128

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA HIDRAULICA/RENDIMIENTOS EN DBO EN FILTRO

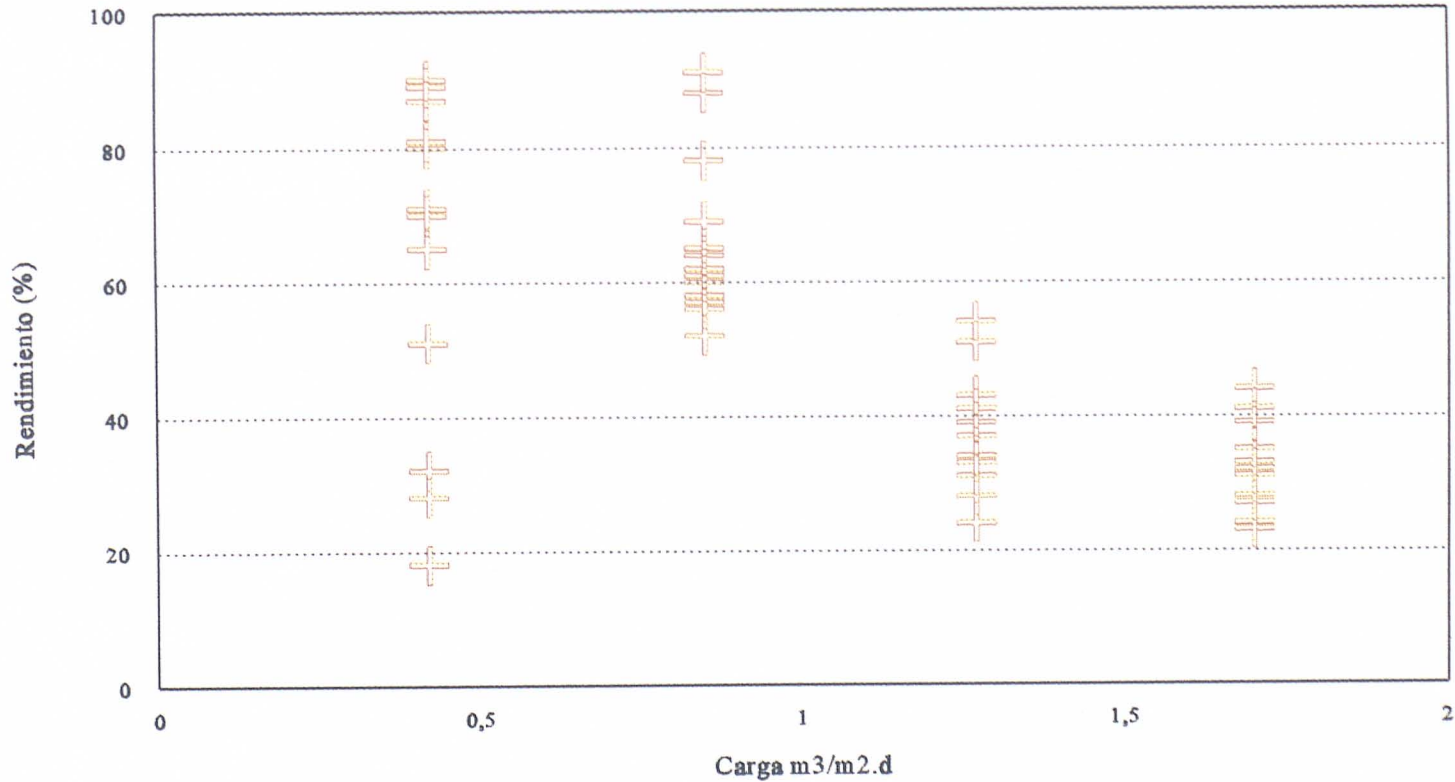


5ª FASE

Grafico n° 10.129

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA HIDRAULICA/RENDIMIENTOS EN SS EN FILTRO

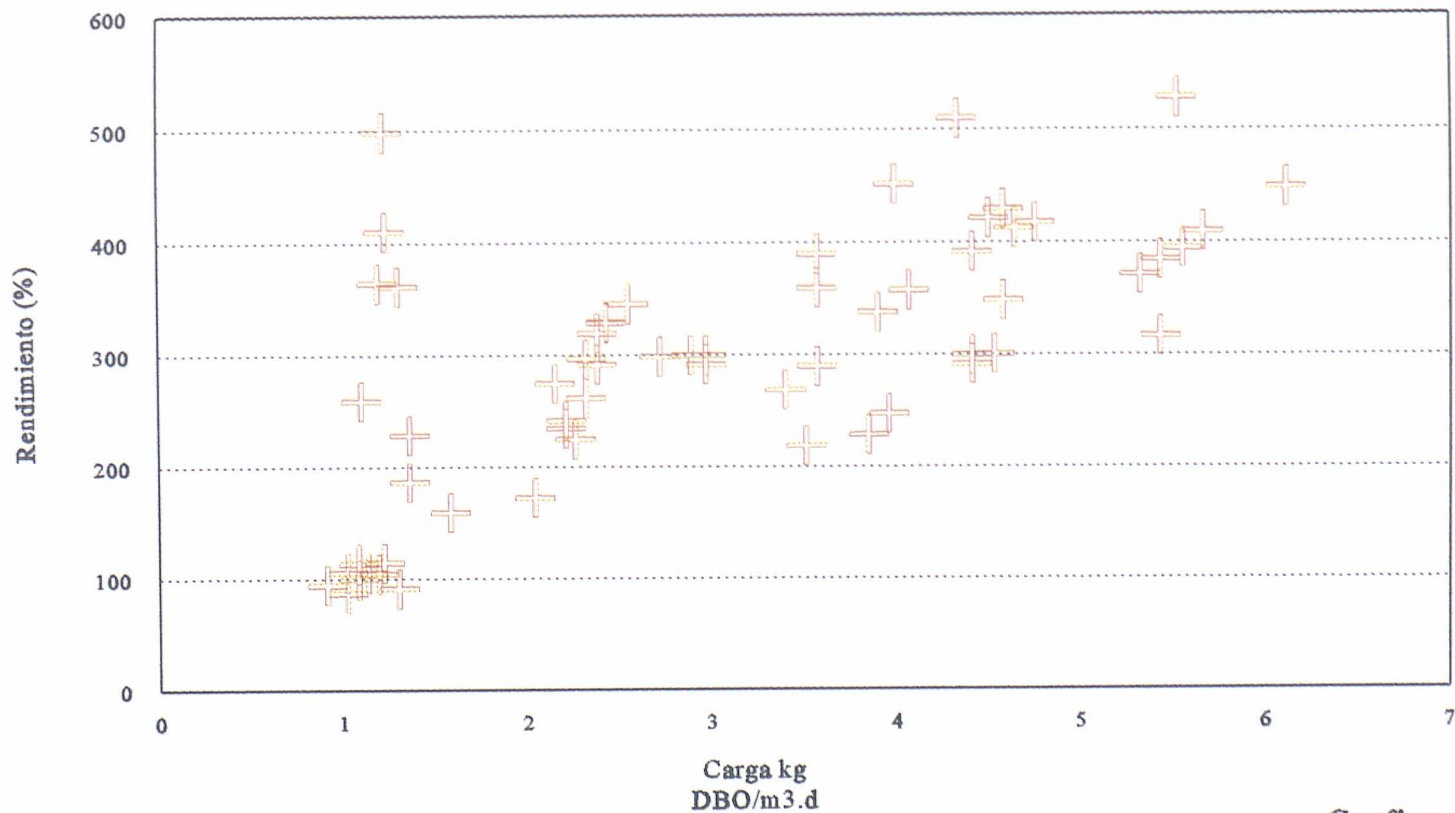


5ª FASE

Grafico n° 10.130

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA DBO/DQO DE SALIDA



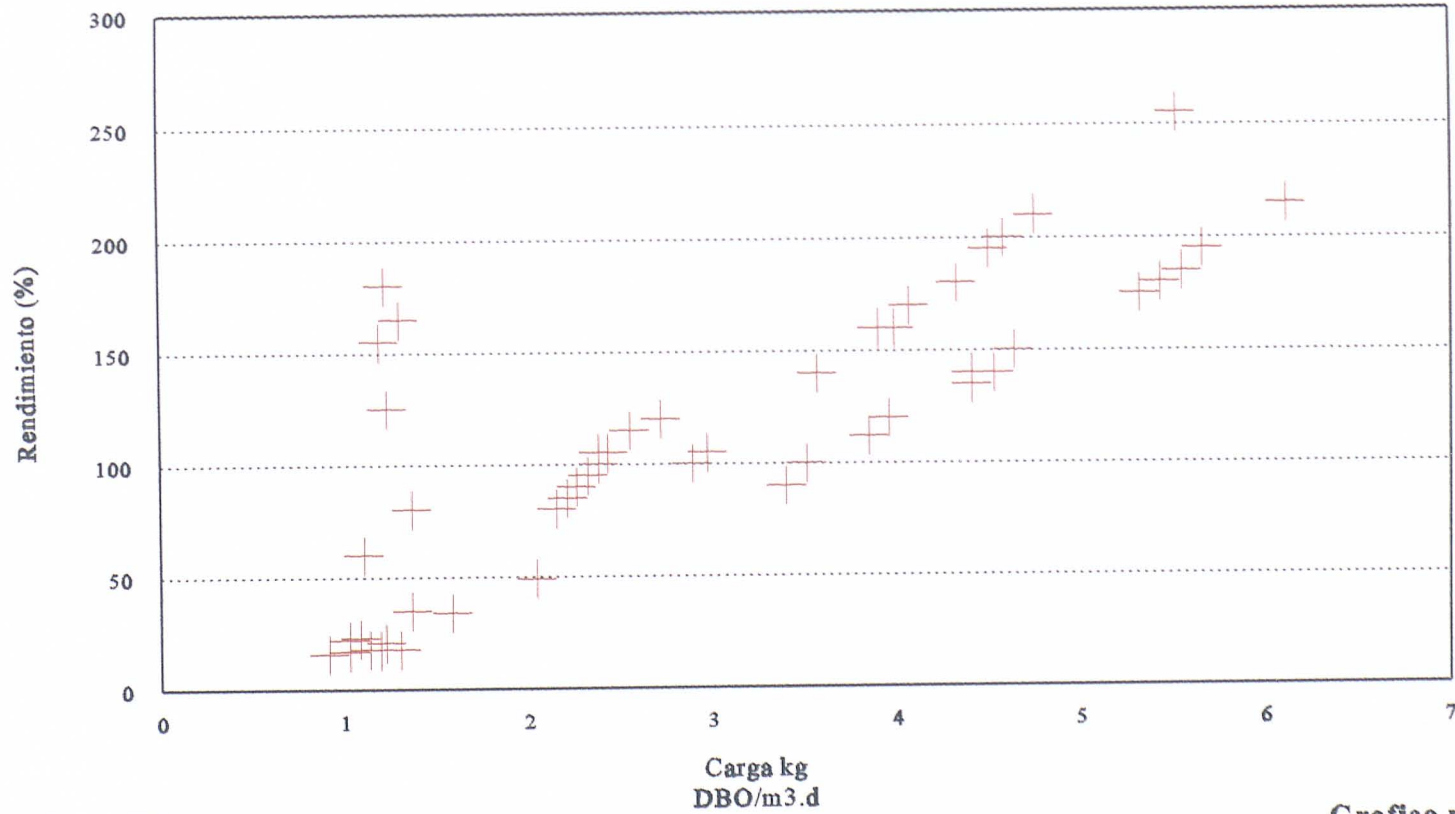
5ª FASE

Grafico n° 10.131



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA DBO/DBO DE SALIDA

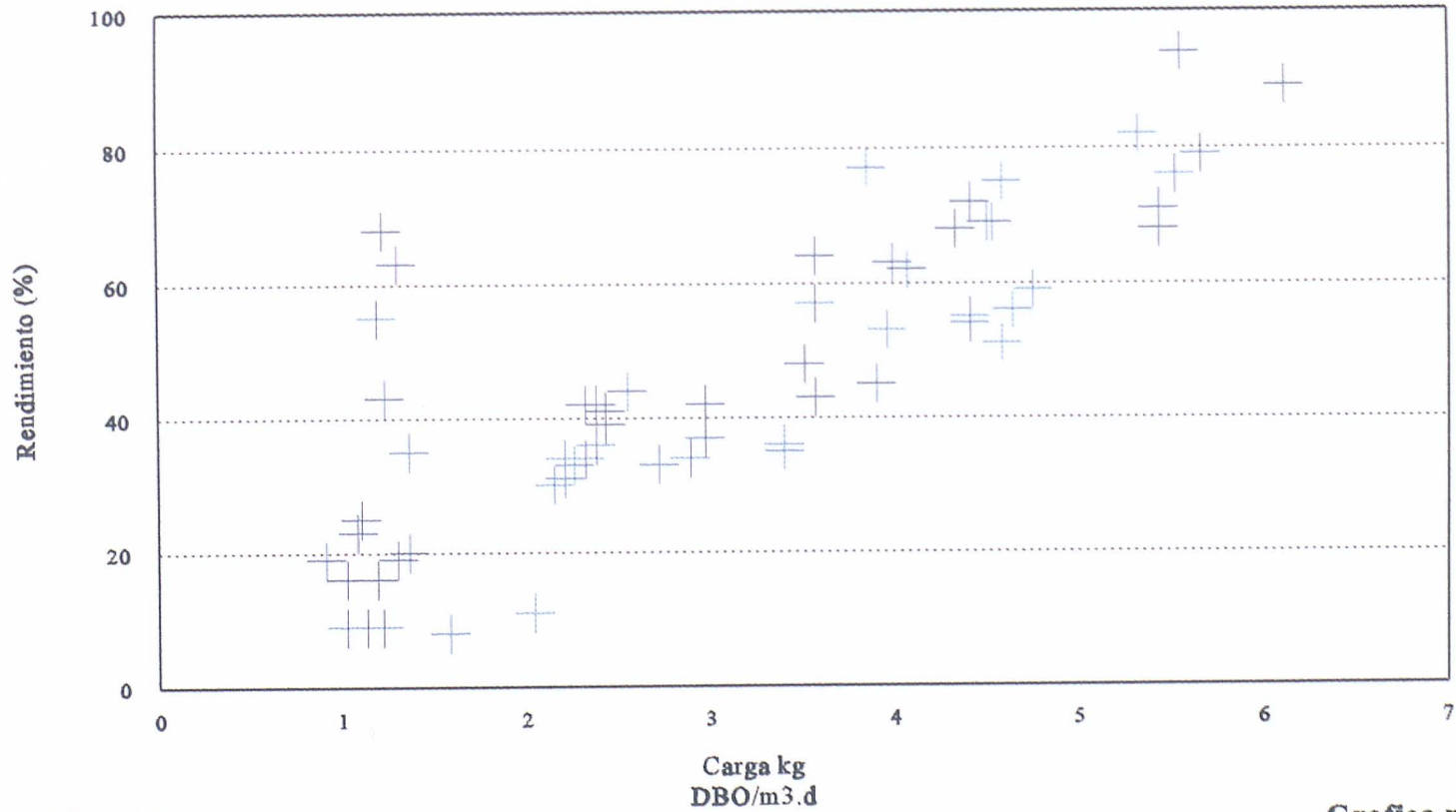


5ª FASE

Grafico n° 10.132

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA DBO/SS DE SALIDA

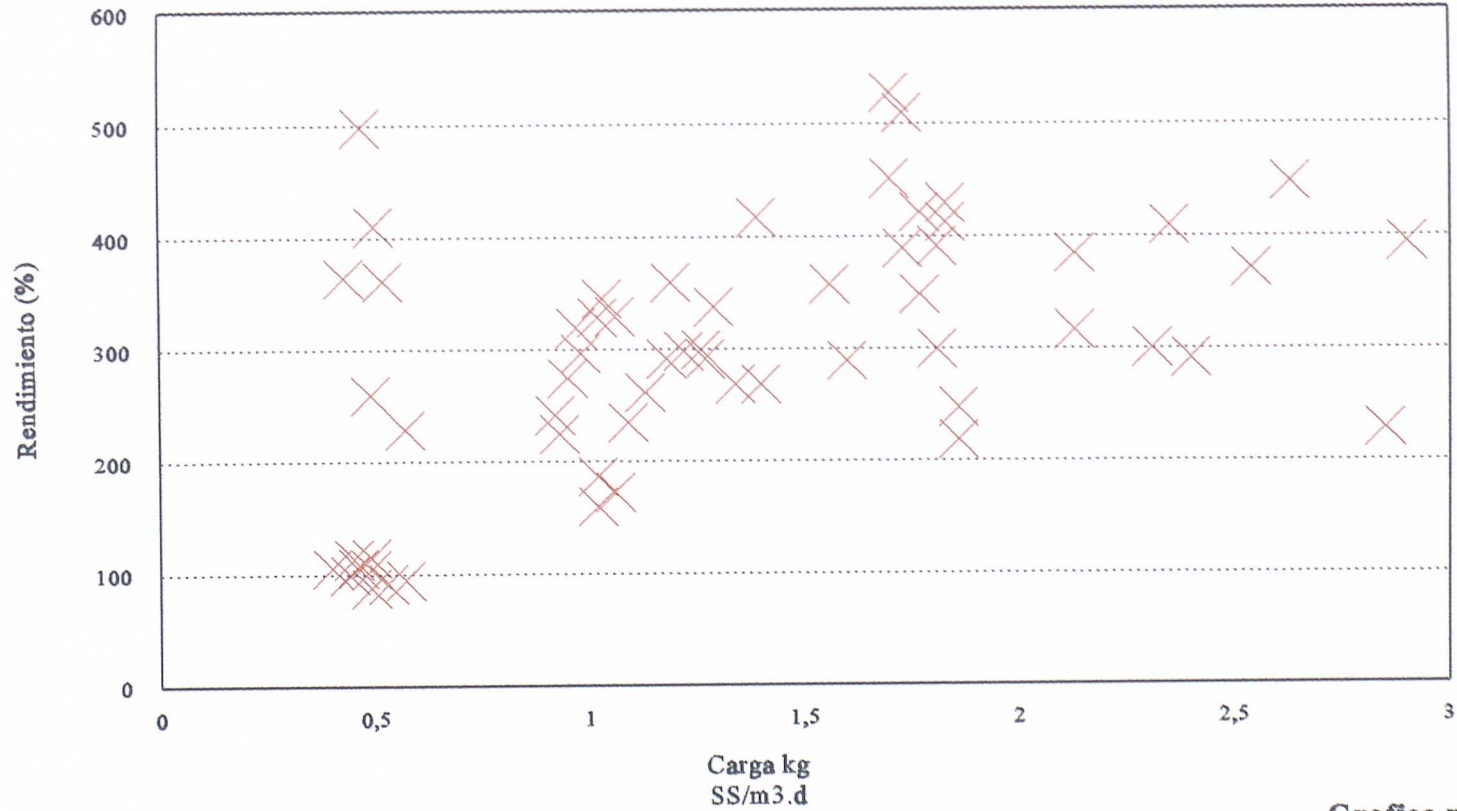


5ª FASE

Grafico n° 10.133

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA SS/DQO DE SALIDA

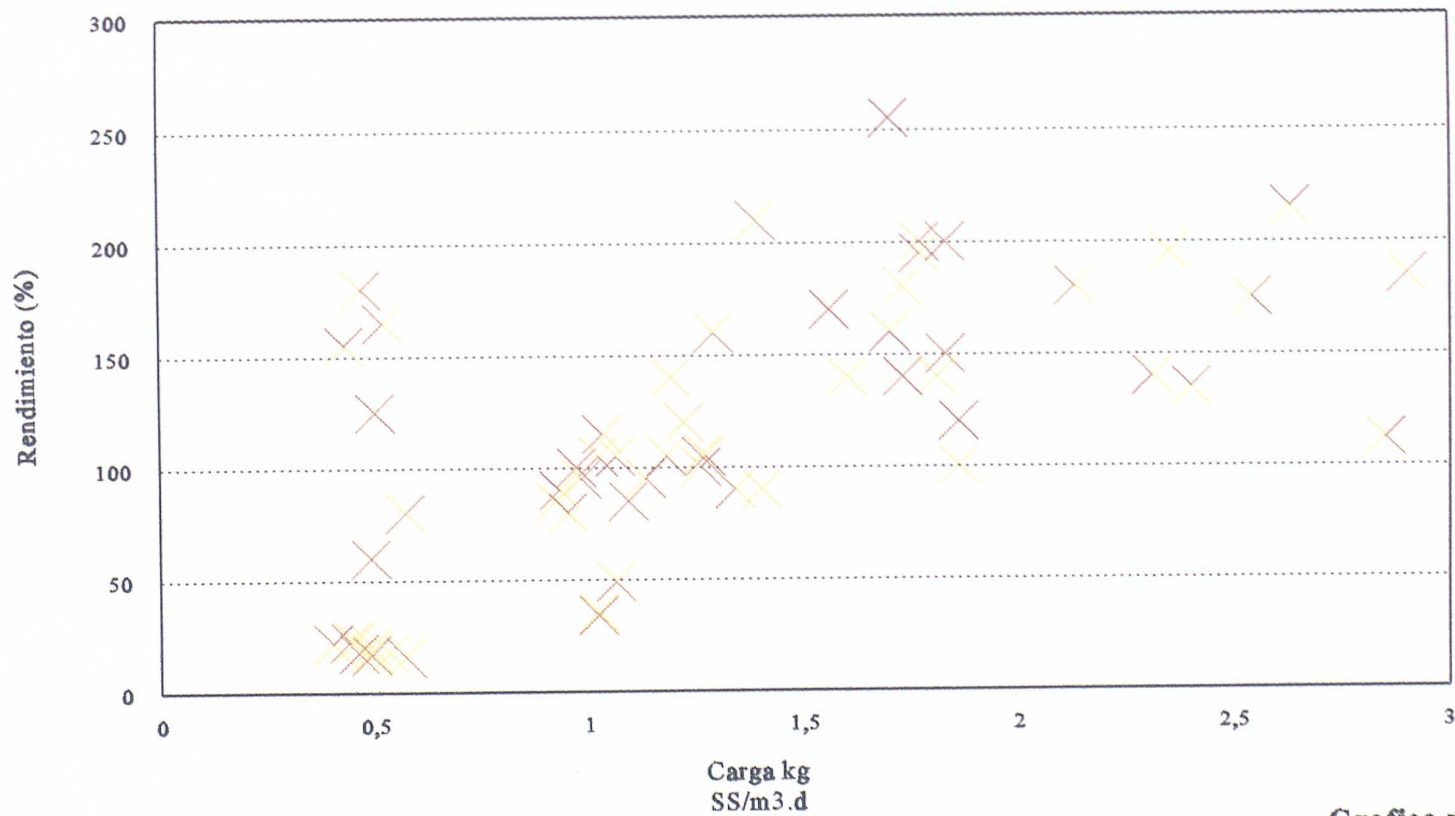


5ª FASE

Grafico n° 10.134

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA SS/DBO DE SALIDA

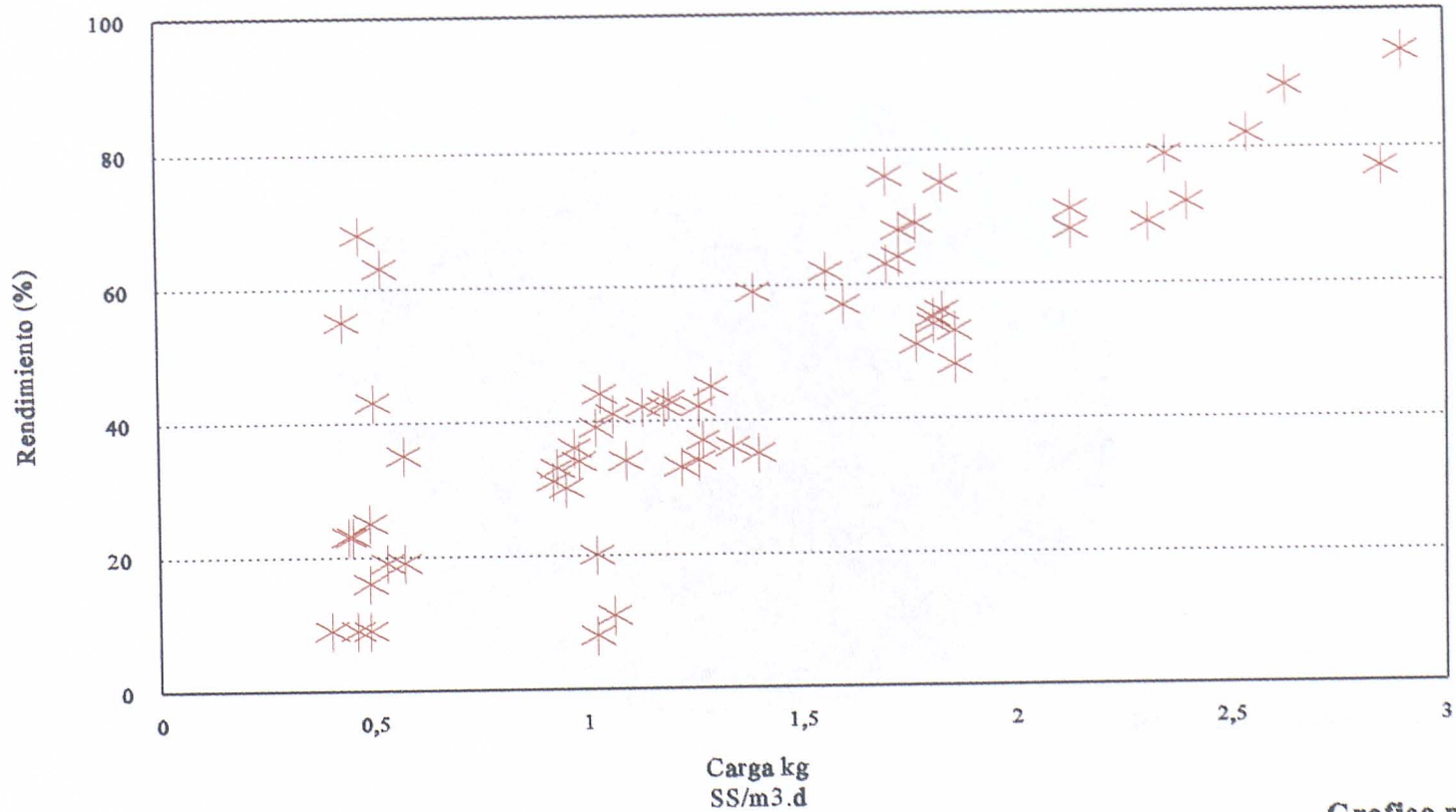


5ª FASE

Grafico n° 10.135

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CARGA SS/SS DE SALIDA



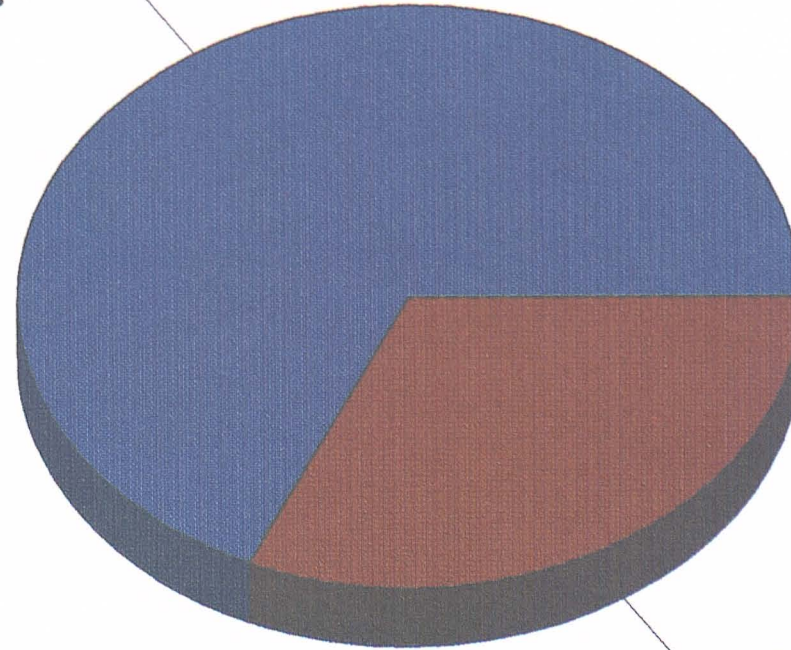
5ª FASE

Grafico n° 10.136

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## RENDIMIENTOS DEL PROCESO EN DQO

Filtro biológico 68,3%



Decantador primario 31,7%

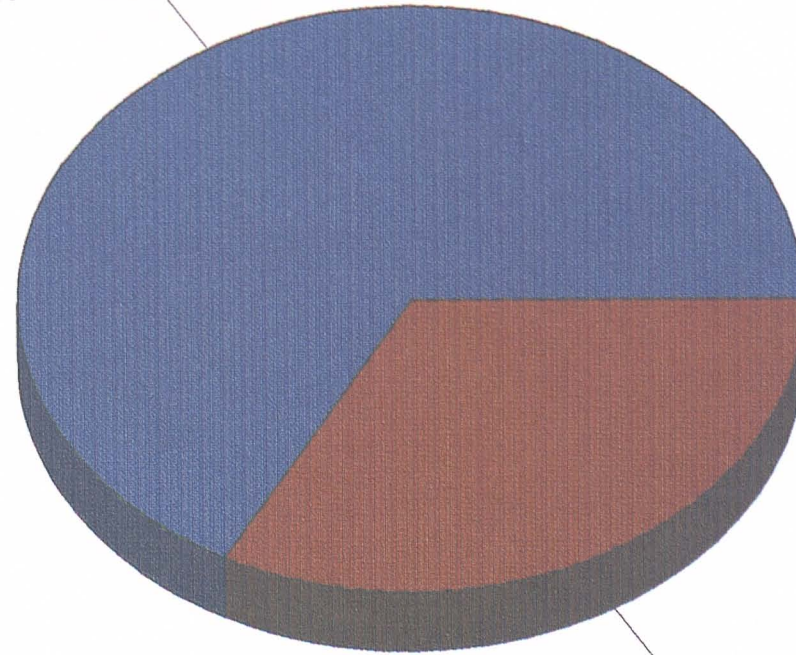
5ª FASE

Grafico n° 10.137

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## RENDIMIENTOS DEL PROCESO EN DBO

Filtro biológico 67,1%



Decantador primario 32,9%

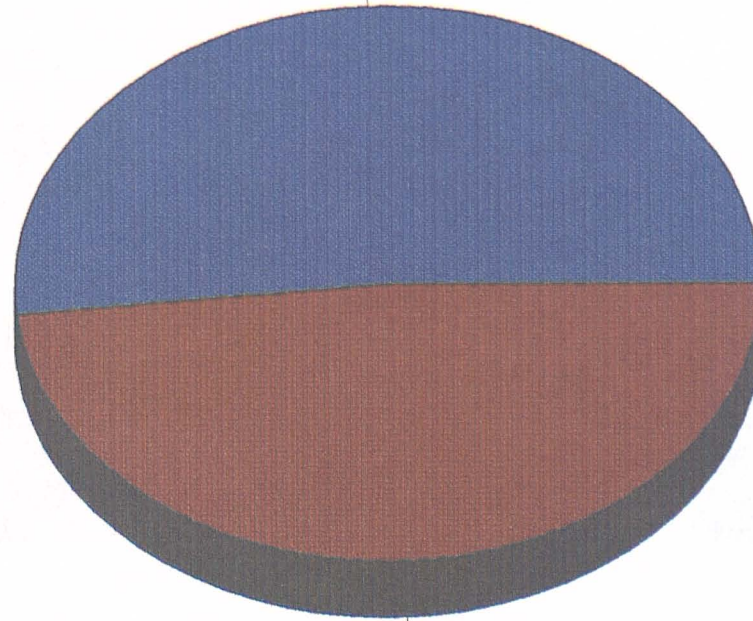
5ª FASE

Grafico n° 10.138

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## RENDIMIENTOS DEL PROCESO EN SS

Filtro biológico 51,6%



Decantador primario 48,5%

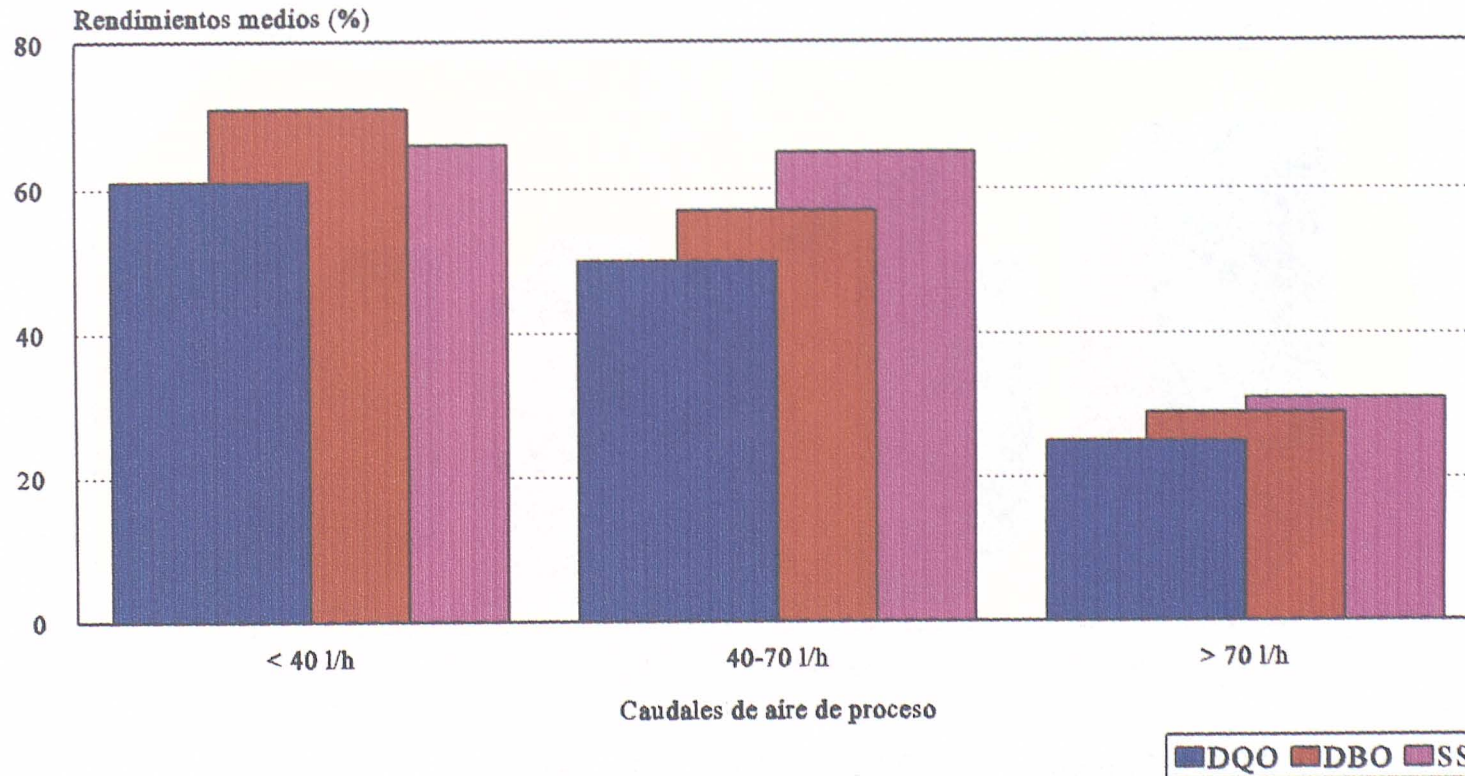
5ª FASE

Grafico n° 10.139



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## RENDIMIENTOS MEDIOS EN FUNCION DEL CAUDAL DE AIRE DE PROCESO

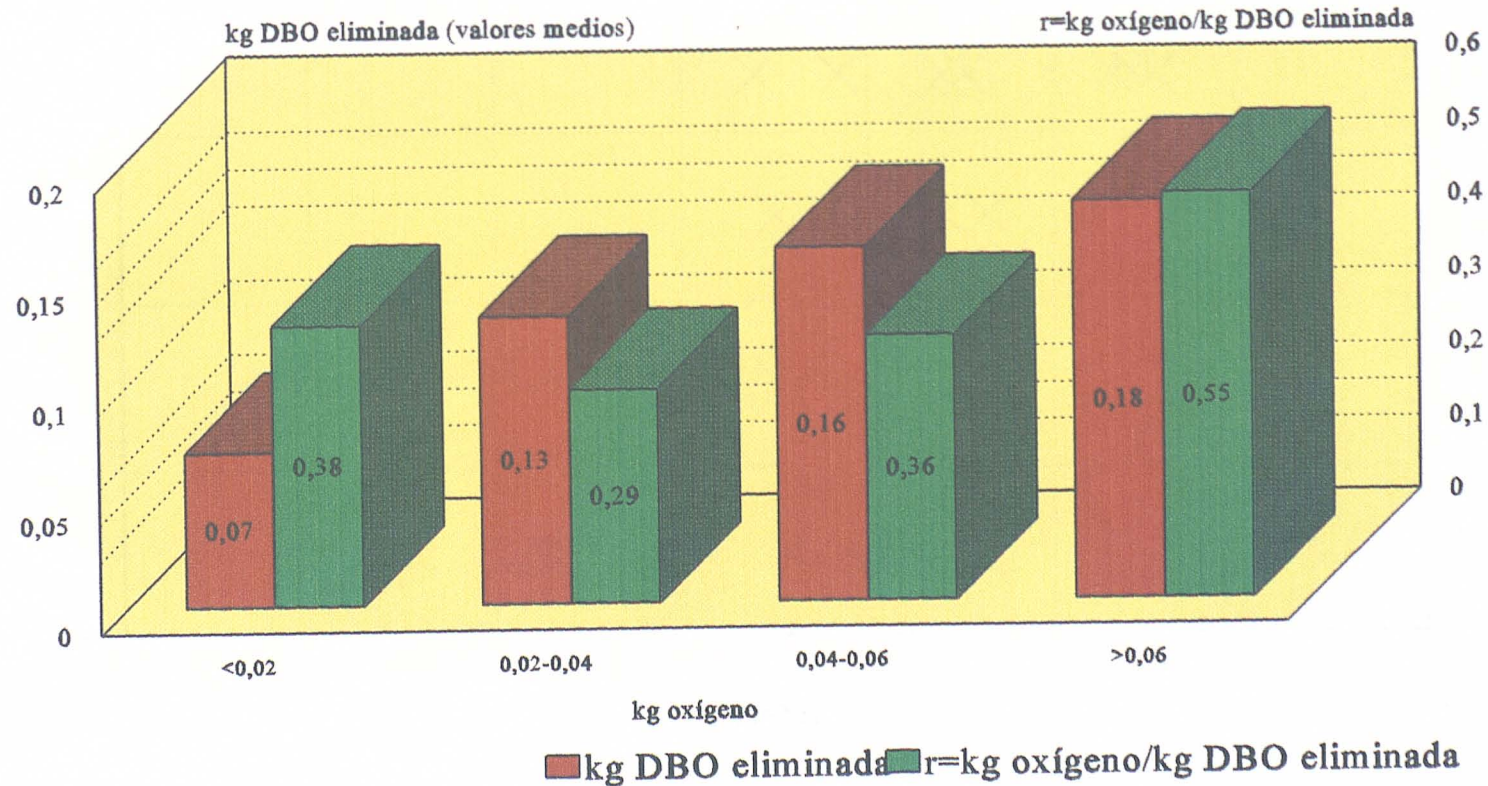


5ª FASE

Gráfico 10.140

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## RELACION KG O2 Y KG DBO ELIMINADA (VALORES MEDIOS)

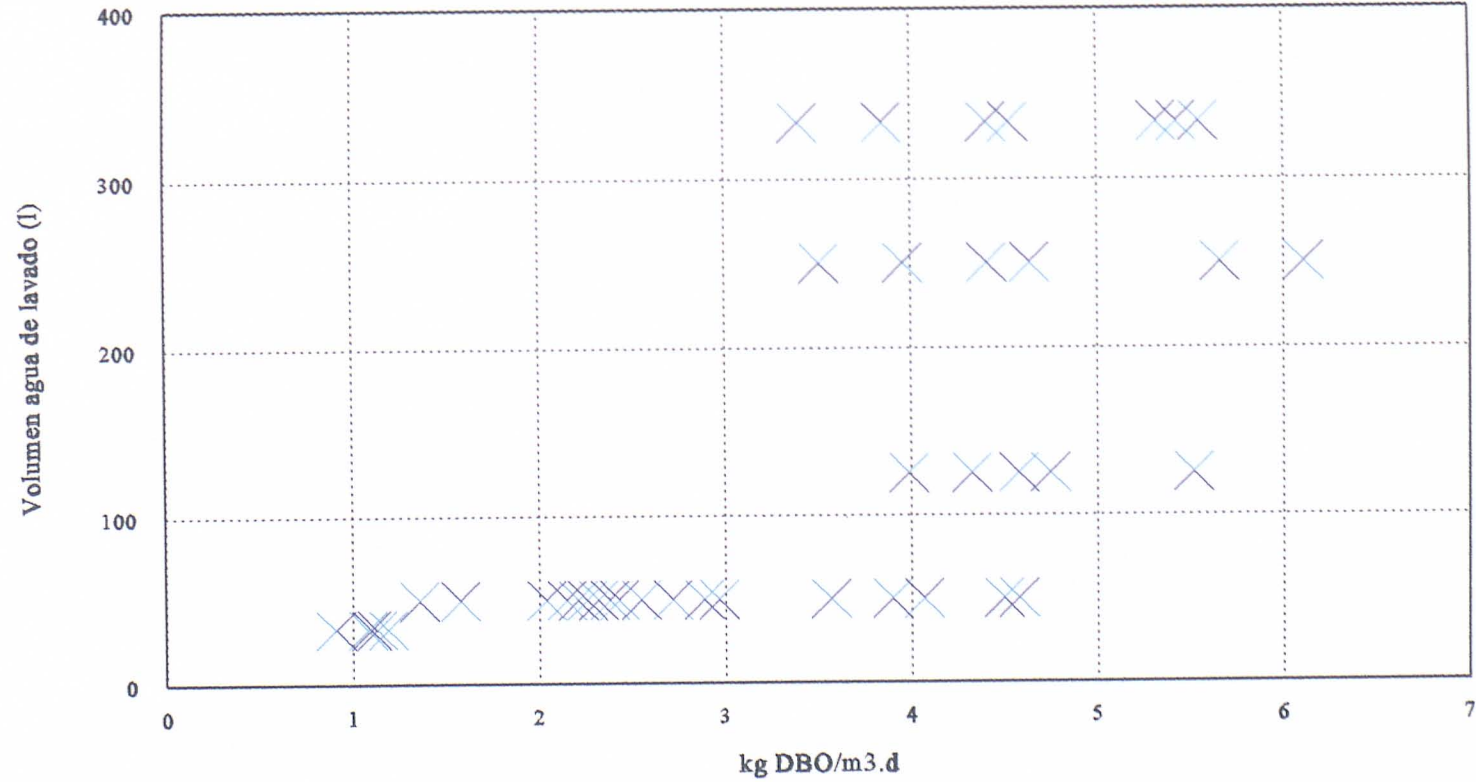


5ª FASE

Gráfico nº 10.141

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## VOLUMEN DE AGUA DE LAVADO

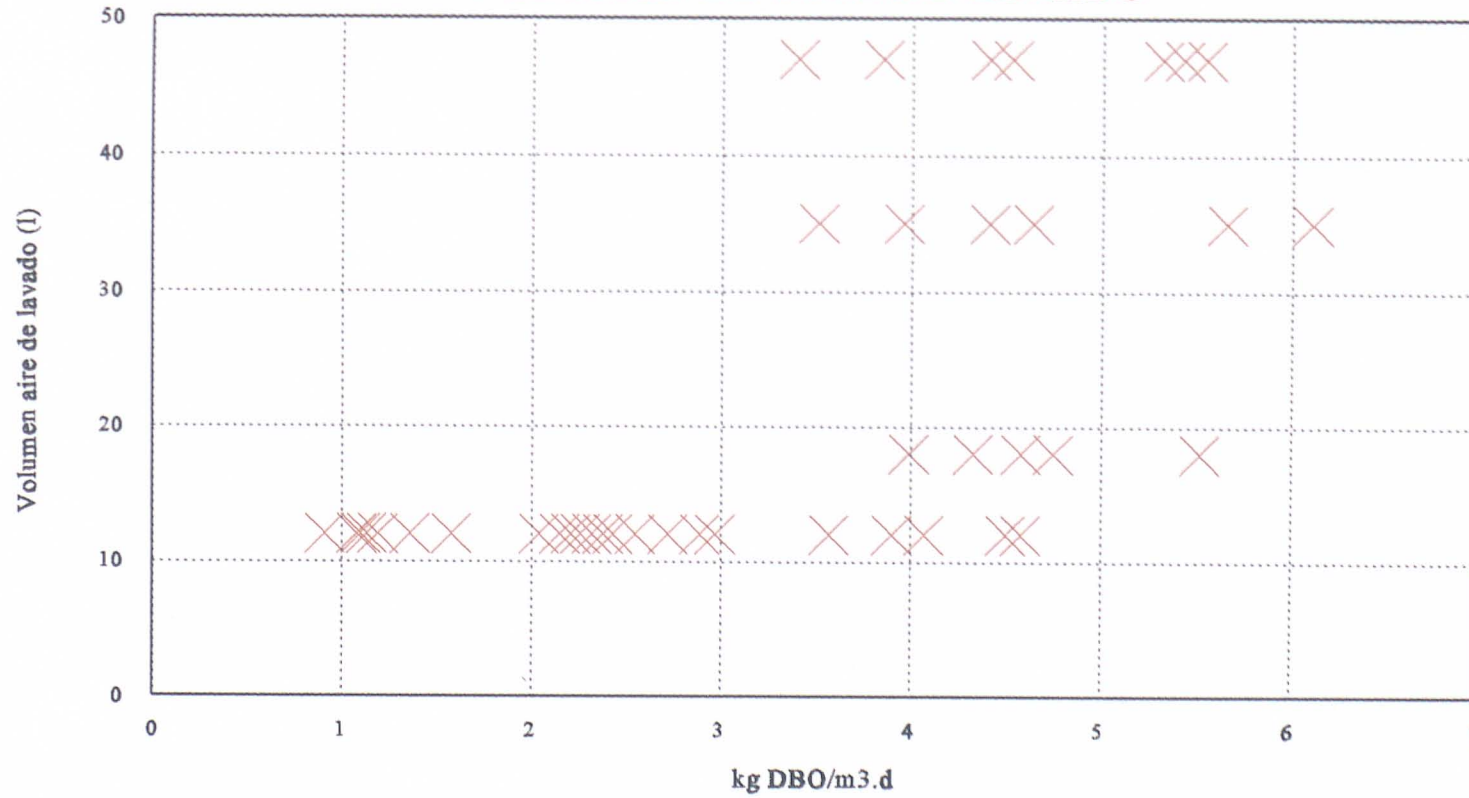


5ª FASE

Grafico n° 10.142

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## VOLUMEN DE AIRE DE LAVADO

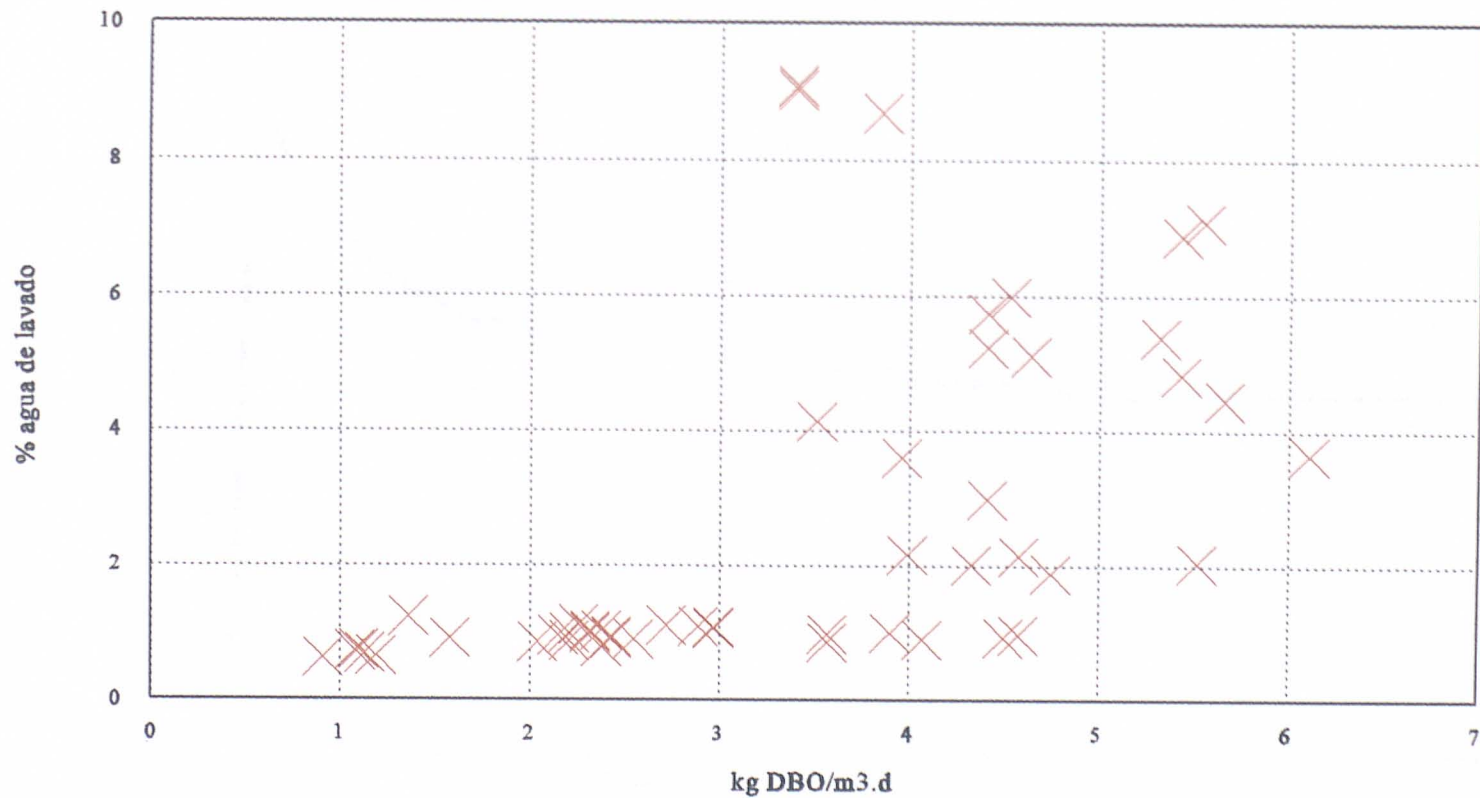


5ª FASE

Grafico n° 10.143

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

**% AGUA DE LAVADO RESPECTO AL CAUDAL DE AGUA DE PROCESO**

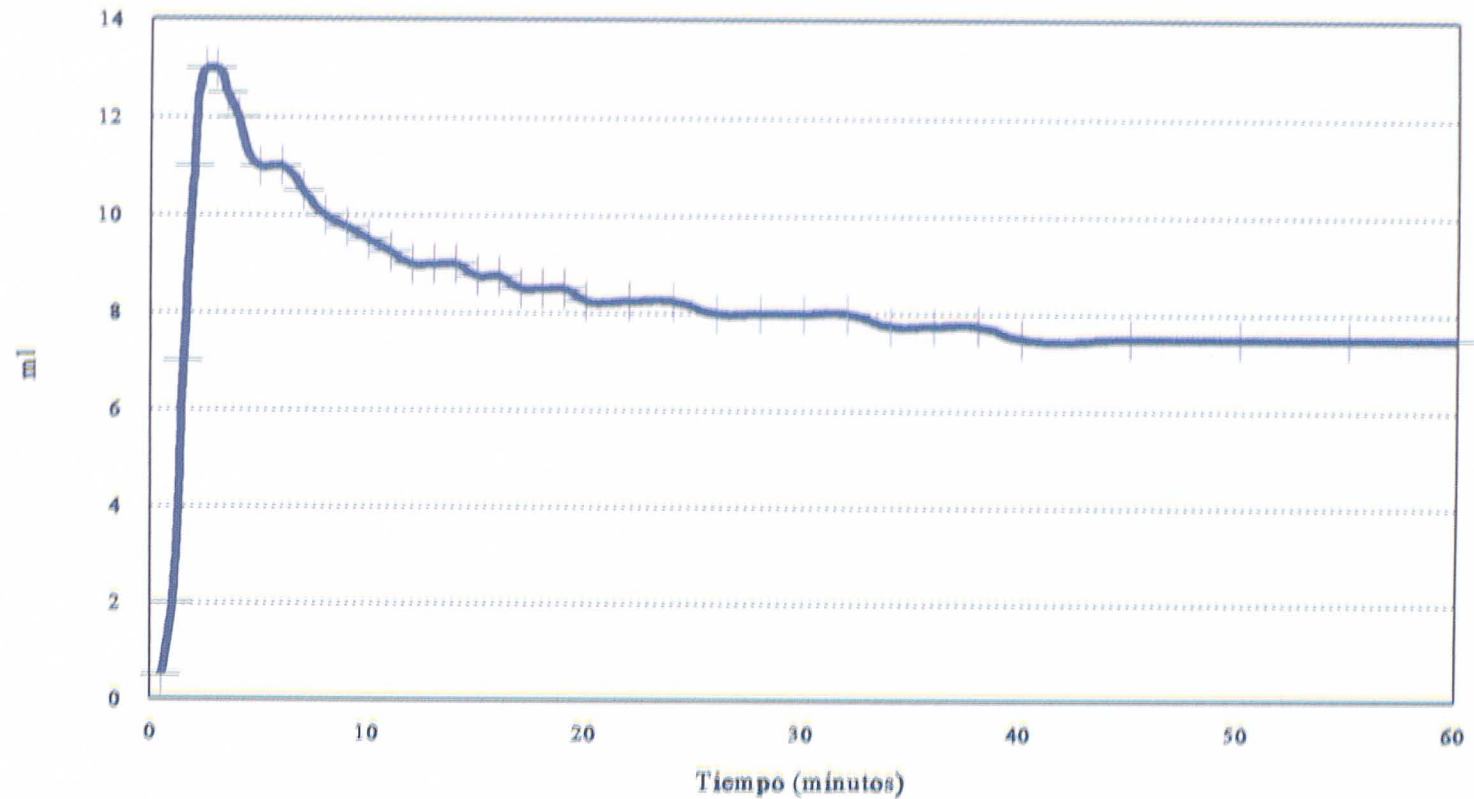


**5ª FASE**

Grafico n° 10.144

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## SEDIMENTABILIDAD DEL FANGO. MUESTRA 1

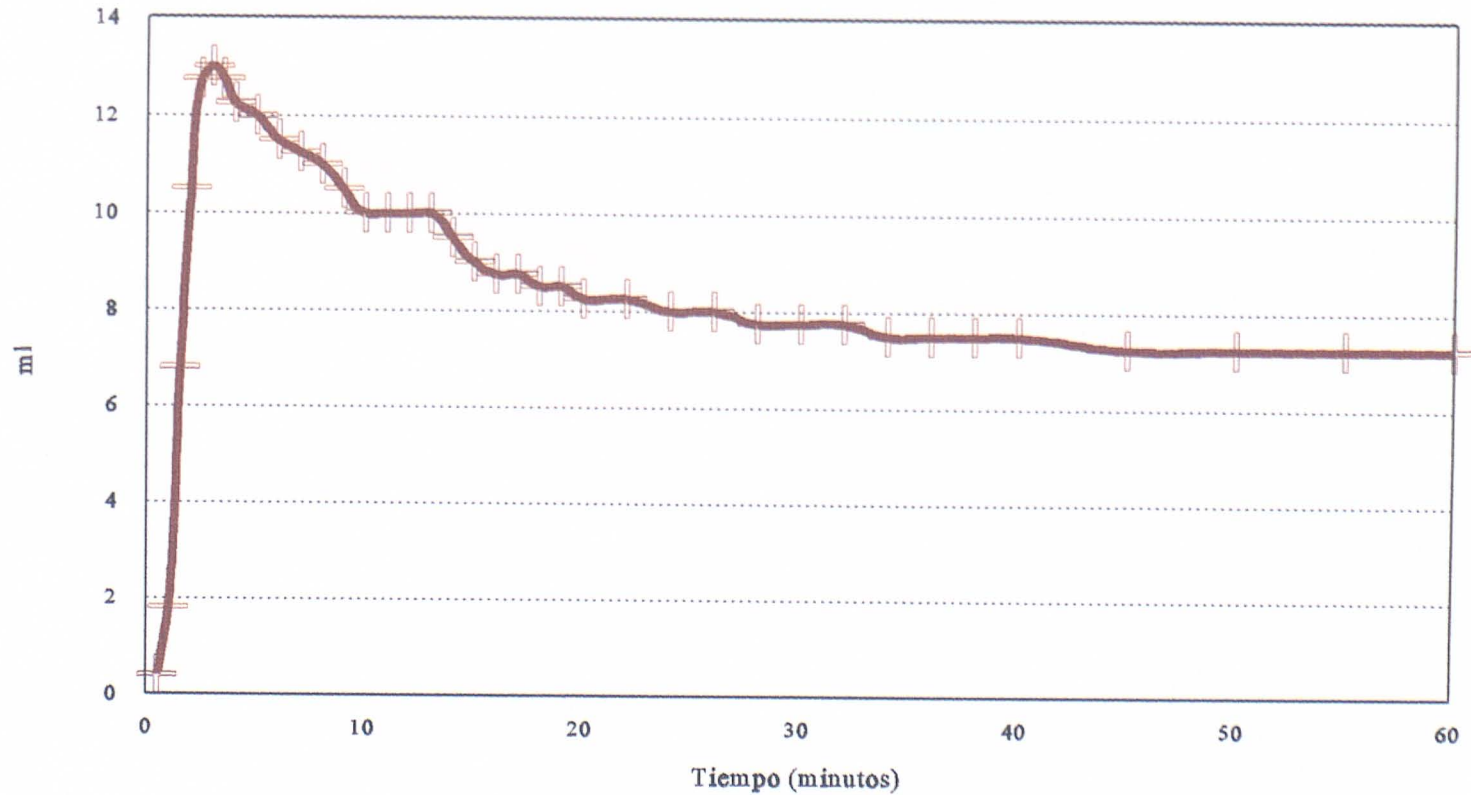


5ª FASE

Grafico n° 10.145

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## SEDIMENTABILIDAD DEL FANGO. MUESTRA 2

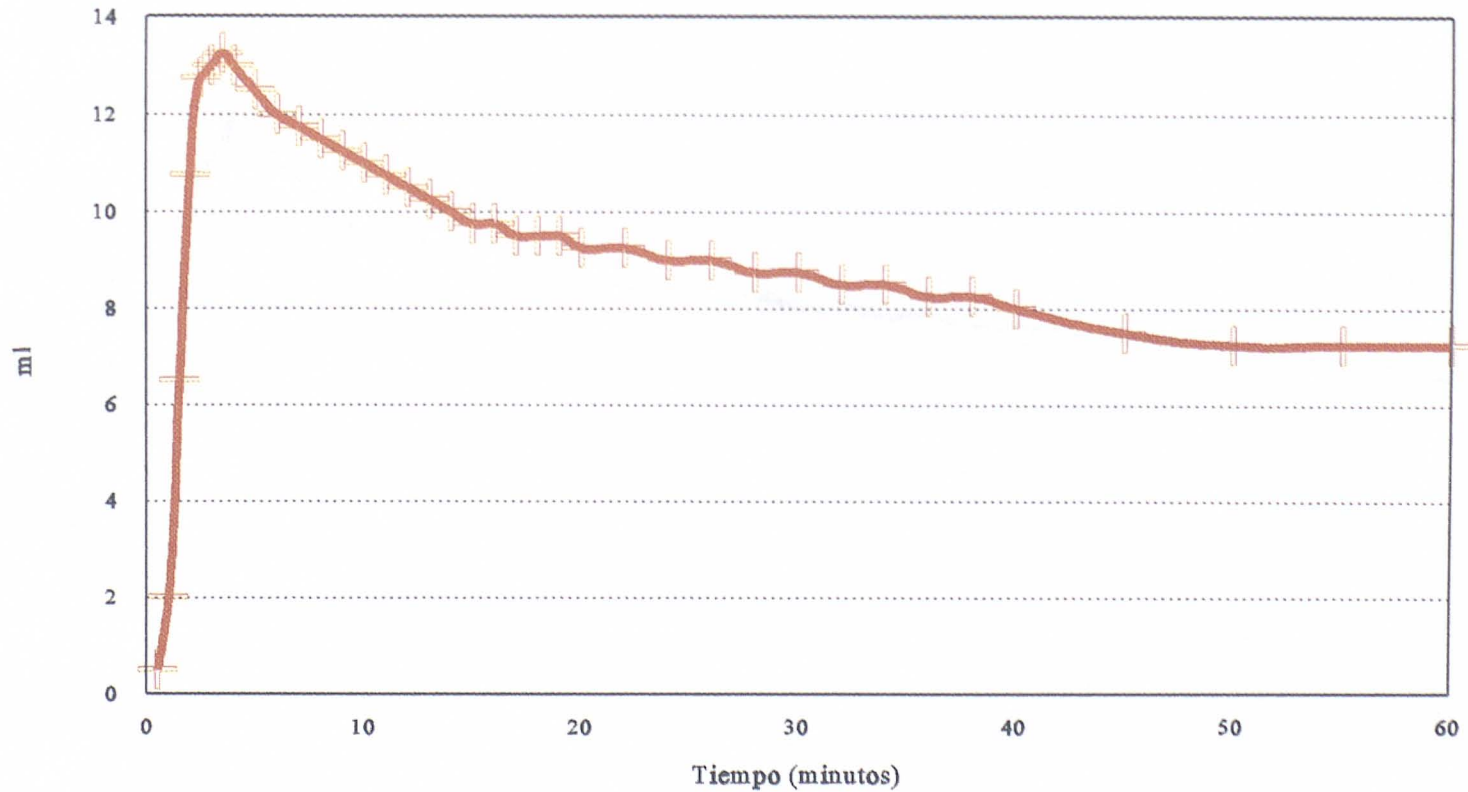


5ª FASE

Gráfico n° 10.146

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## SEDIMENTABILIDAD DEL FANGO. MUESTRA 3



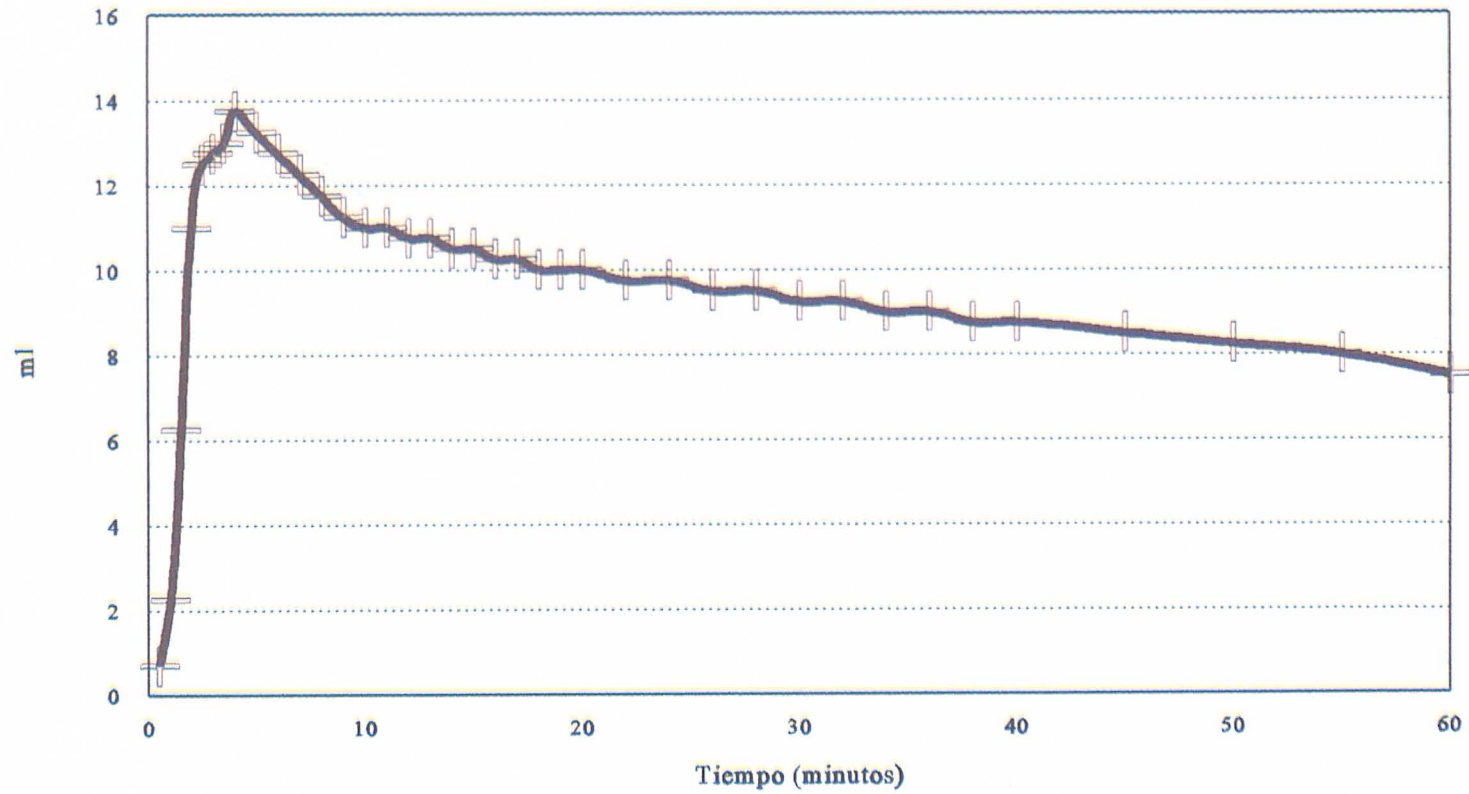
5ª FASE

Grafico n° 10.147



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## SEDIMENTABILIDAD DEL FANGO. MUESTRA 4

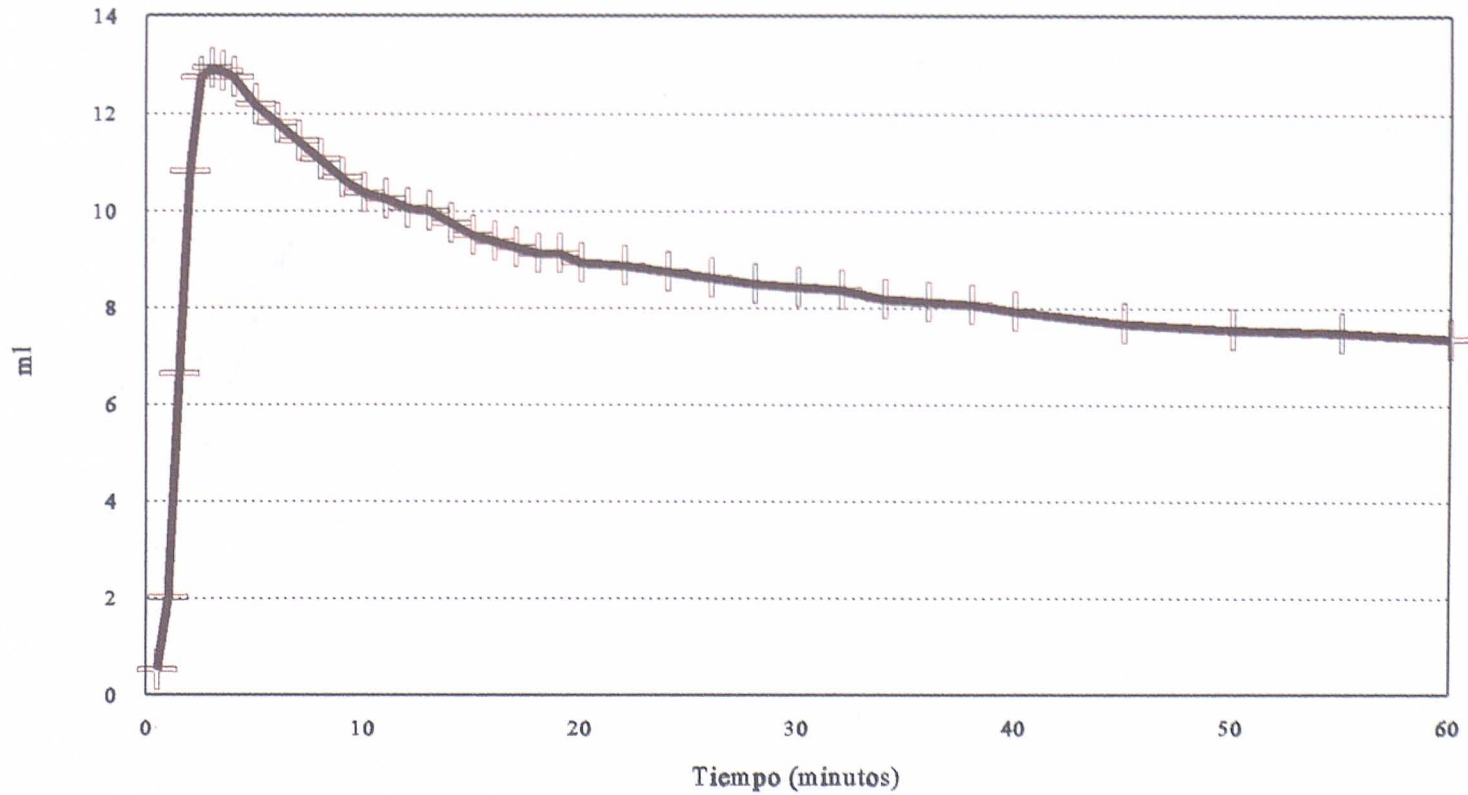


5ª FASE

Grafico n° 10.148

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## SEDIMENTABILIDAD DEL FANGO. VALORES MEDIOS

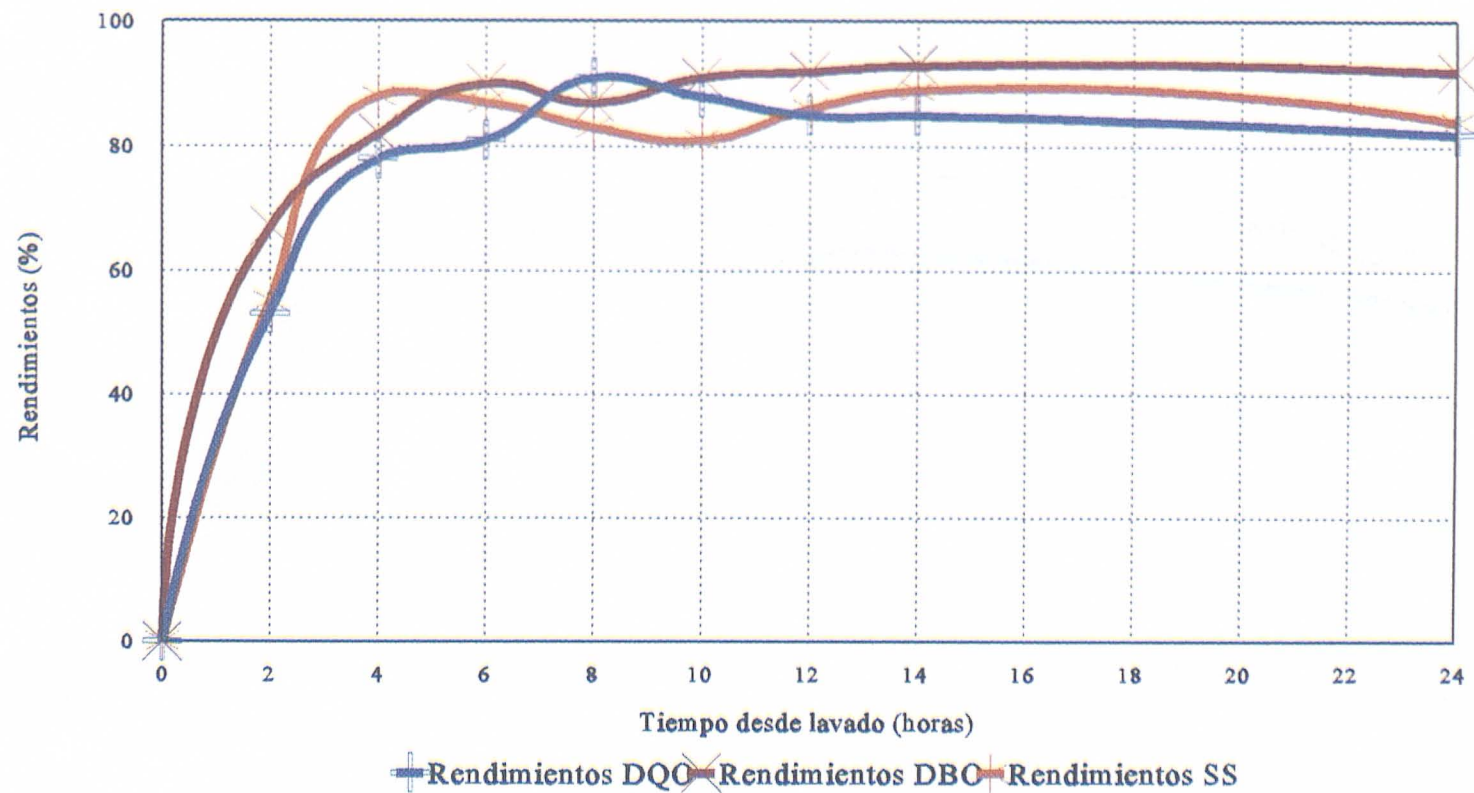


5ª FASE

Grafico n° 10.149

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CURVA DE RECUPERACION DEL FILTRO. MUESTRA 1

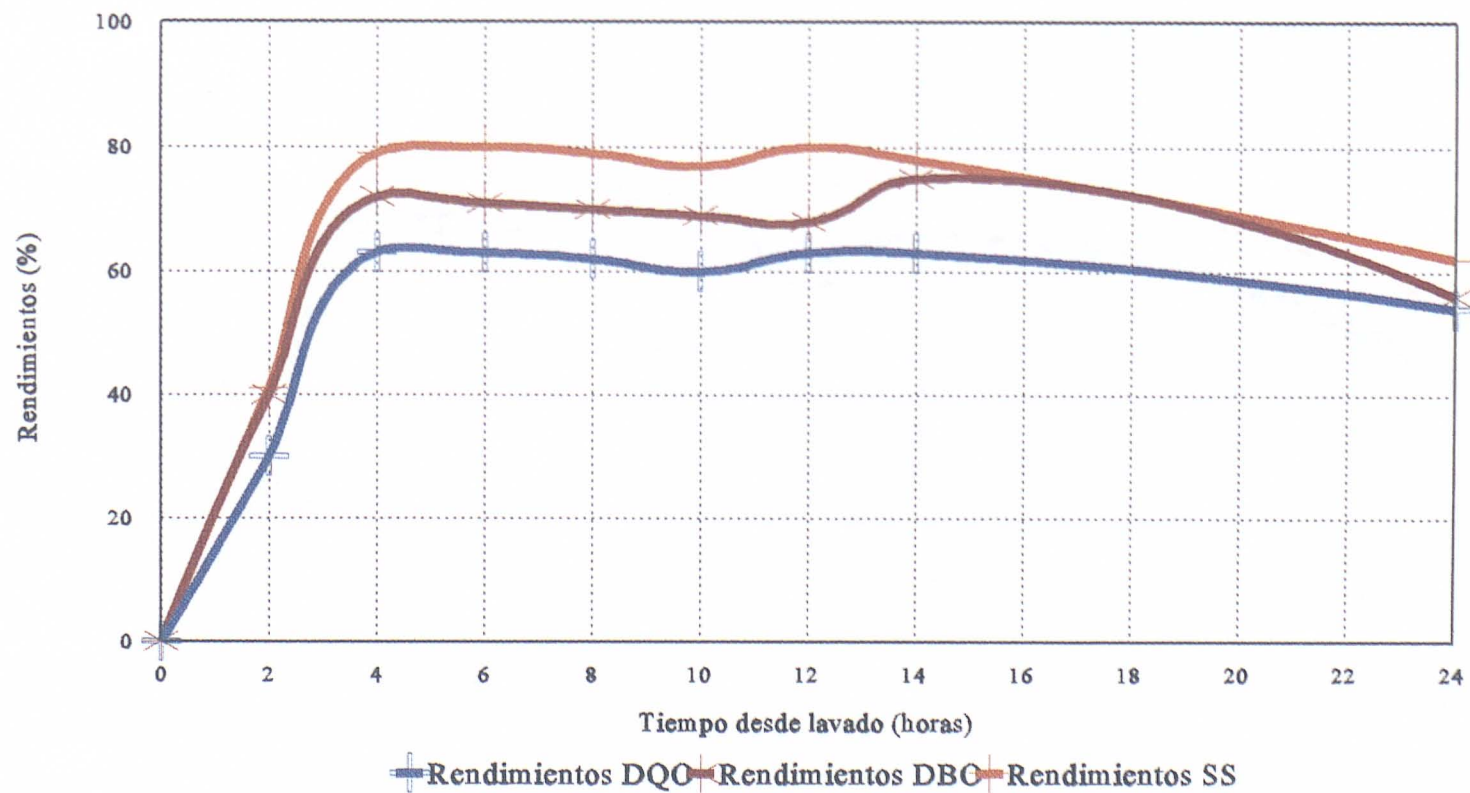


5ª FASE

Grafico n° 10.150

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CURVA DE RECUPERACION DEL FILTRO. MUESTRA 2

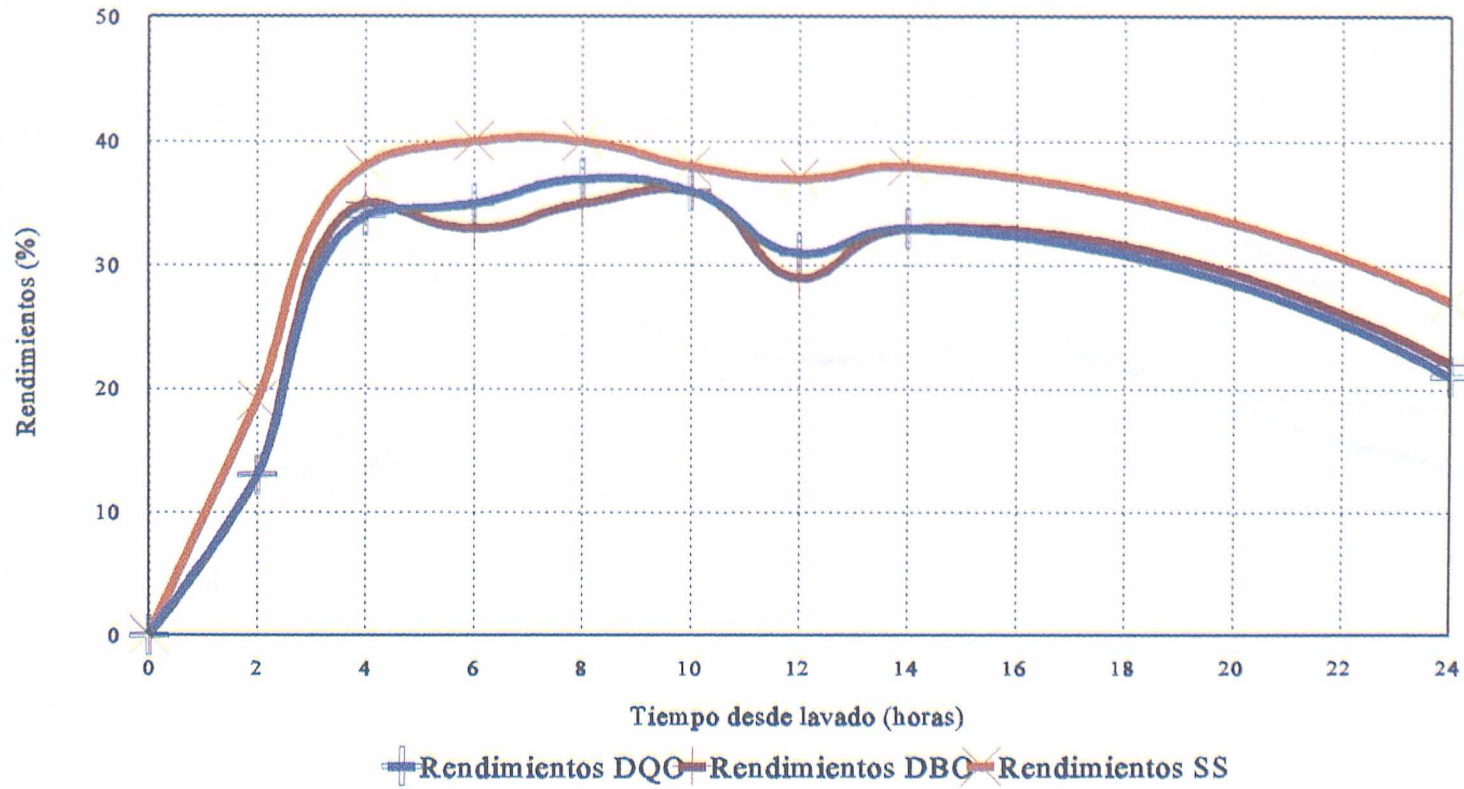


5ª FASE

Grafico n° 10.151

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CURVA DE RECUPERACION DEL FILTRO. MUESTRA 3

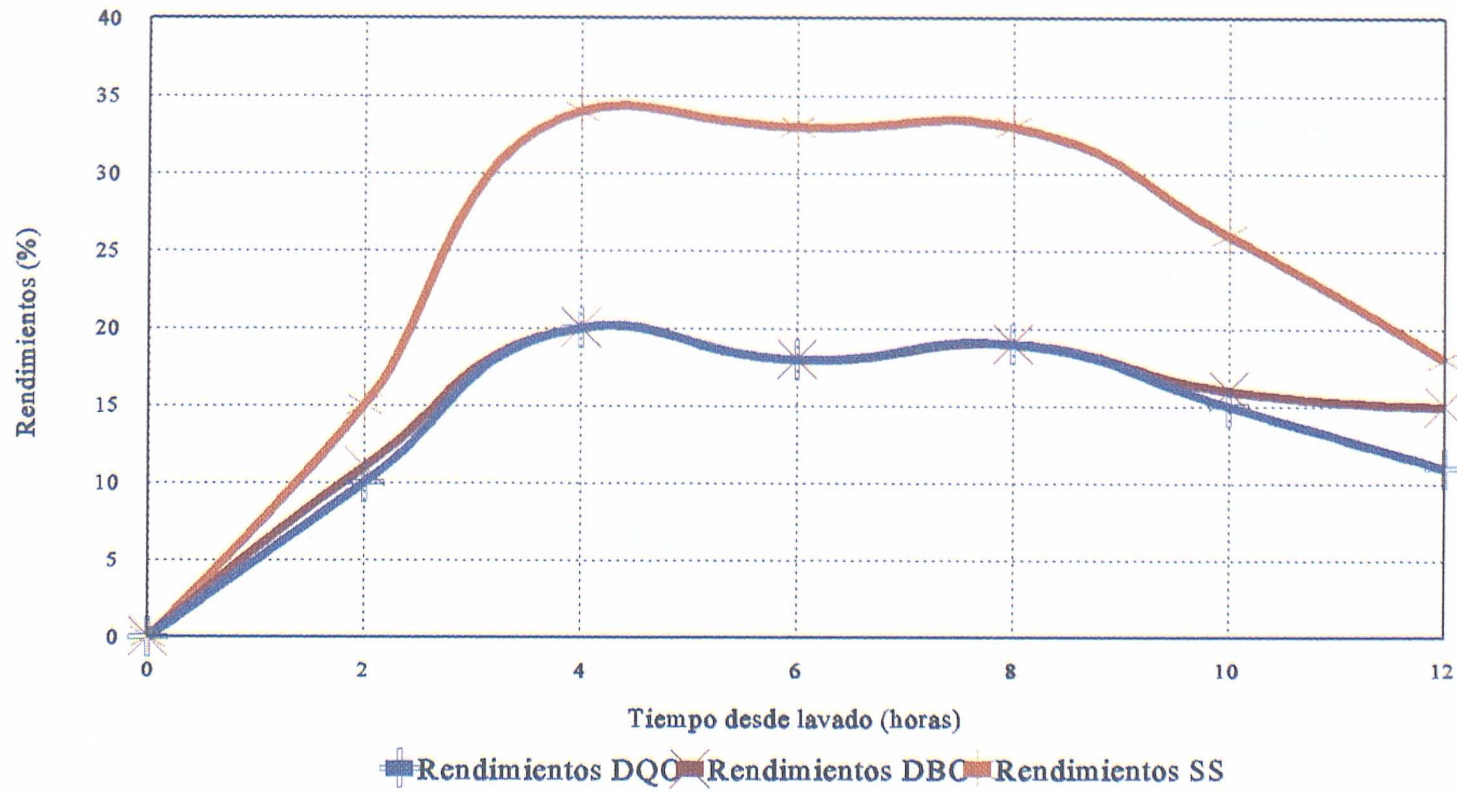


5ª FASE

Grafico n° 10.152

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CURVA DE RECUPERACION DEL FILTRO. MUESTRA 4

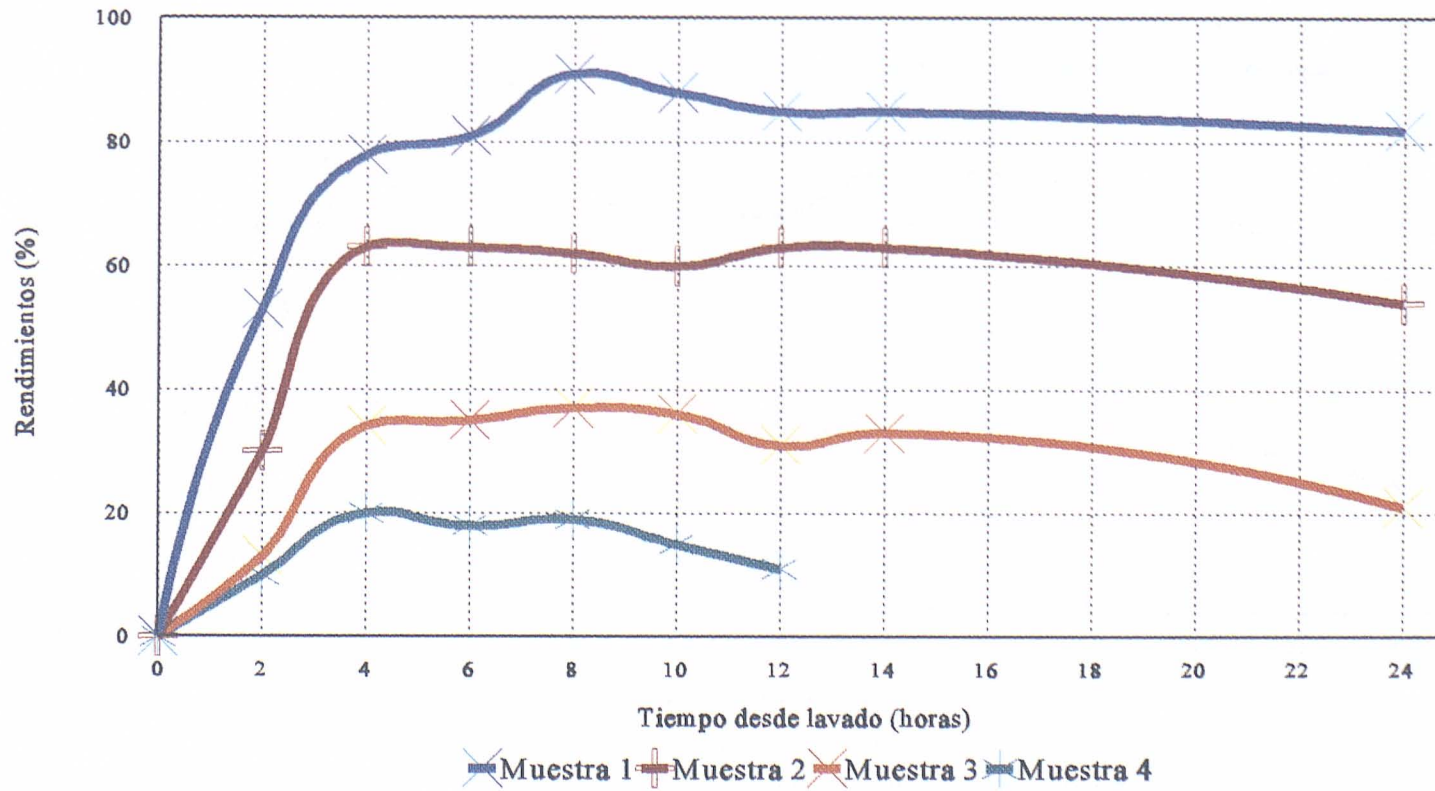


5ª FASE

Grafico n° 10.153

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CURVA DE RECUPERACION DEL FILTRO. RENDIMIENTOS DQO

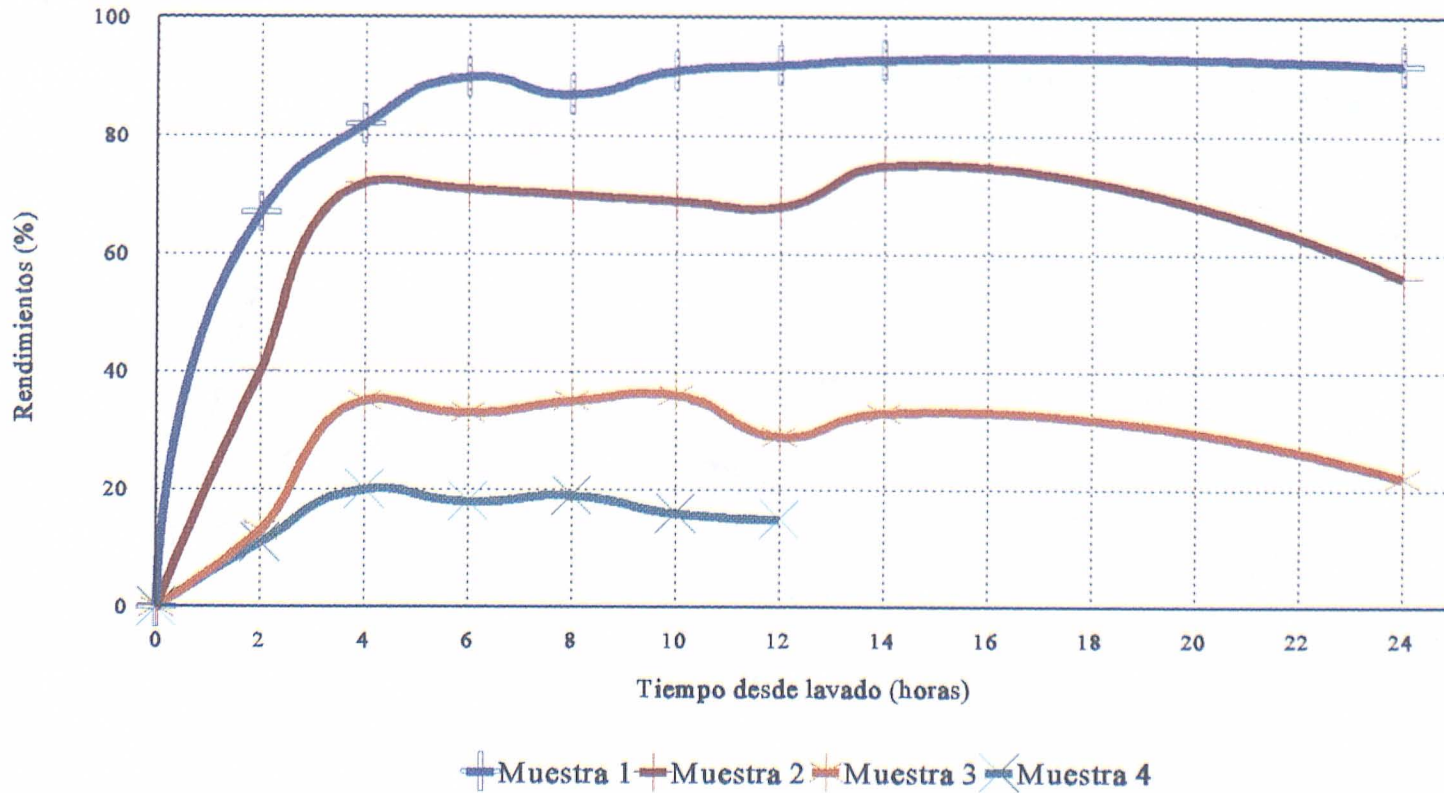


5ª FASE

Grafico n° 10.154

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CURVA DE RECUPERACION DEL FILTRO. RENDIMIENTOS DBO



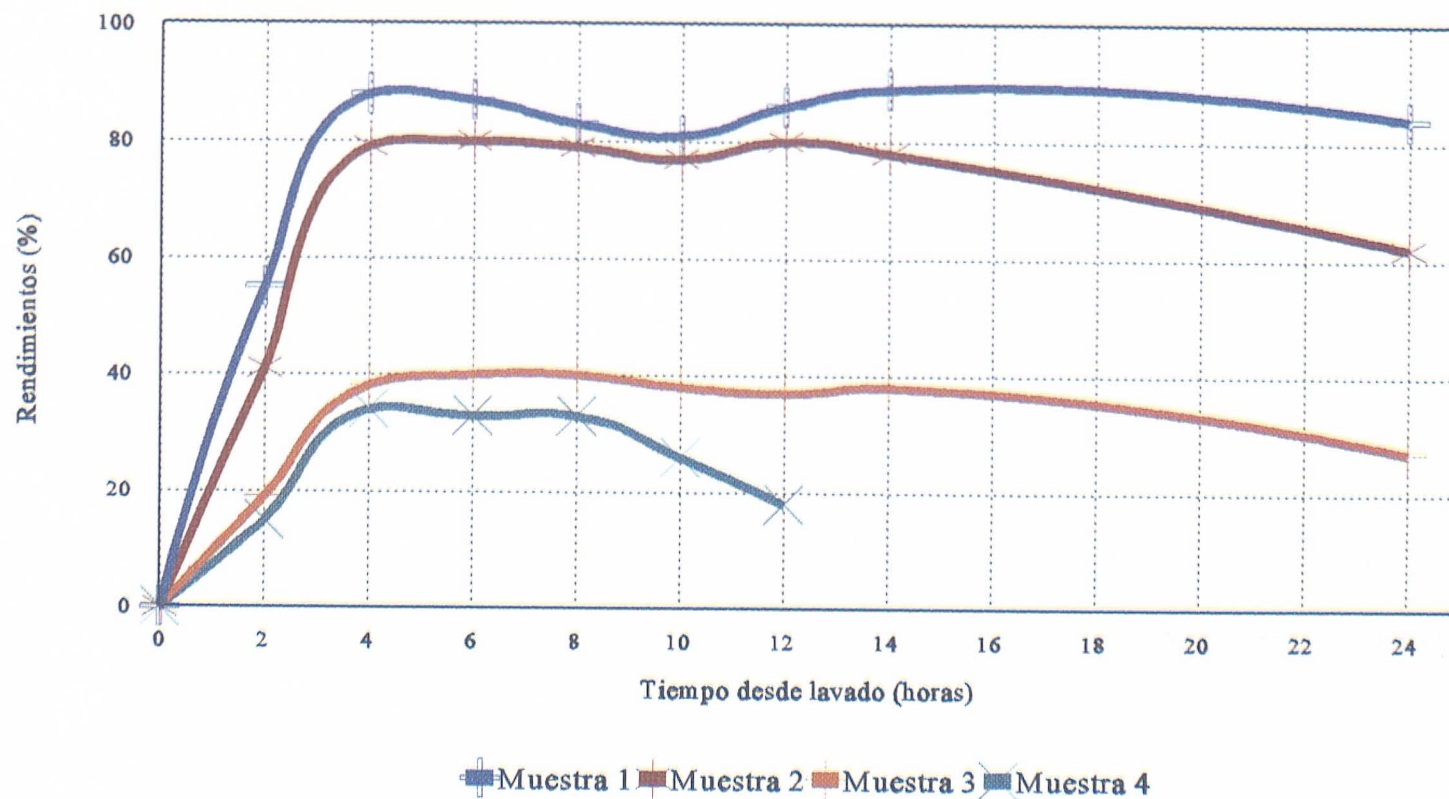
5ª FASE

Grafico n° 10.155



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## CURVA DE RECUPERACION DEL FILTRO. RENDIMIENTOS SS

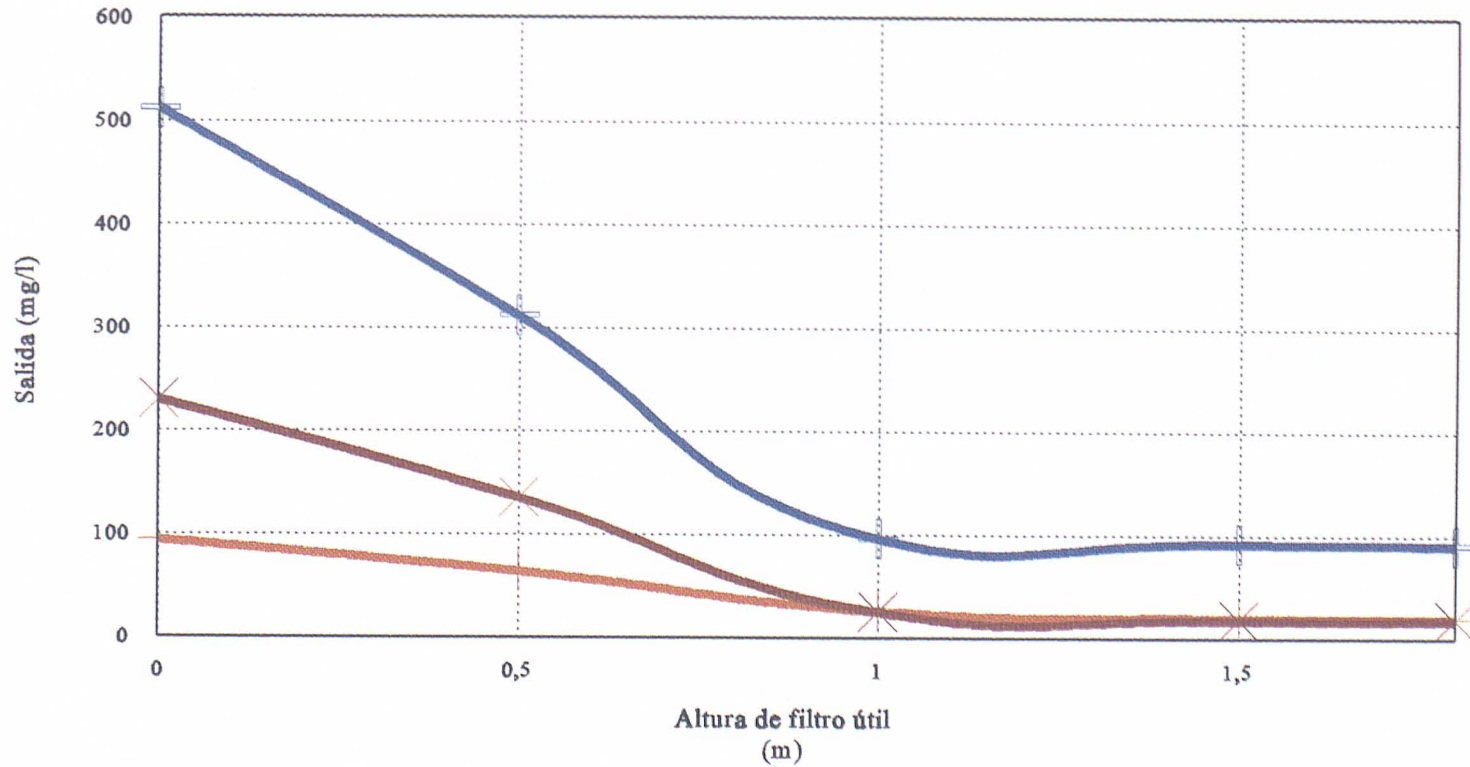


5ª FASE

Grafico n° 10.156

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## DEPURACION A DISTINTAS ALTURAS DEL FILTRO. MUESTRA 1



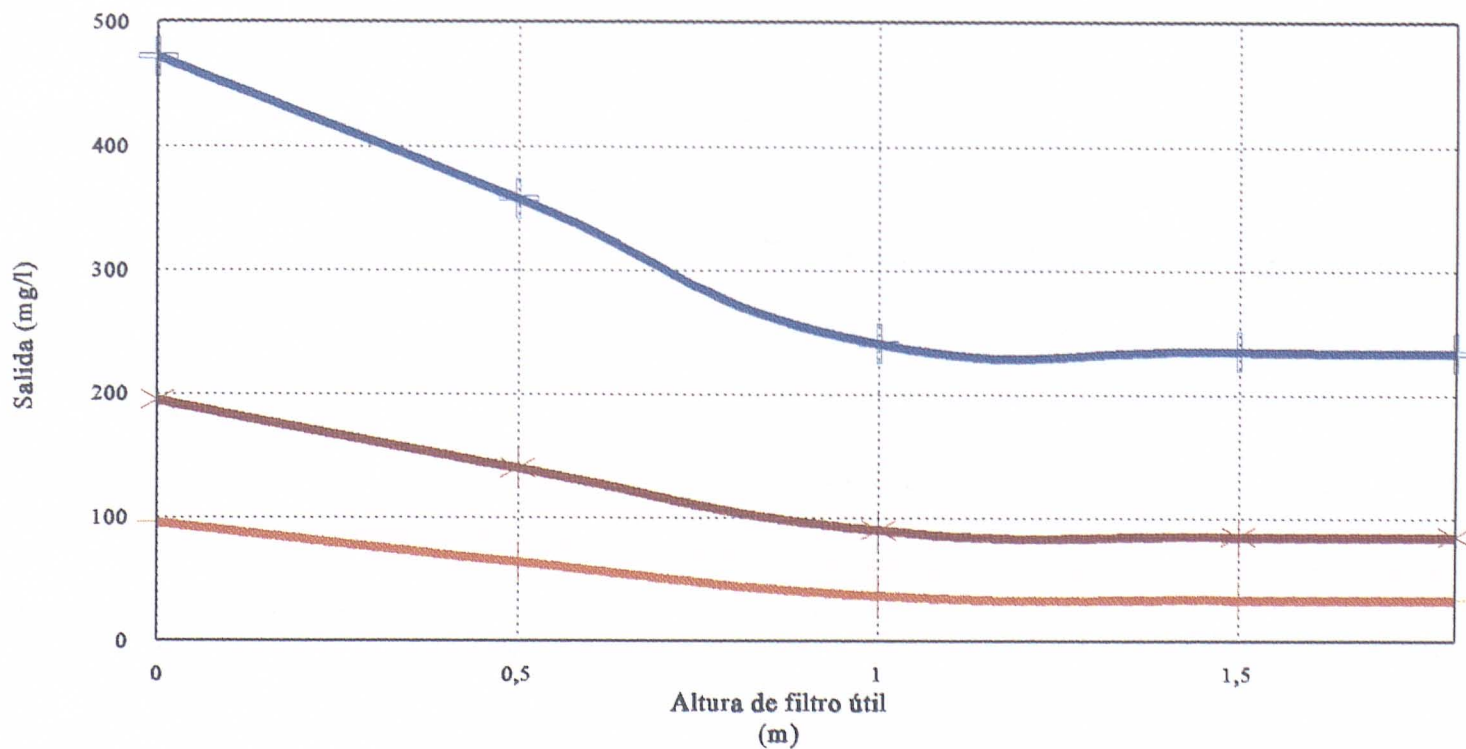
5ª FASE

■ DQO (mg/l) × DBO (mg/l) + SS (mg/l)

Grafico n° 10.157

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## DEPURACION A DISTINTAS ALTURAS DEL FILTRO. MUESTRA 2



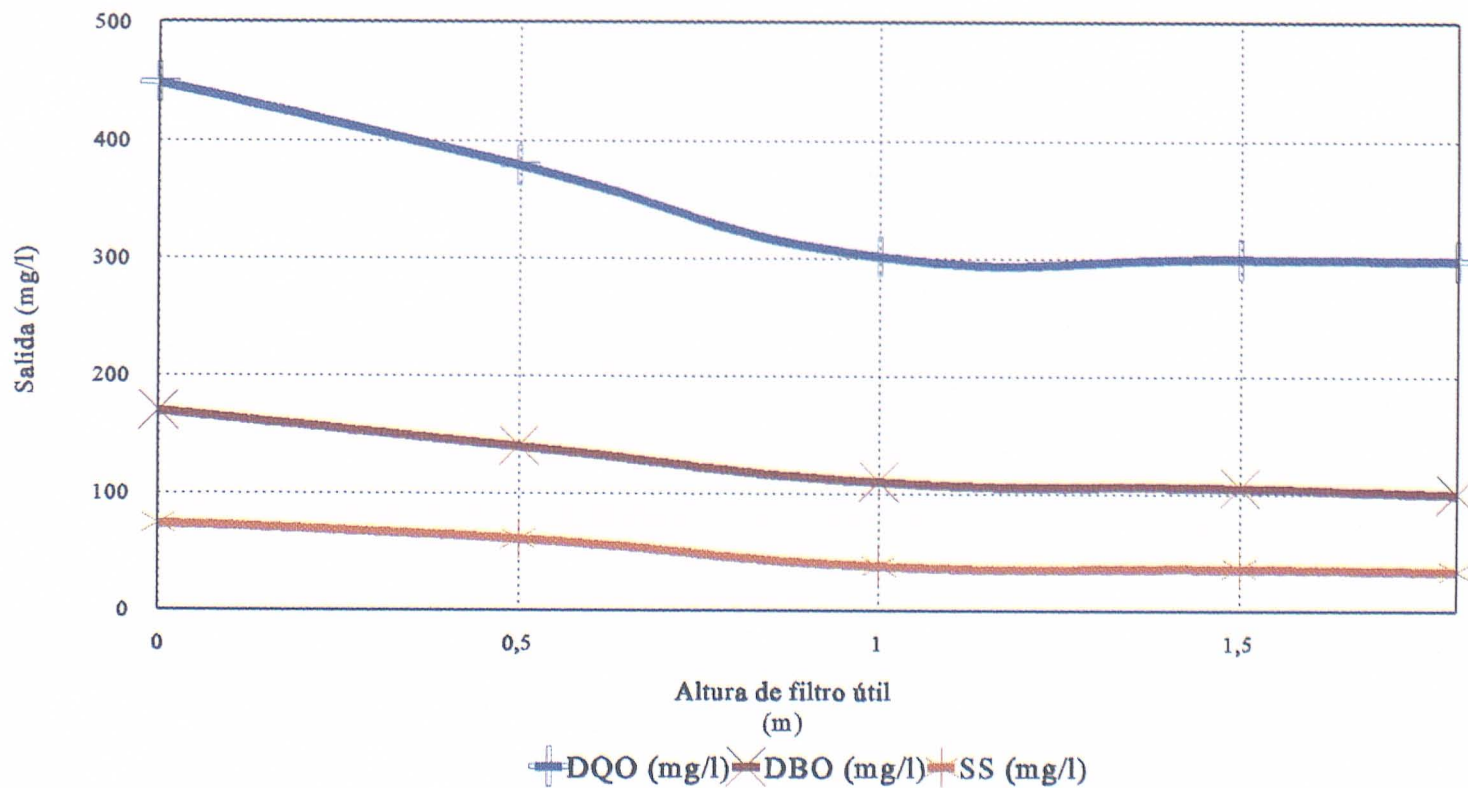
—+— DQO (mg/l) —+— DBO (mg/l) —+— SS (mg/l)

5ª FASE

Grafico n° 10.158

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## DEPURACION A DISTINTAS ALTURAS DEL FILTRO. MUESTRA 3

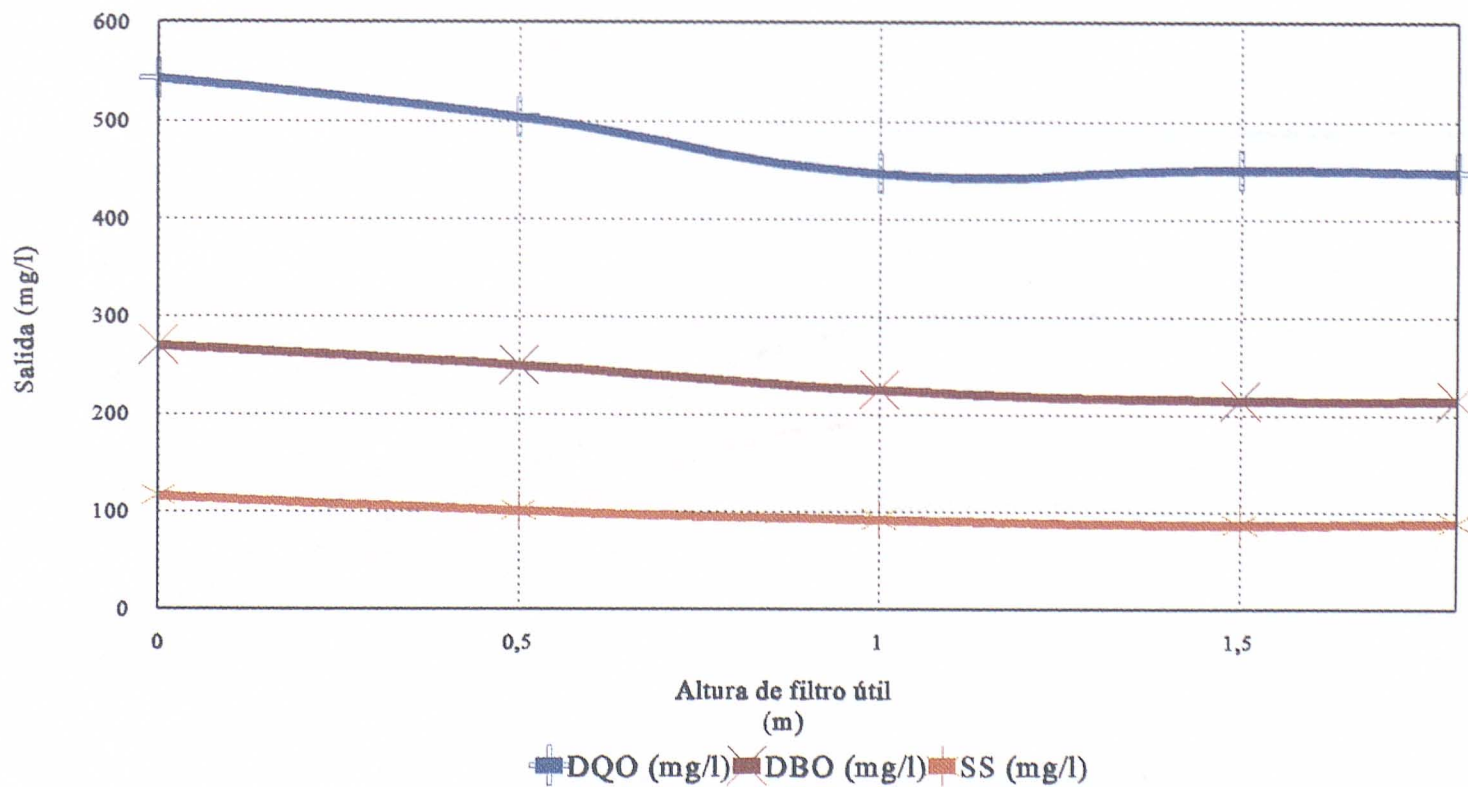


5ª FASE

Grafico n° 10.159

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## DEPURACION A DISTINTAS ALTURAS DEL FILTRO. MUESTRA 4

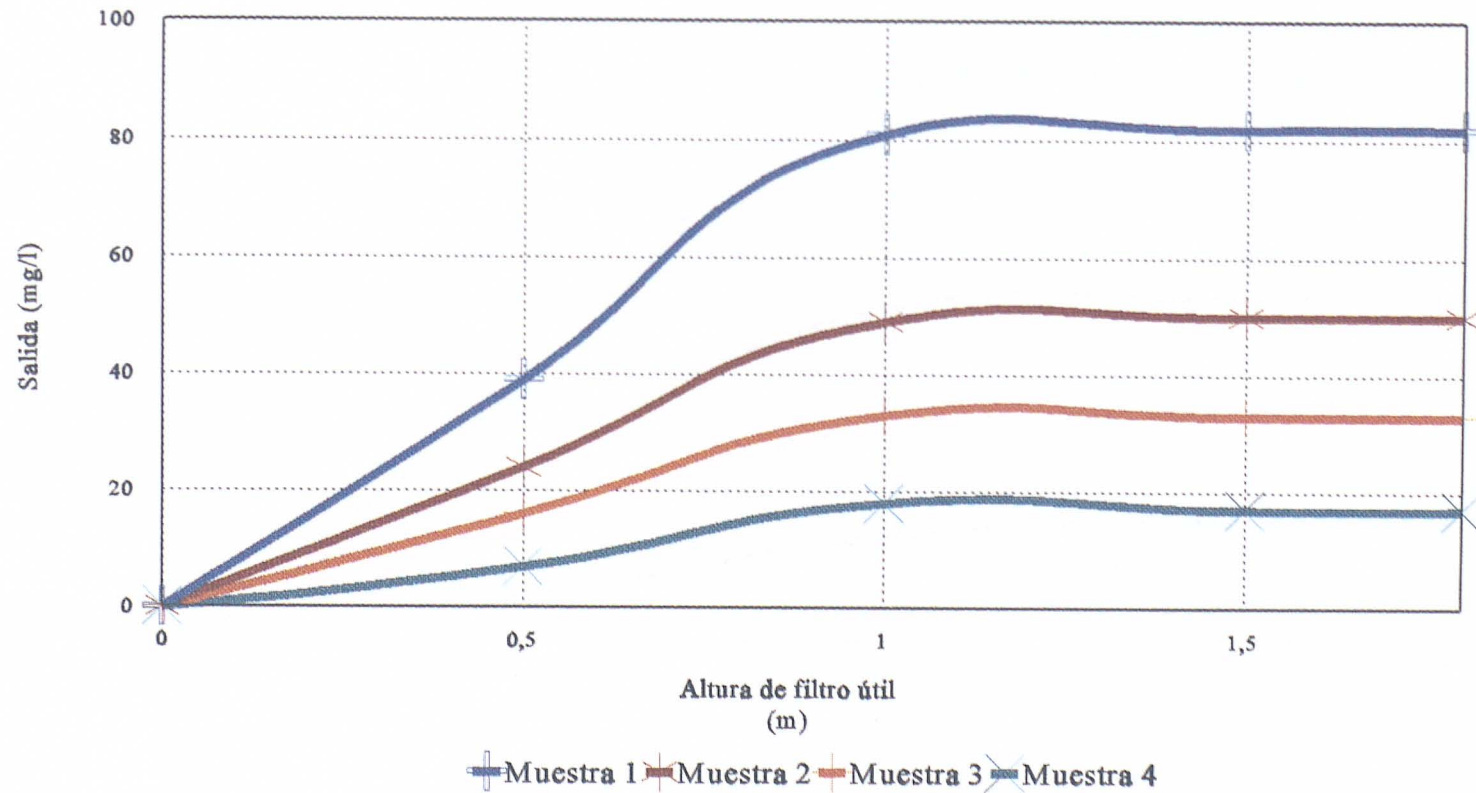


5ª FASE

Grafico n° 10.160

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## DEPURACION A DISTINTAS ALTURAS DEL FILTRO. RENDIMIENTOS EN DQO

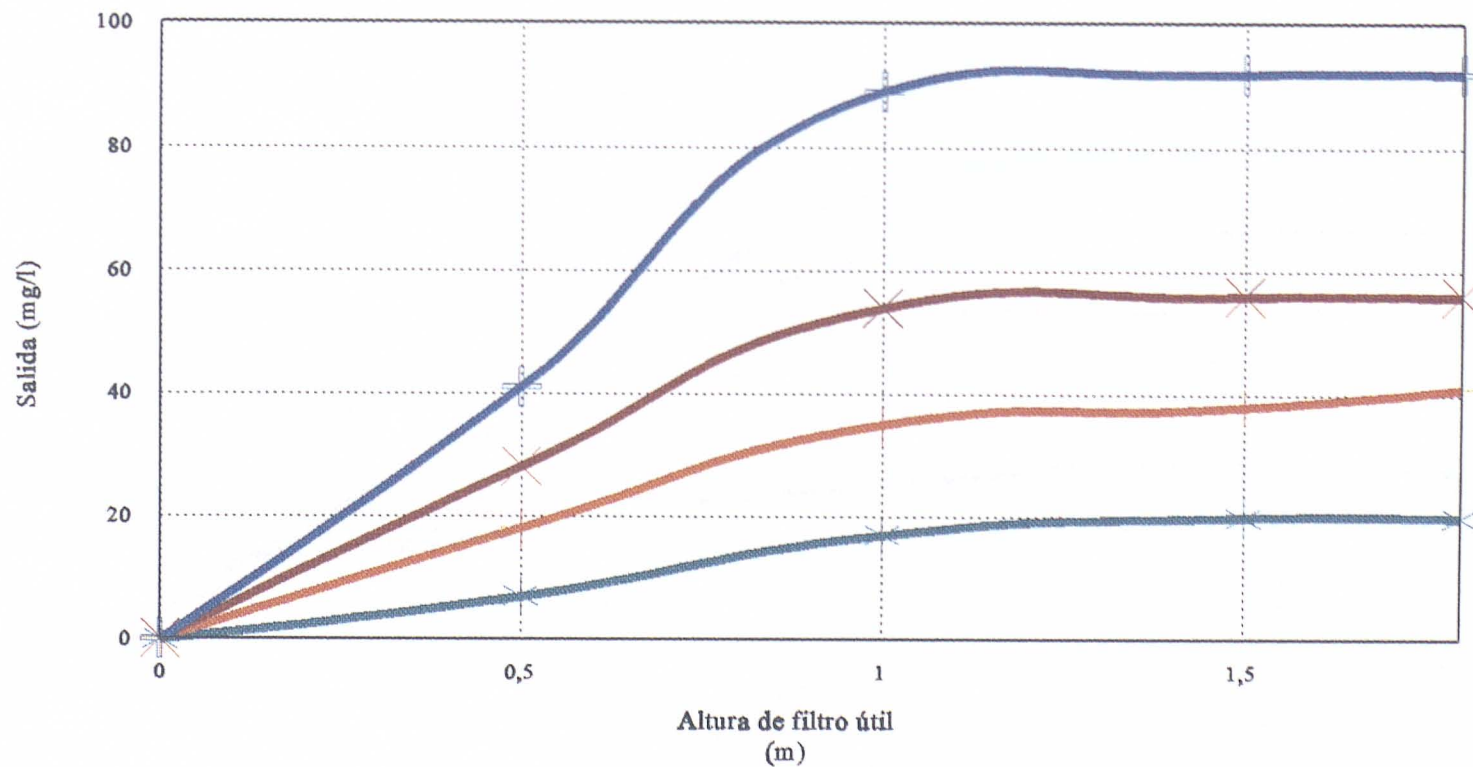


5ª FASE

Gráfico n° 10.161

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## DEPURACION A DISTINTAS ALTURAS DEL FILTRO. RENDIMIENTOS EN DBO



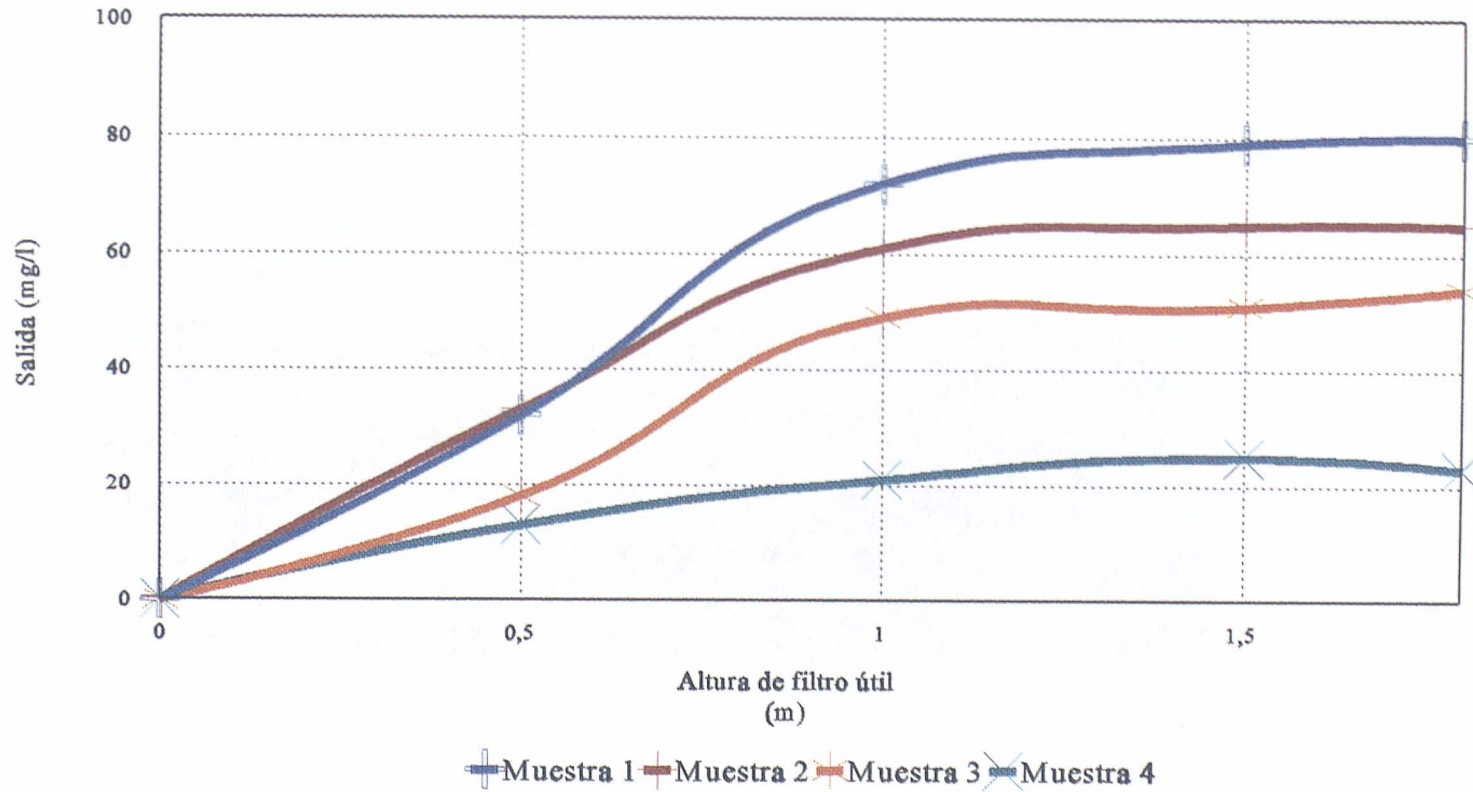
5ª FASE

—+— Muestra 1 —x— Muestra 2 —+— Muestra 3 —x— Muestra 4

Grafico n° 10.162

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## DEPURACION A DISTINTAS ALTURAS DEL FILTRO. RENDIMIENTOS EN SS



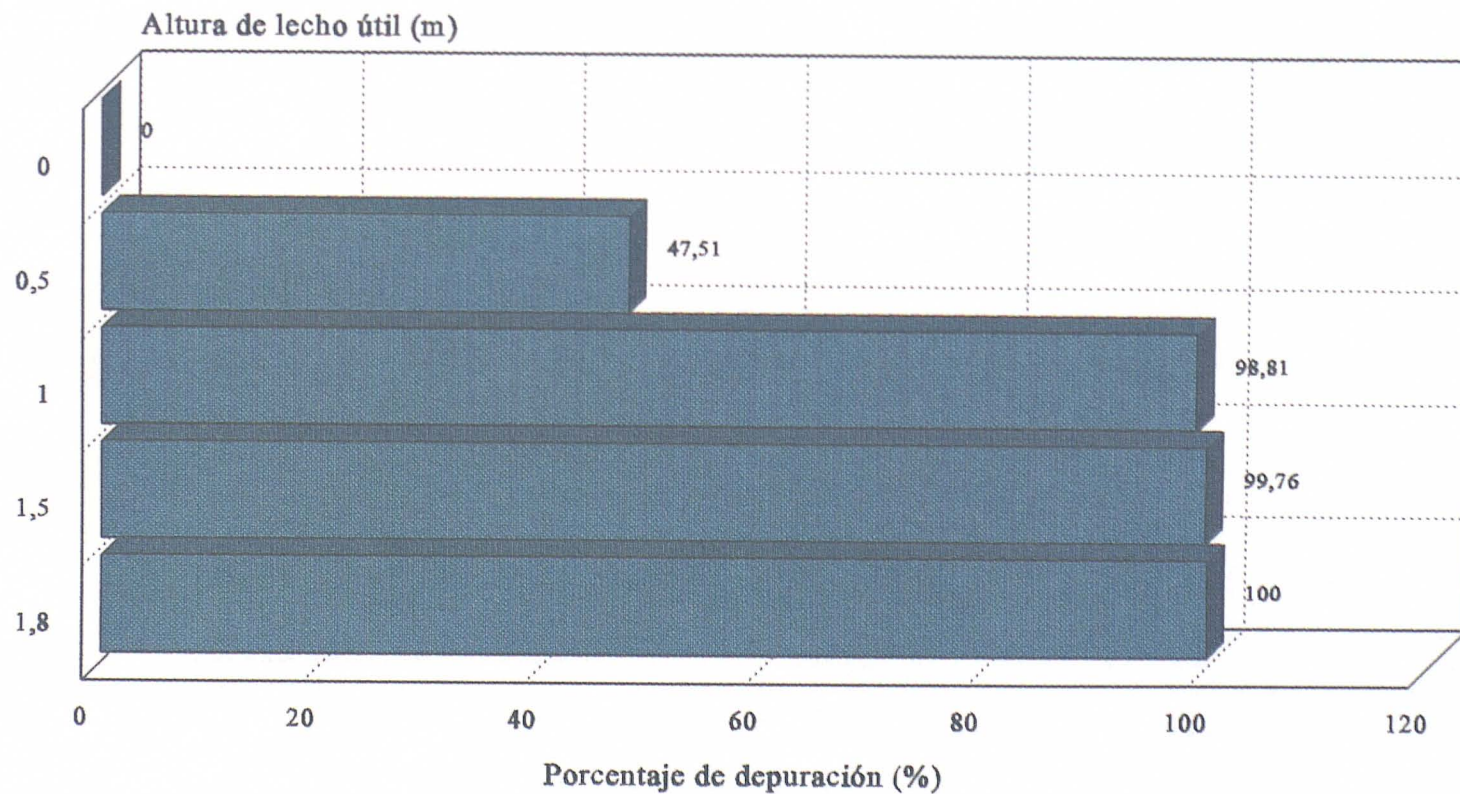
5ª FASE

Grafico n° 10.163



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## PORCENTAJE DE DEPURACION EN DQO. MUESTRA 1

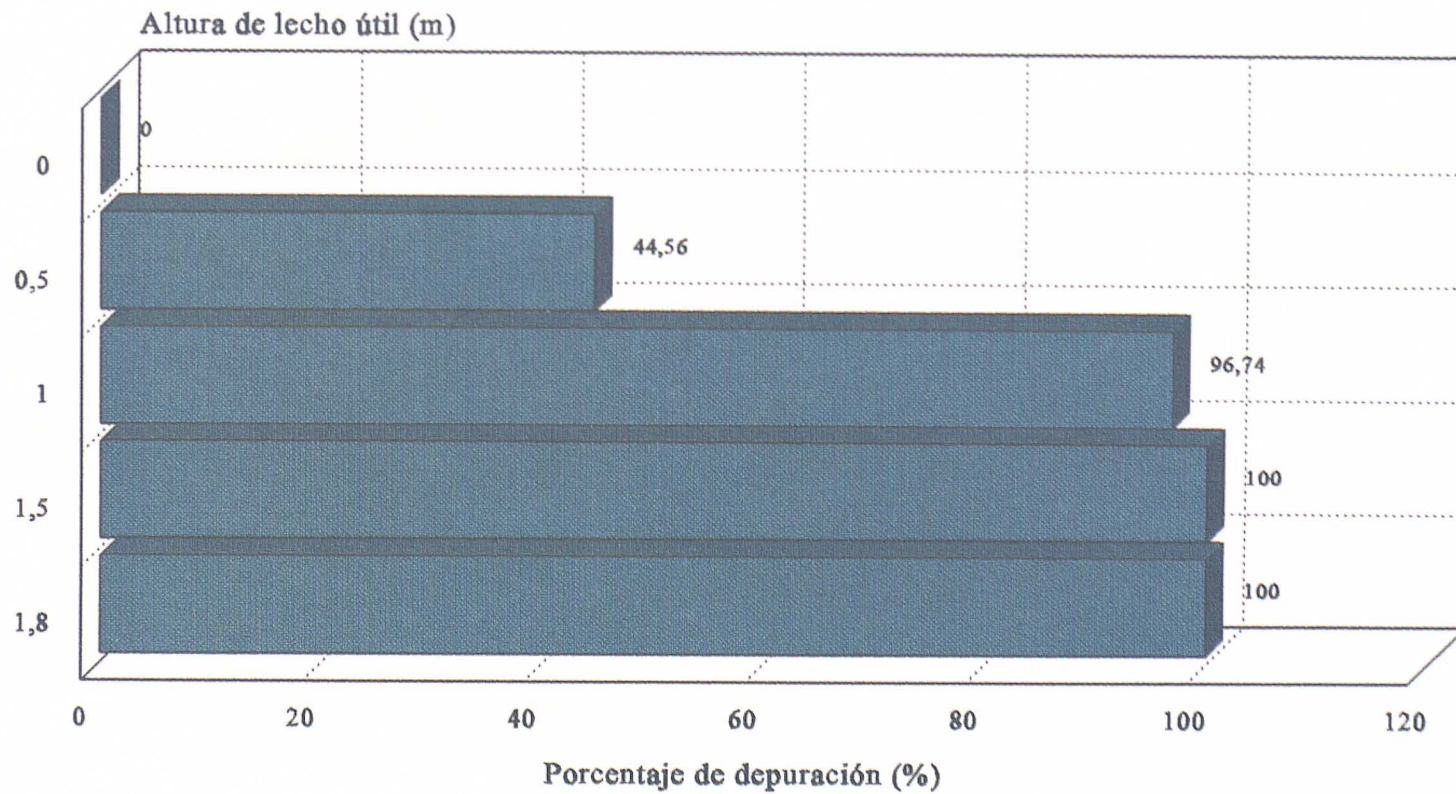


5ª FASE

Grafico n° 10.164

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## PORCENTAJE DE DEPURACION EN DBO. MUESTRA 1

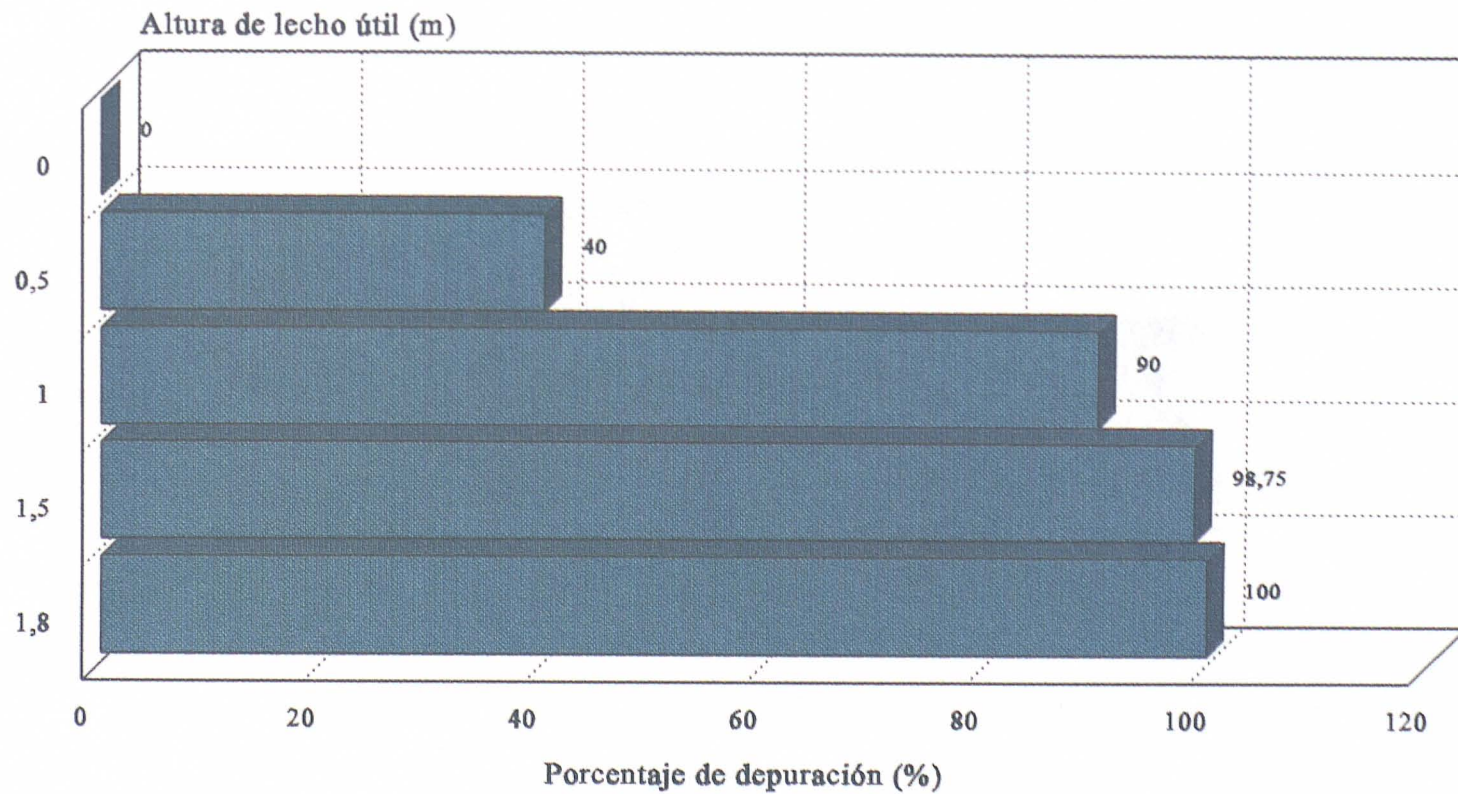


5ª FASE

Grafico n° 10.165

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## PORCENTAJE DE DEPURACION EN SS. MUESTRA 1

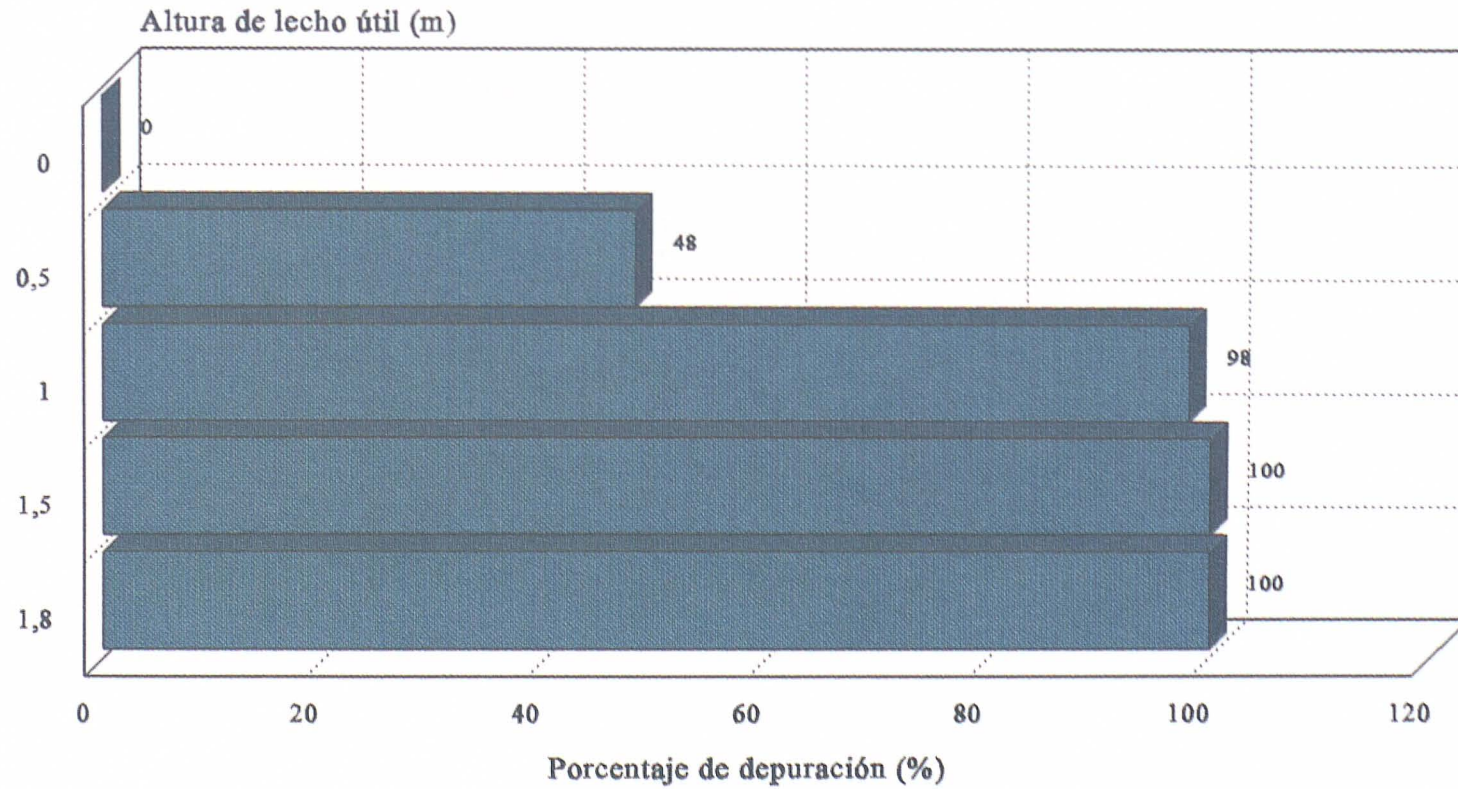


5ª FASE

Grafico n° 10.166

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## PORCENTAJE DE DEPURACION EN DQO. MUESTRA 2

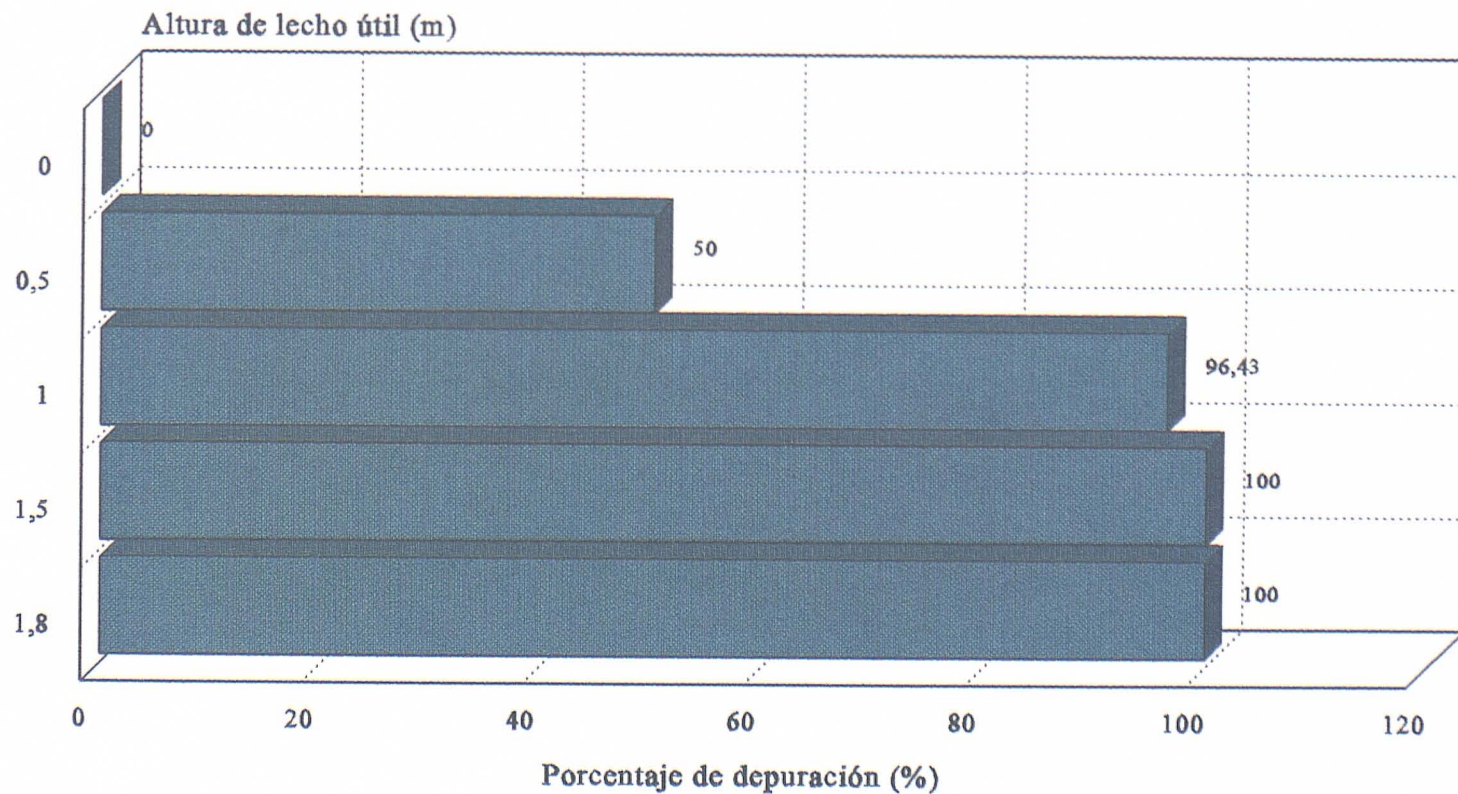


5ª FASE

Grafico n° 10.167

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## PORCENTAJE DE DEPURACION EN DBO. MUESTRA 2

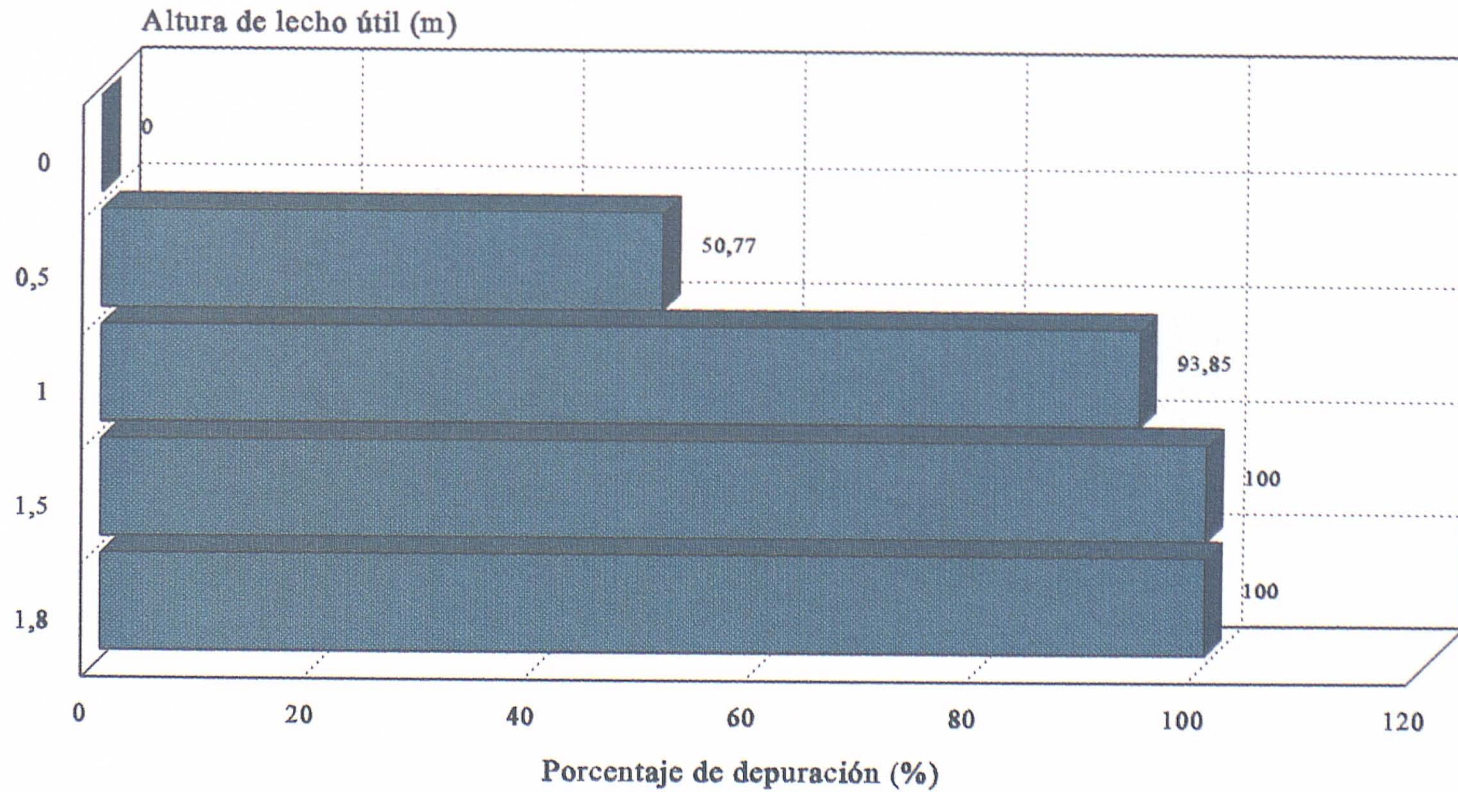


5ª FASE

Gráfico n° 10.168

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## PORCENTAJE DE DEPURACION EN SS. MUESTRA 2

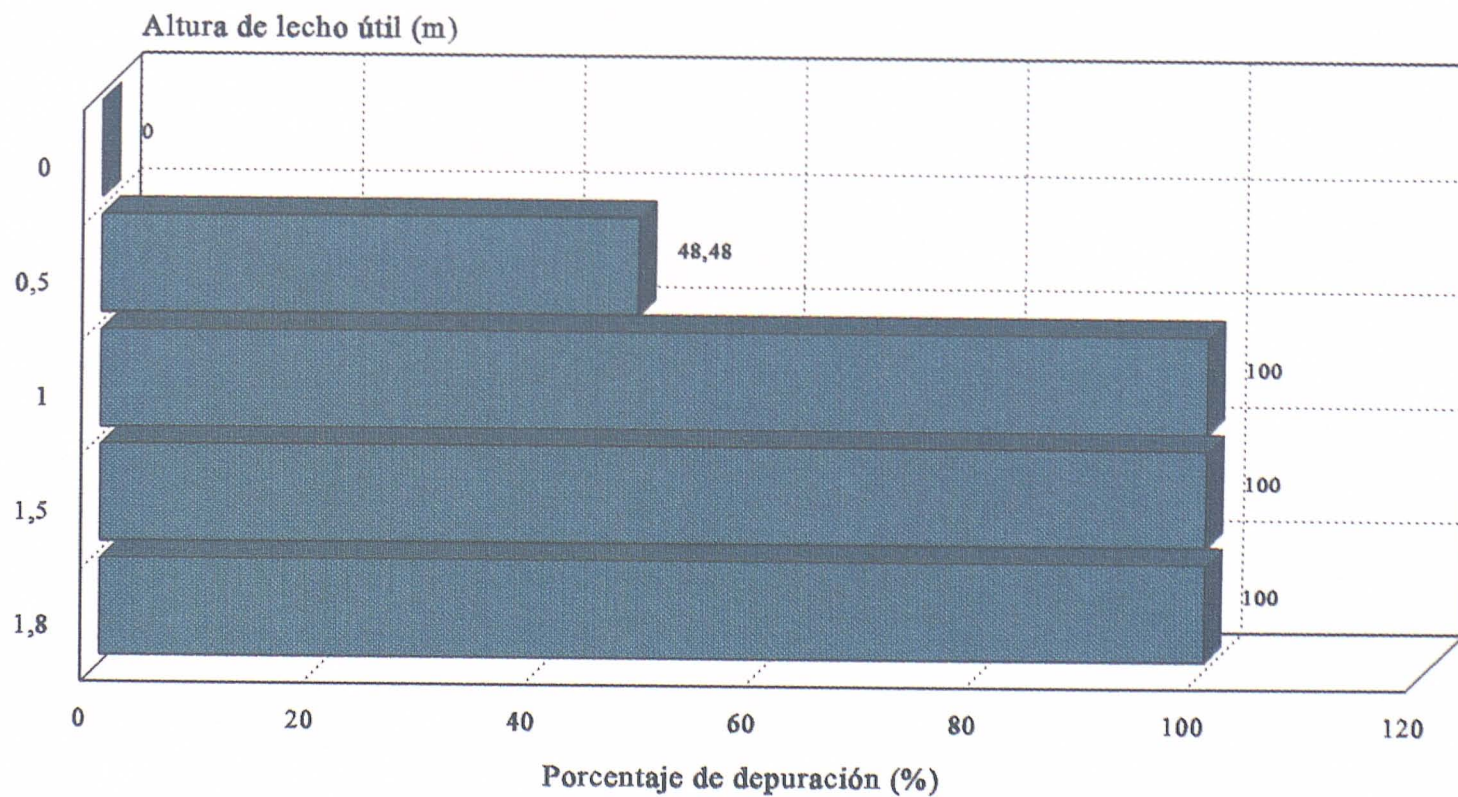


5ª FASE

Grafico n° 10.169

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## PORCENTAJE DE DEPURACION EN DQO. MUESTRA 3

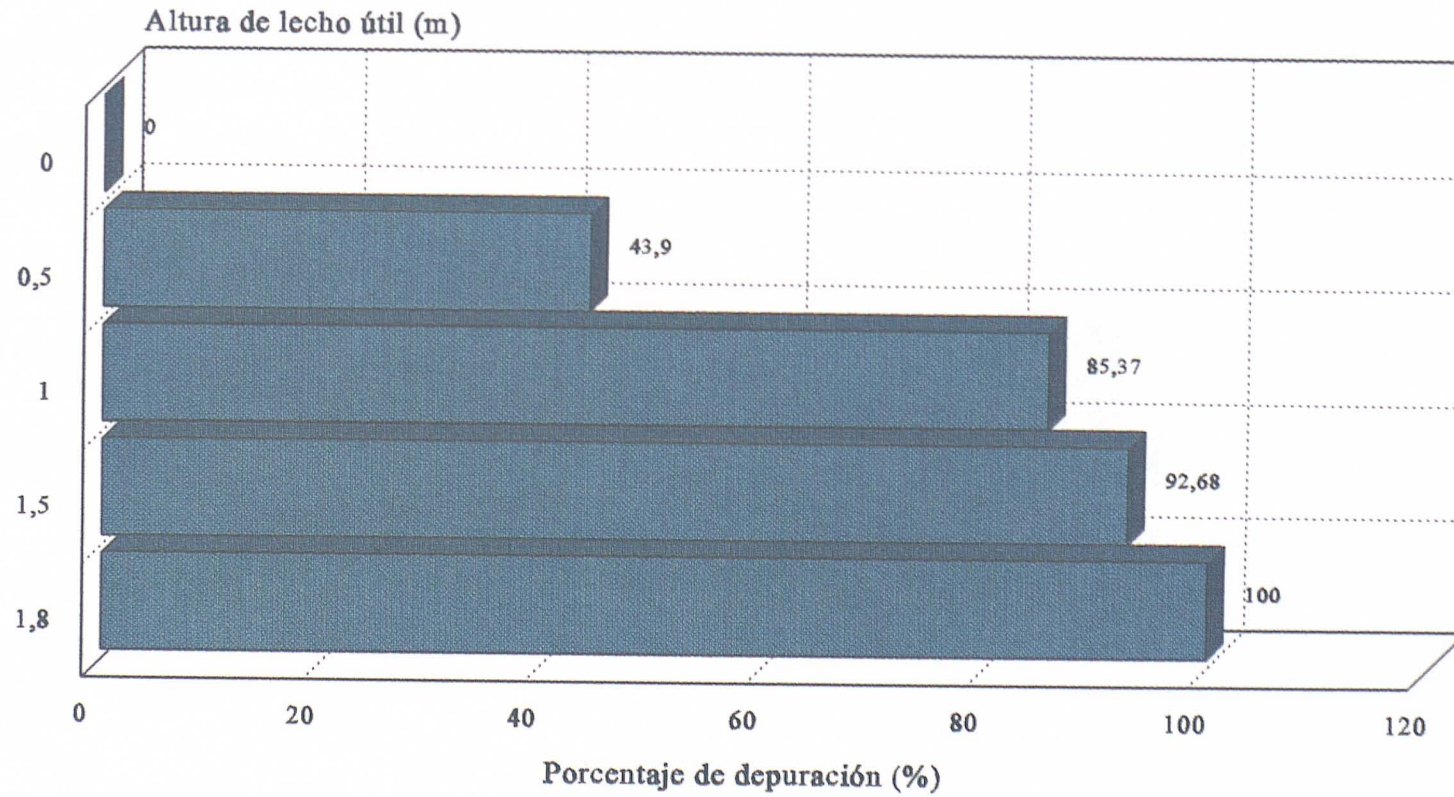


5ª FASE

Grafico n° 10.170

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## PORCENTAJE DE DEPURACION EN DBO. MUESTRA 3



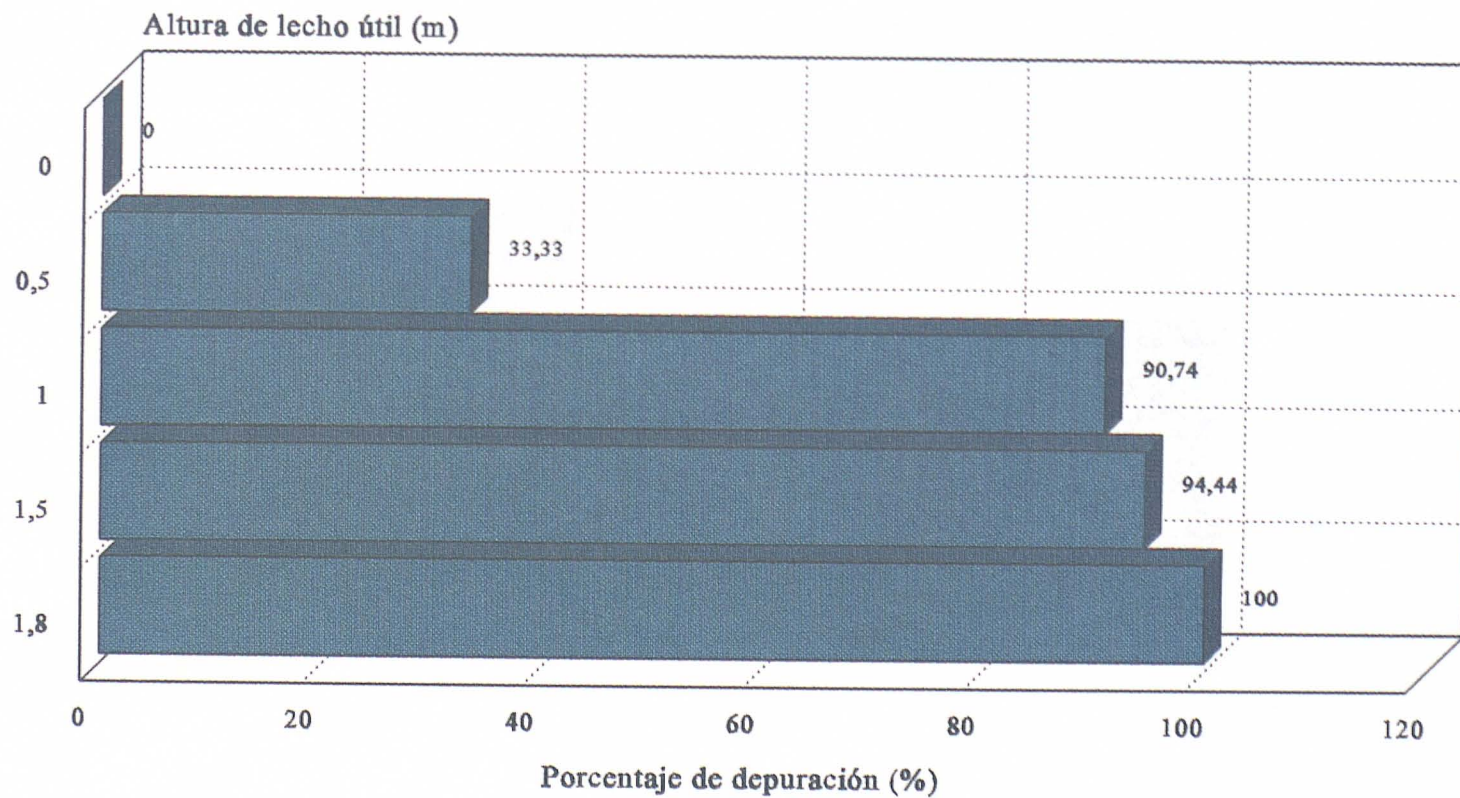
5ª FASE

Grafico n° 10.171



# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## PORCENTAJE DE DEPURACION EN SS. MUESTRA 3

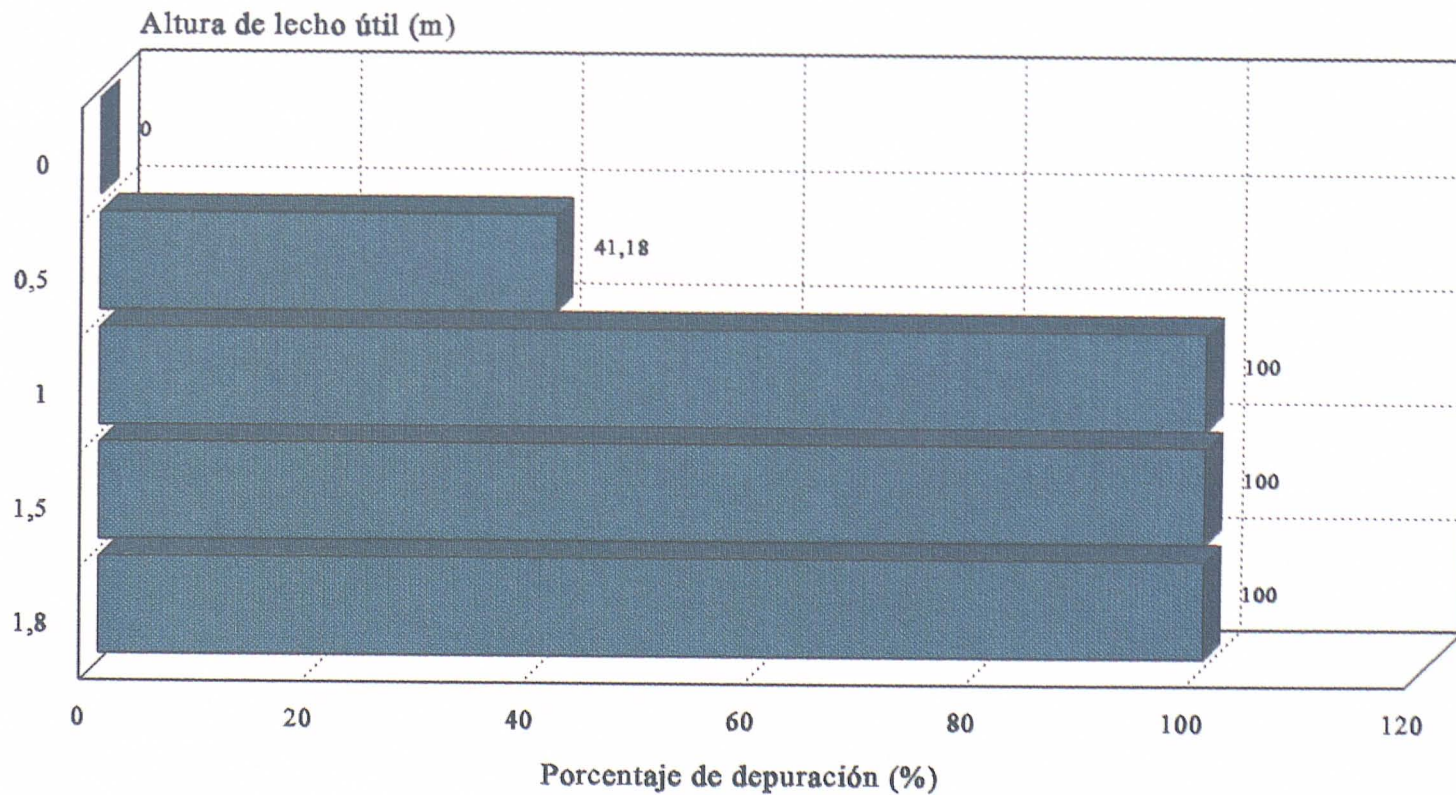


5ª FASE

Gráfico n° 10.172

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## PORCENTAJE DE DEPURACION EN DQO. MUESTRA 4

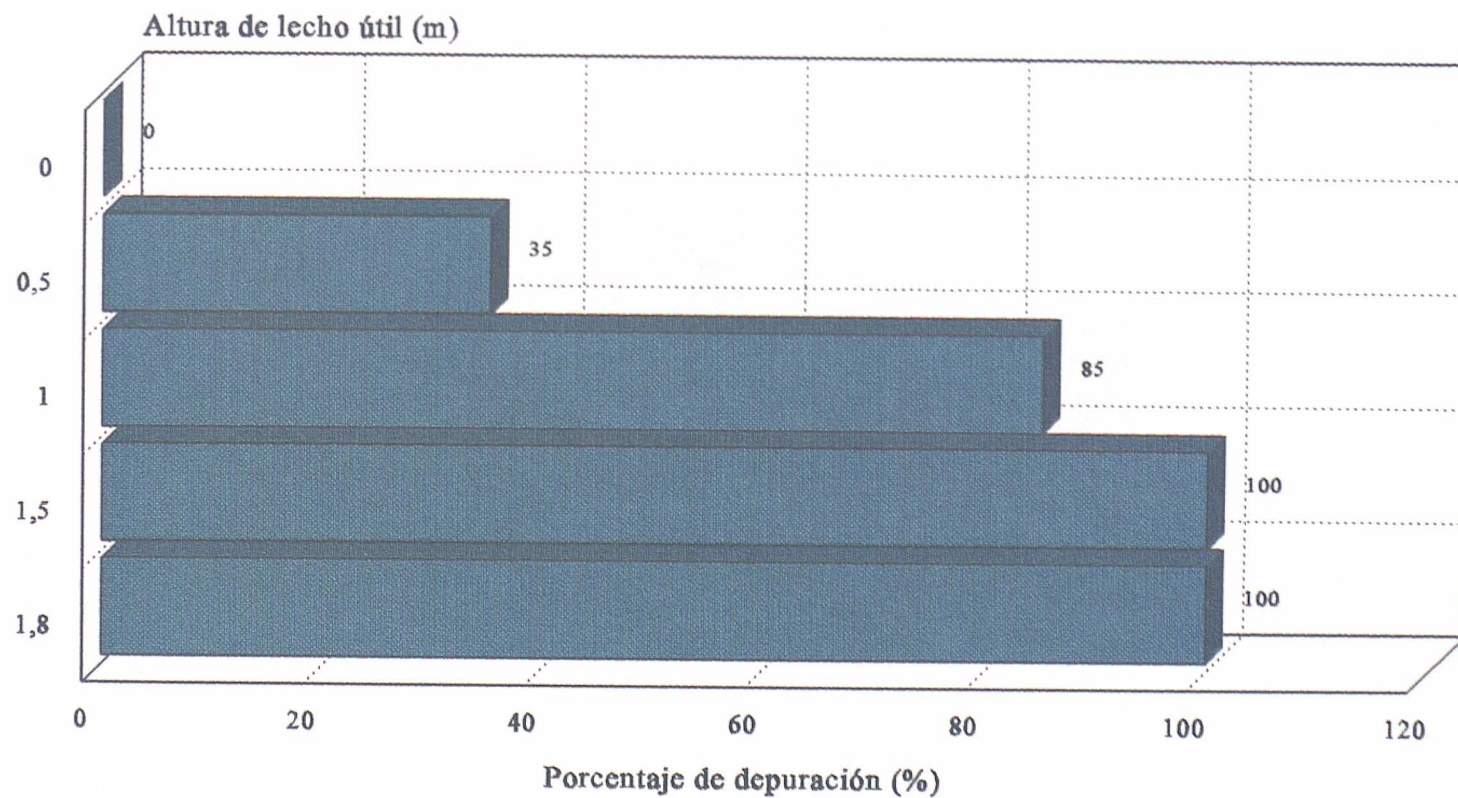


5ª FASE

Gráfico n° 10.173

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## PORCENTAJE DE DEPURACION EN DBO. MUESTRA 4

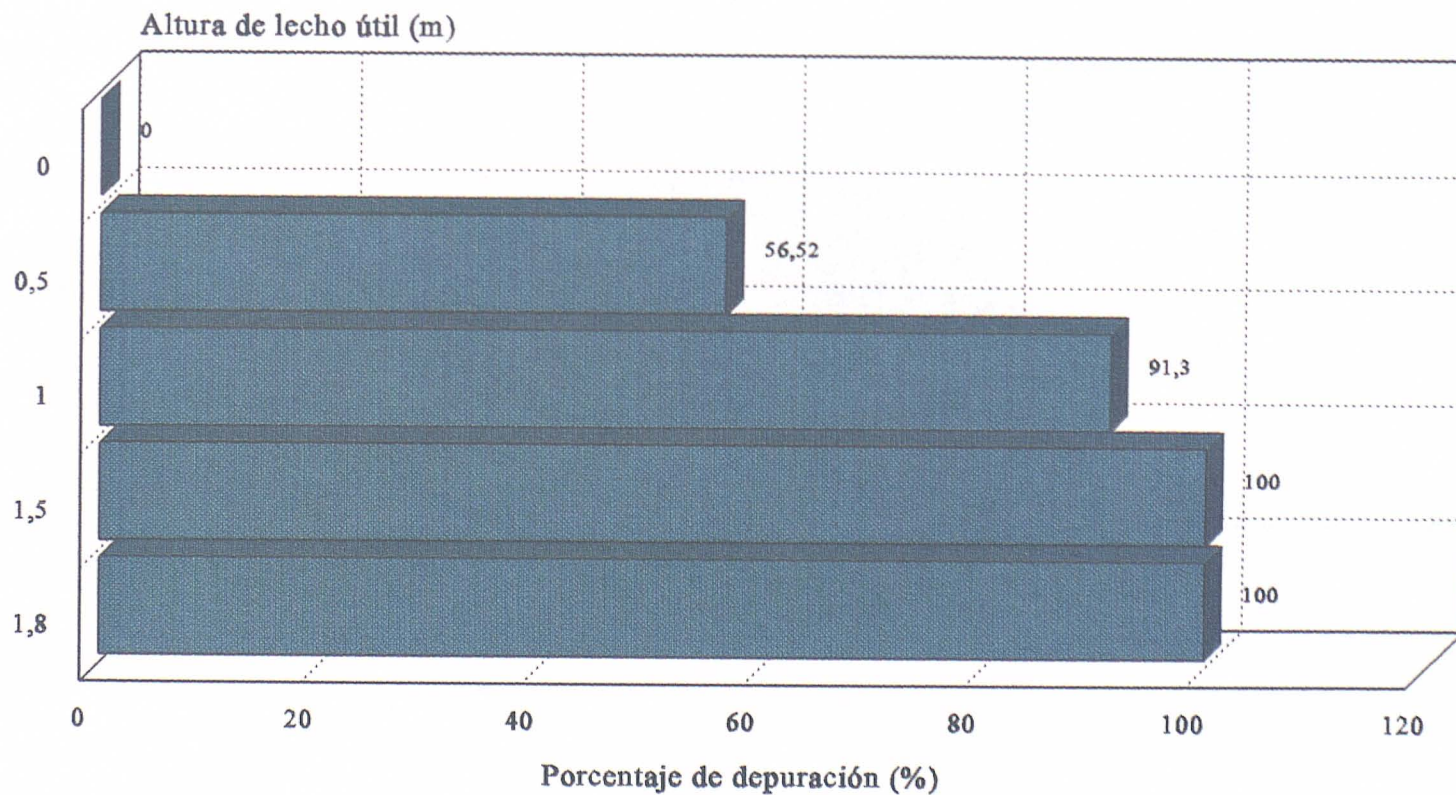


5ª FASE

Gráfico n° 10.174

# INVESTIGACION DE FONDO. RELLENO CERAMICO

## PORCENTAJE DE DEPURACION EN SS. MUESTRA 4

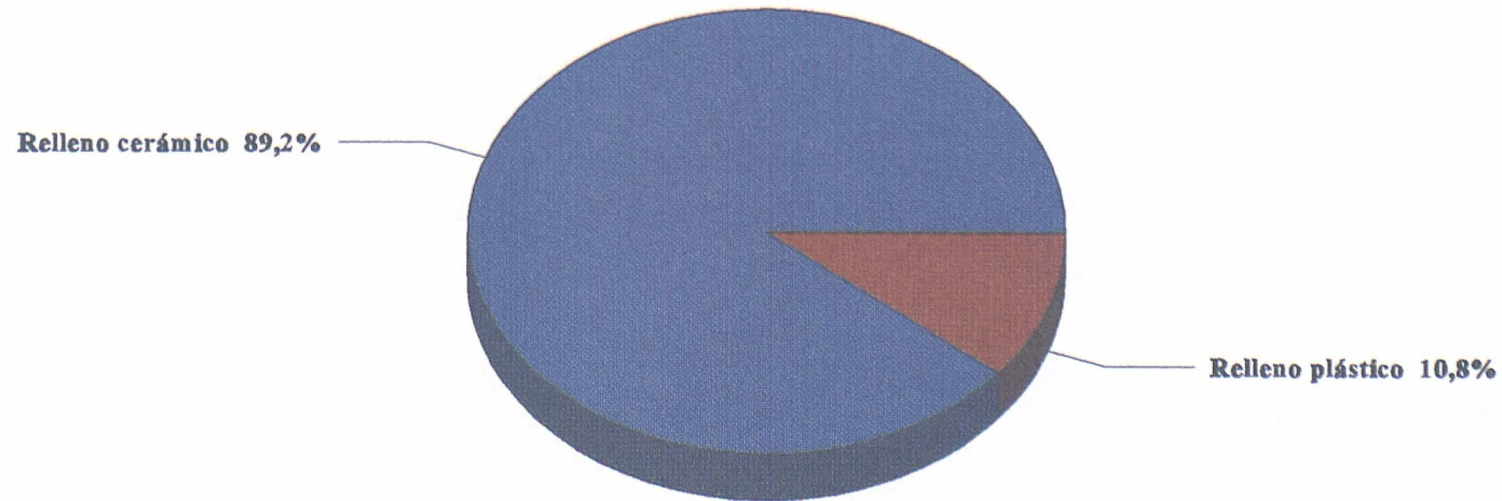


5ª FASE

Gráfico n° 10.175

# INVESTIGACION DE FONDO. DOBLE CAPA

## RENDIMIENTOS DEL PROCESO EN DQO

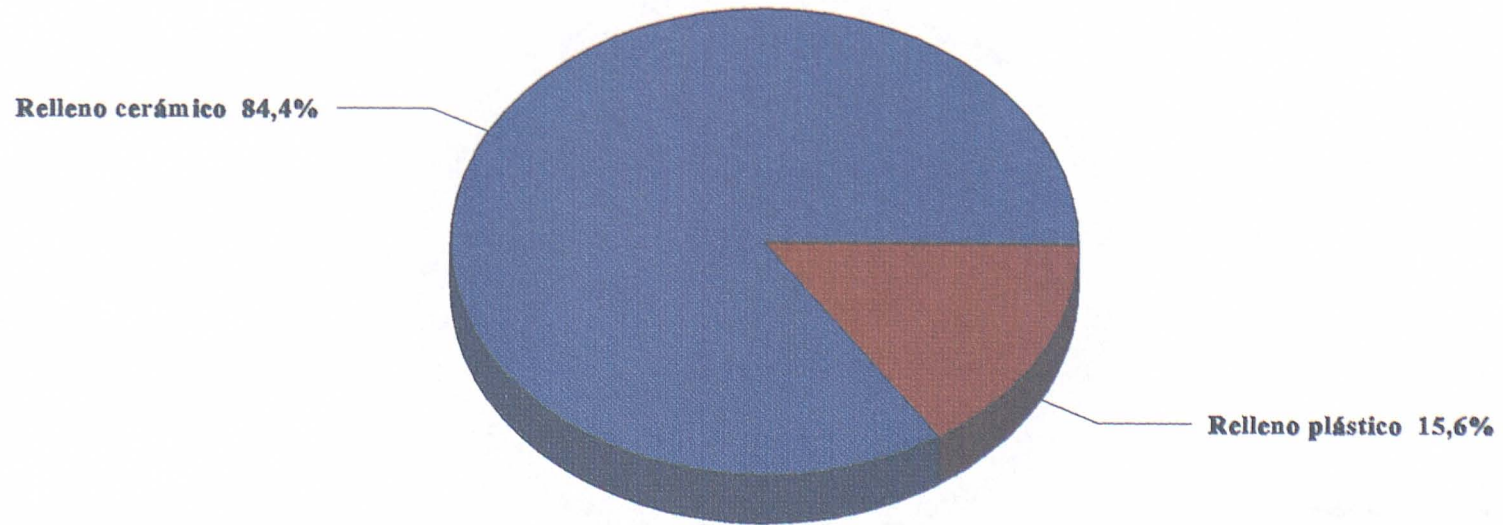


Julio 1995

Grafico n° 10.176

# INVESTIGACION DE FONDO. DOBLE CAPA

## RENDIMIENTOS DEL PROCESO EN DBO

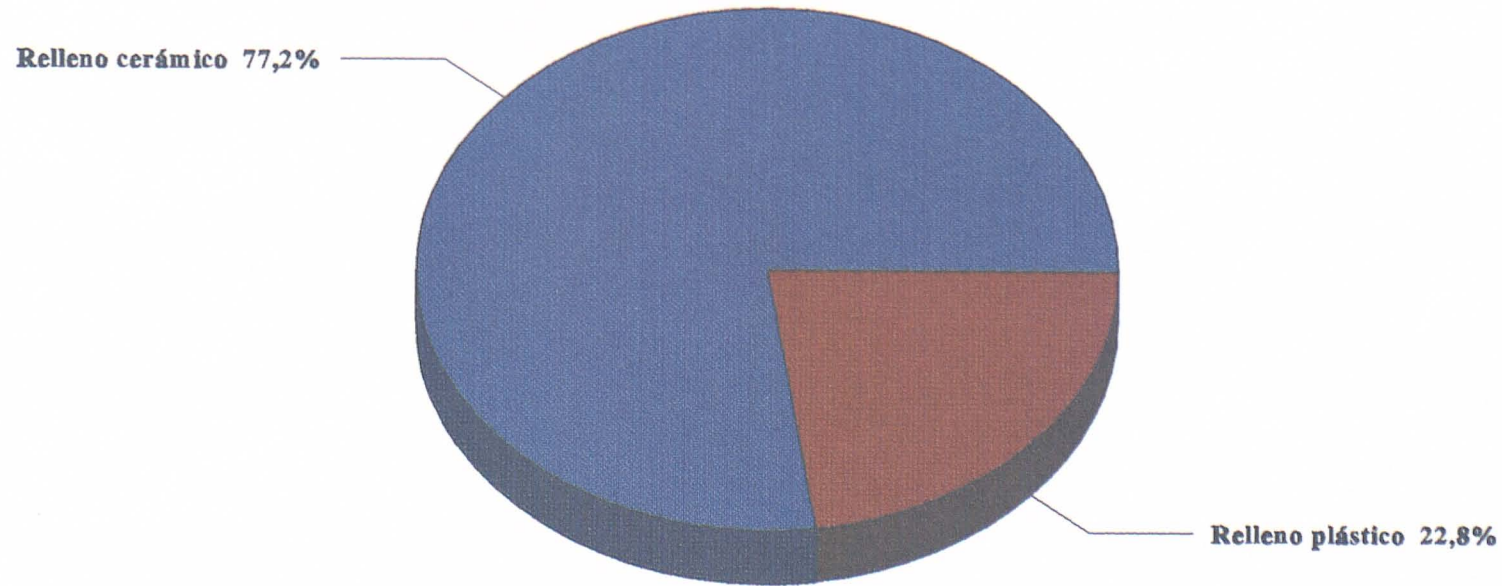


Julio 1995

Grafico n° 10.177

# INVESTIGACION DE FONDO. DOBLE CAPA

## RENDIMIENTOS DEL PROCESO EN SS



Julio 1995

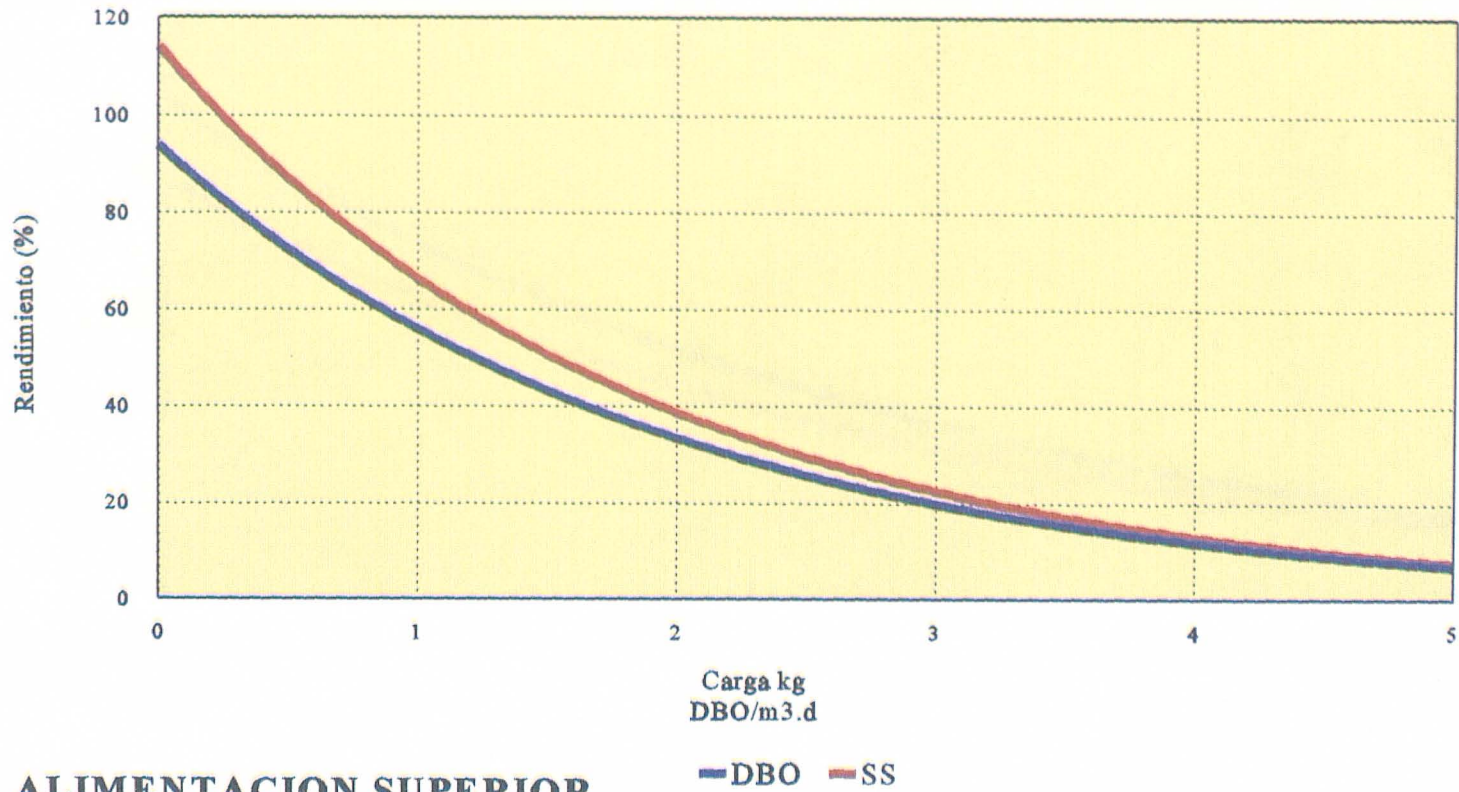
Grafico n° 10.178

## **ANEJO N° 5: CONCLUSIONES. GRAFICOS**



# CONCLUSIONES. RELLENO PLASTICO

## RENDIMIENTOS DBO Y SS

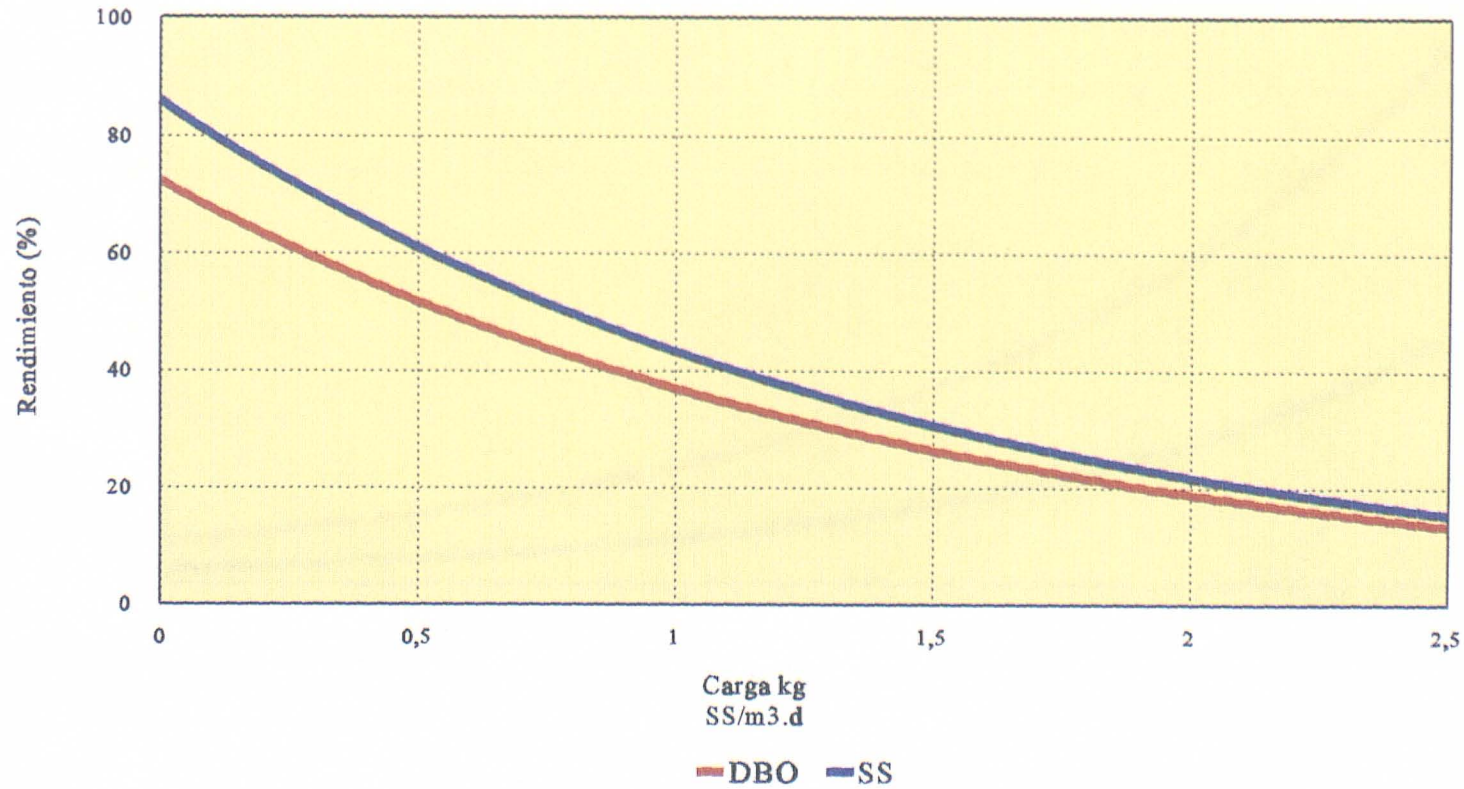


ALIMENTACION SUPERIOR

Grafico n° 11.1

# CONCLUSIONES. RELLENO PLASTICO

## RENDIMIENTOS DBO Y SS

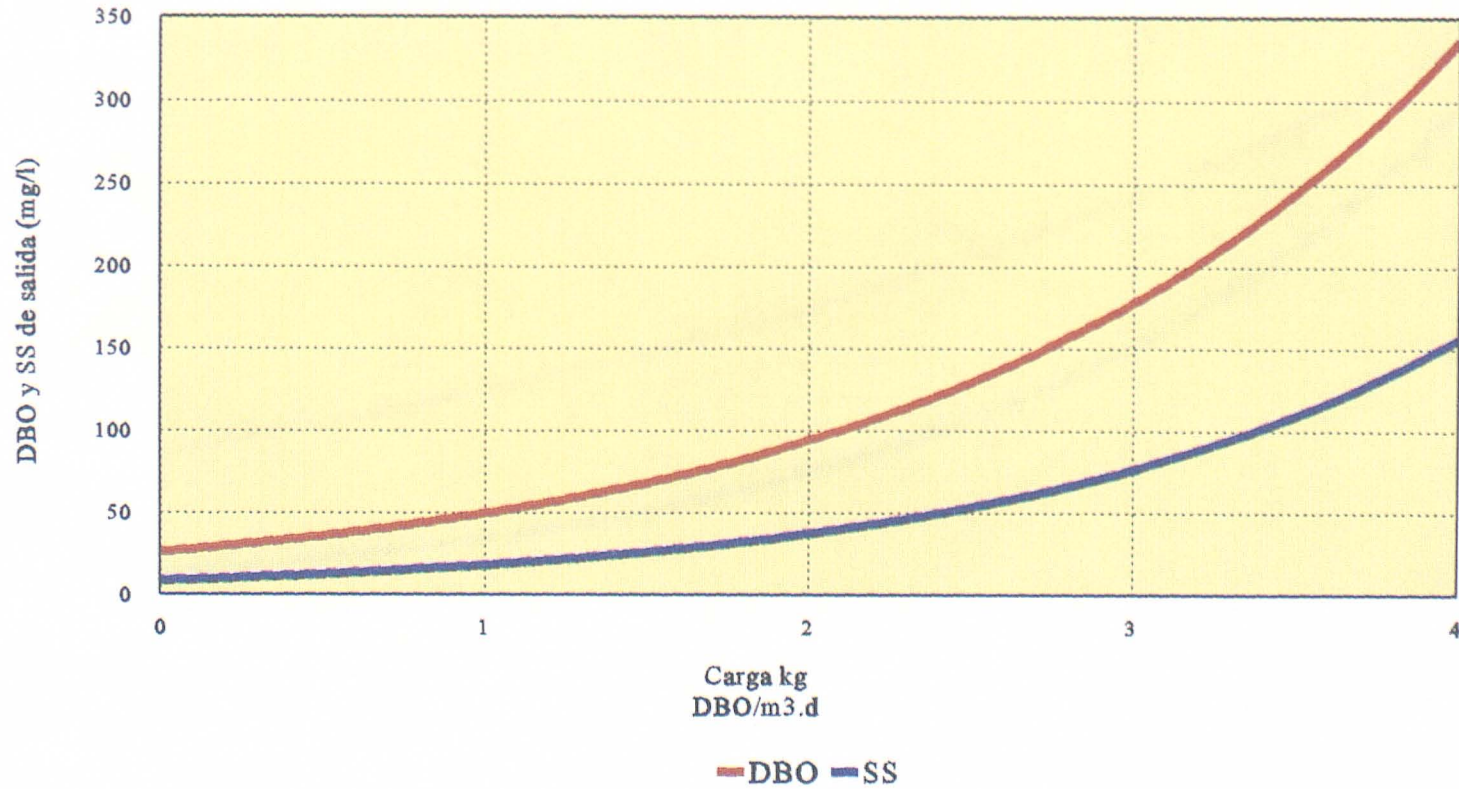


ALIMENTACION SUPERIOR

Grafico n° 11.2

## CONCLUSIONES. RELLENO PLASTICO

### ESTIMACION DBO Y SS DE SALIDA

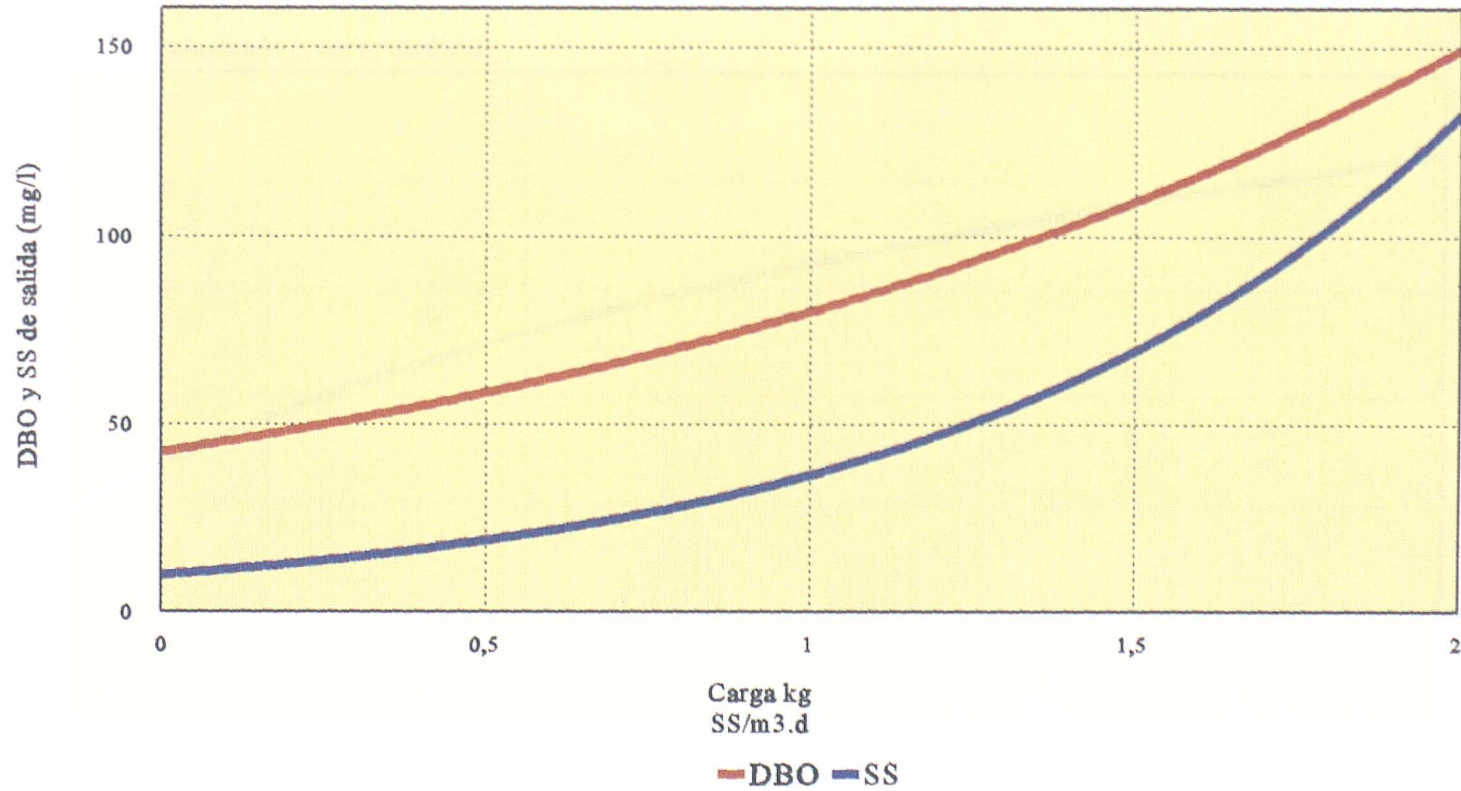


ALIMENTACION SUPERIOR

Grafico n° 11.3

## CONCLUSIONES. RELLENO PLASTICO

### ESTIMACION DBO Y SS DE SALIDA

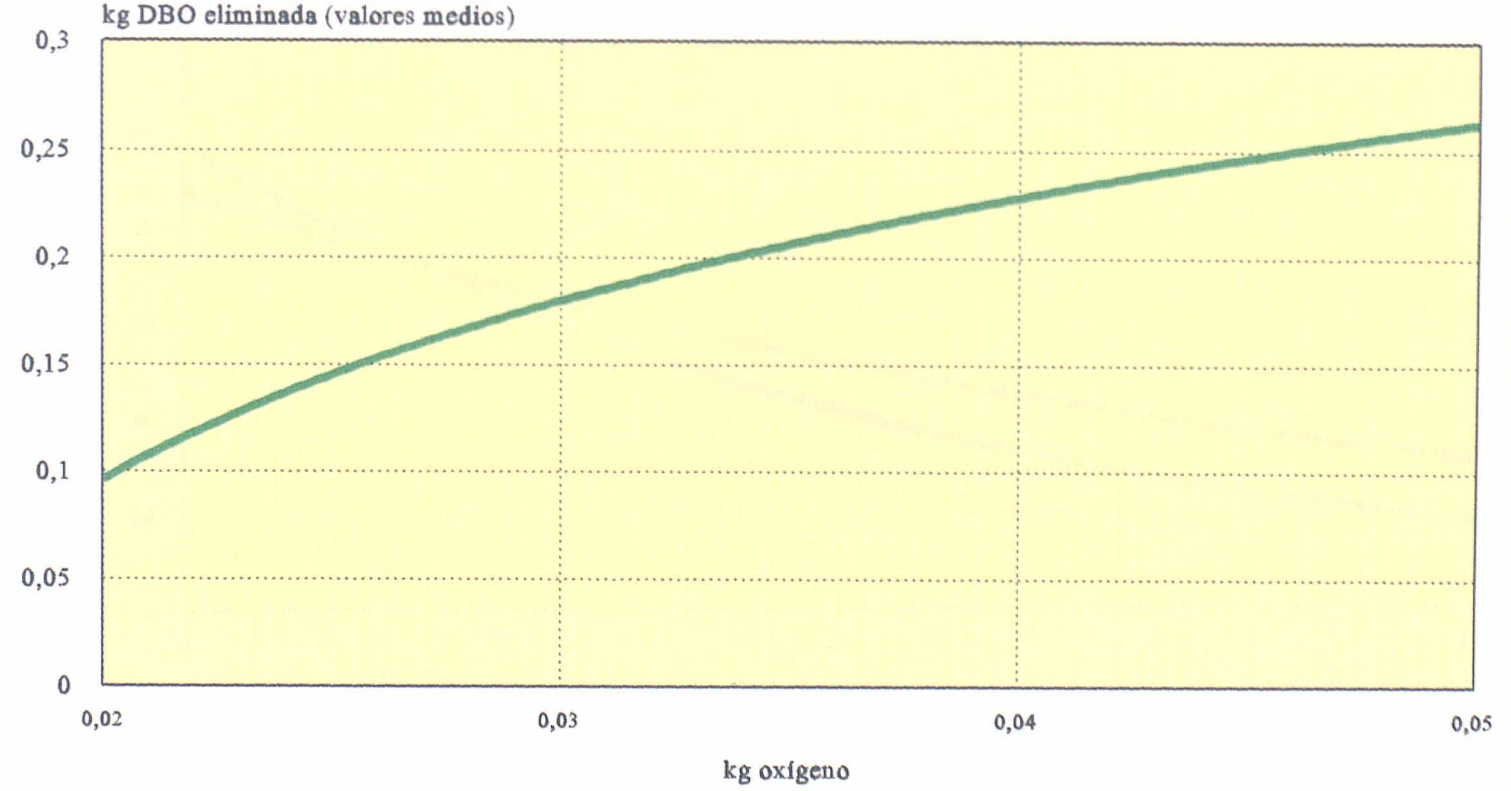


ALIMENTACION SUPERIOR

Grafico n° 11.4

# CONCLUSIONES . RELLENO PLASTICO

## RELACION KG O2 Y KG DBO ELIMINADA (VALORES MEDIOS)

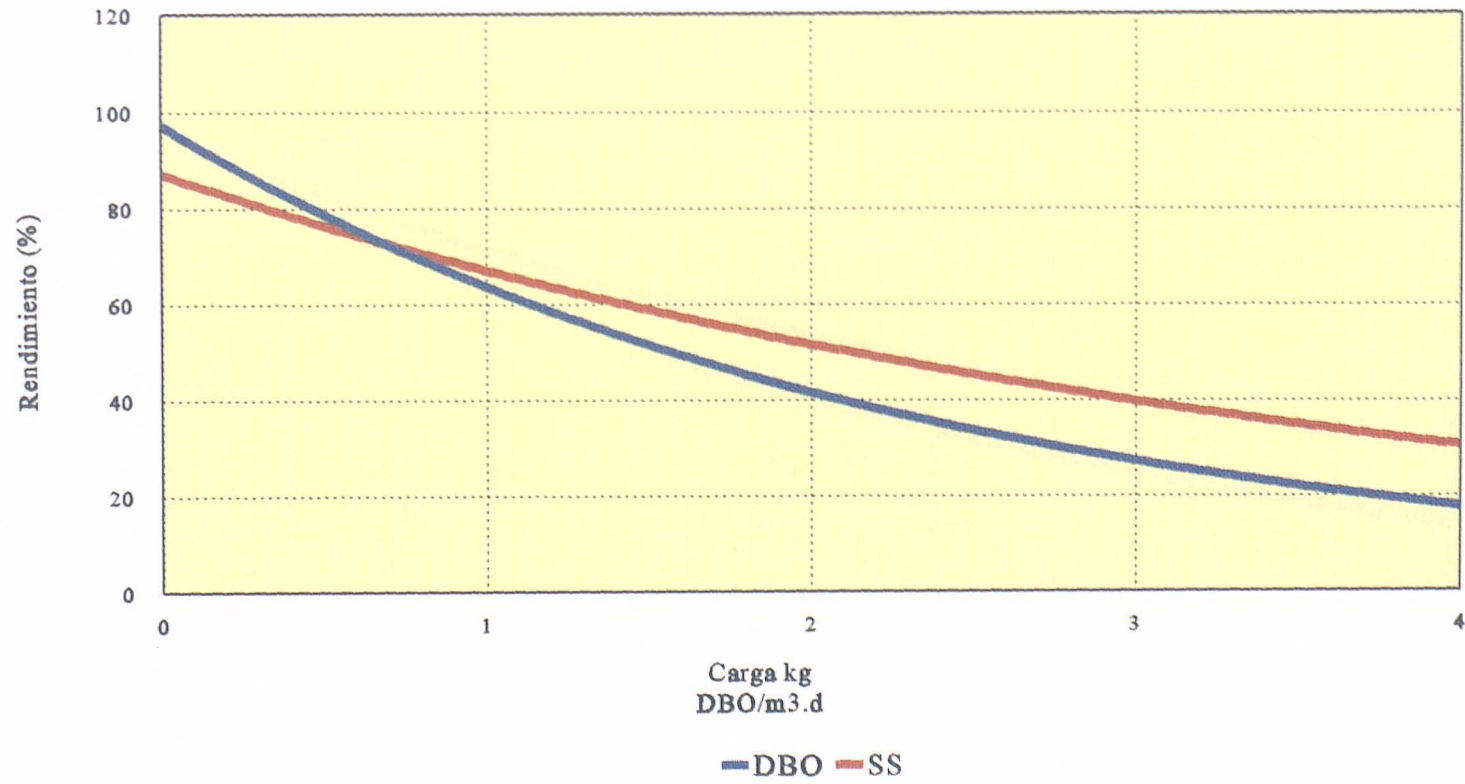


ALIMENTACION SUPERIOR

Gráfico nº 11.5

# CONCLUSIONES. RELLENO PLASTICO

## RENDIMIENTOS DBO Y SS

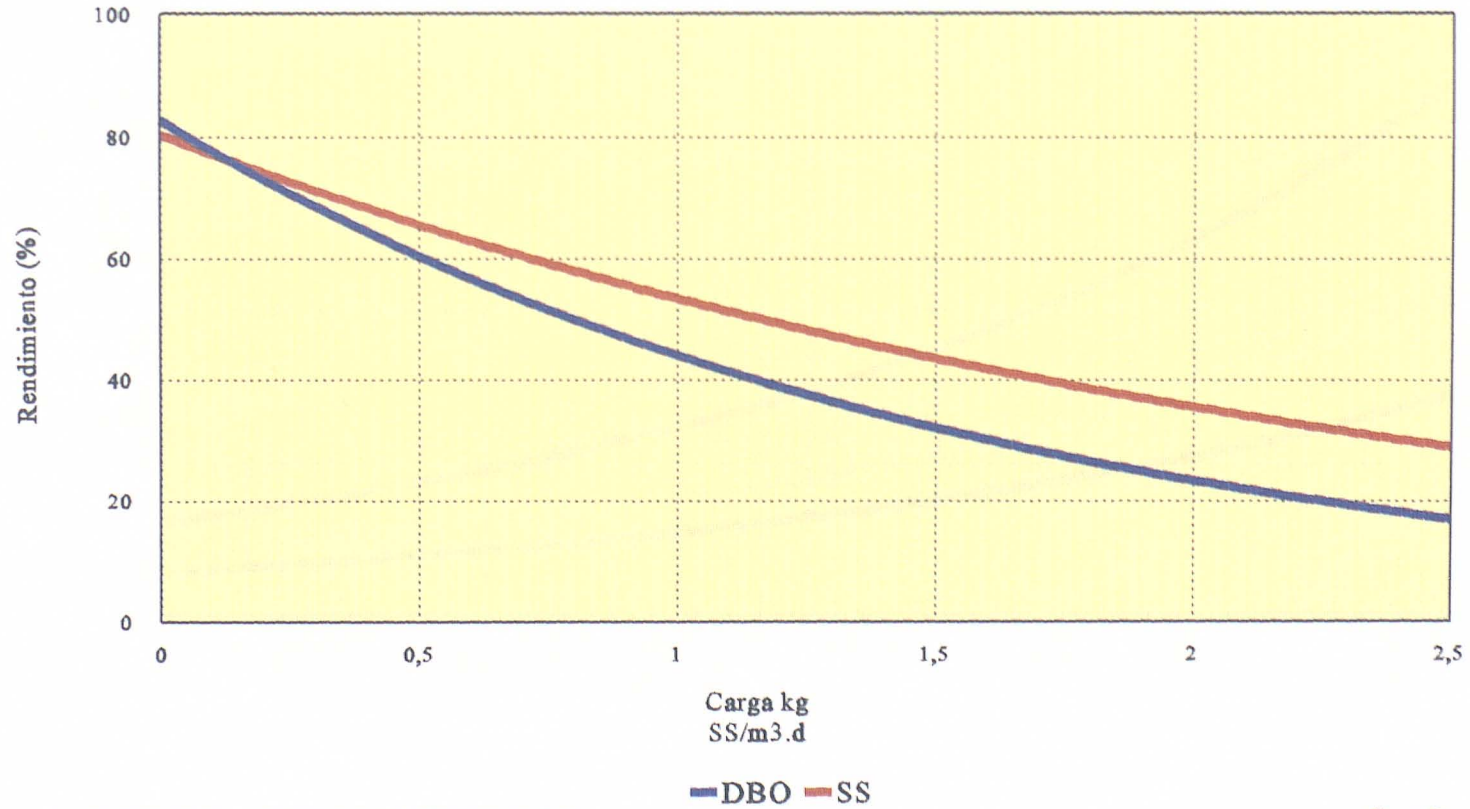


ALIMENTACION INFERIOR

Grafico n° 11.6

# CONCLUSIONES. RELLENO PLASTICO

## RENDIMIENTOS DBO Y SS

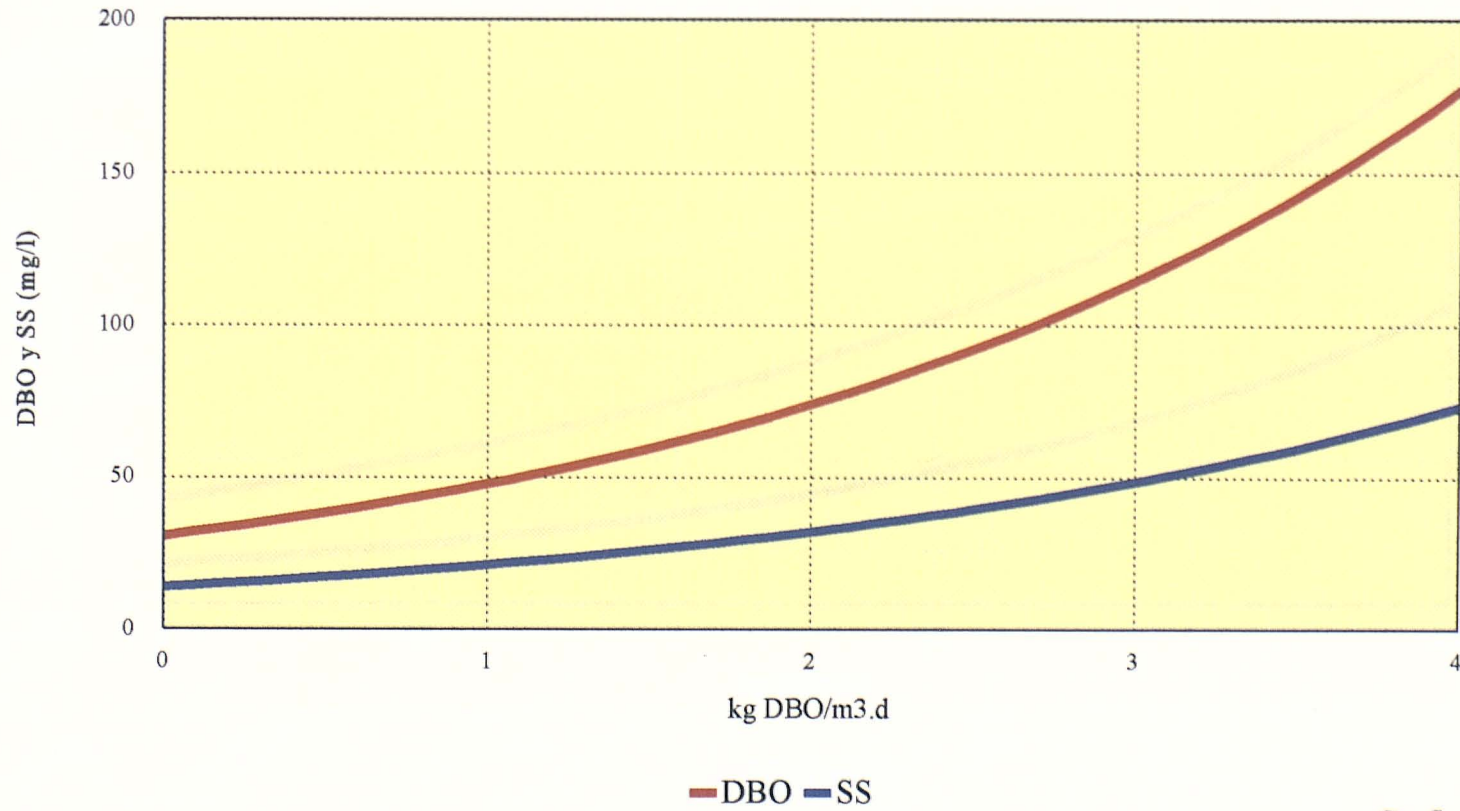


ALIMENTACION INFERIOR

Grafico n° 11.7

# CONCLUSIONES. RELLENO PLASTICO

## ESTIMACION DBO Y SS DE SALIDA



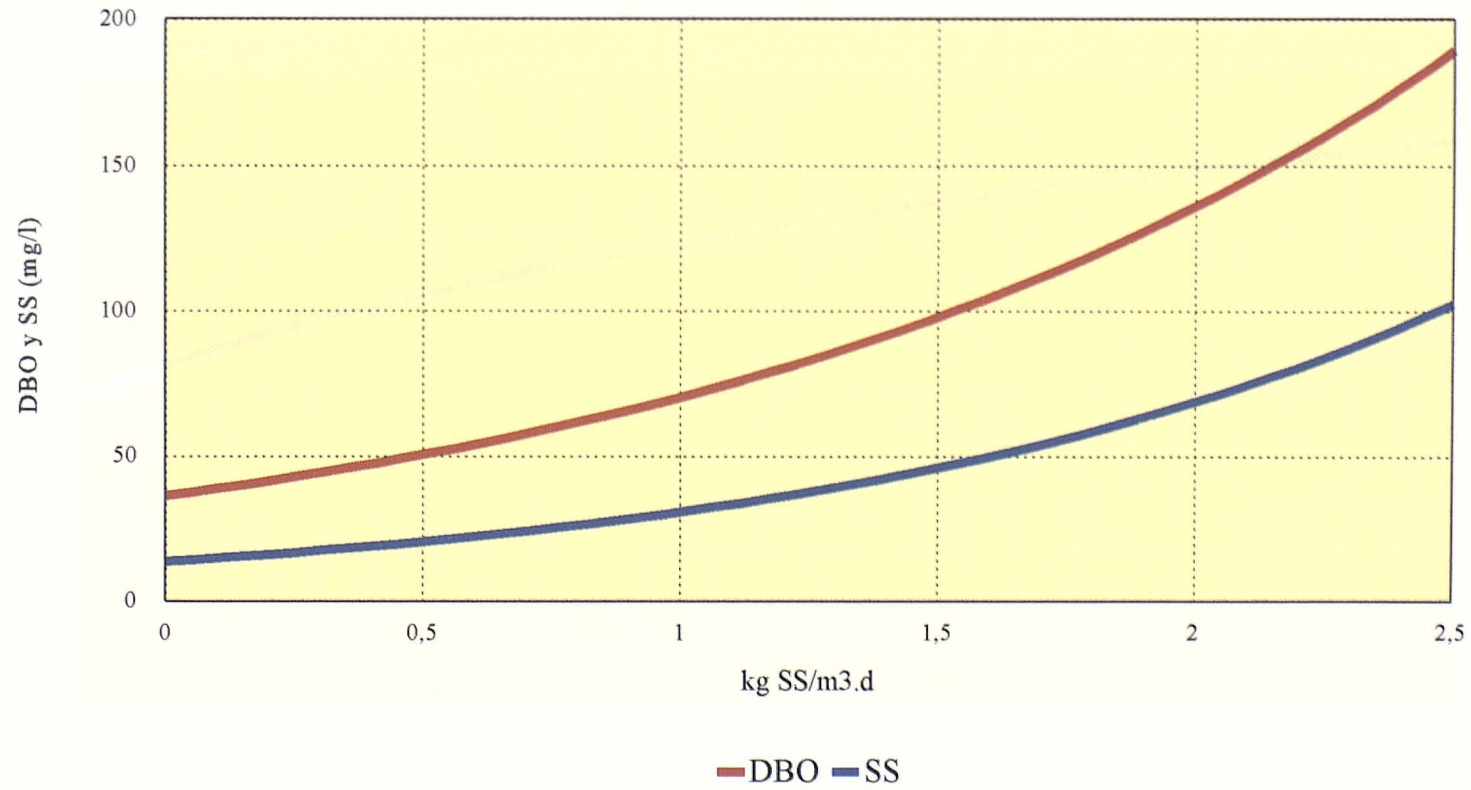
ALIMENTACION INFERIOR

Grafico n° 11.8



## CONCLUSIONES. RELLENO PLASTICO

### ESTIMACION DBO Y SS DE SALIDA

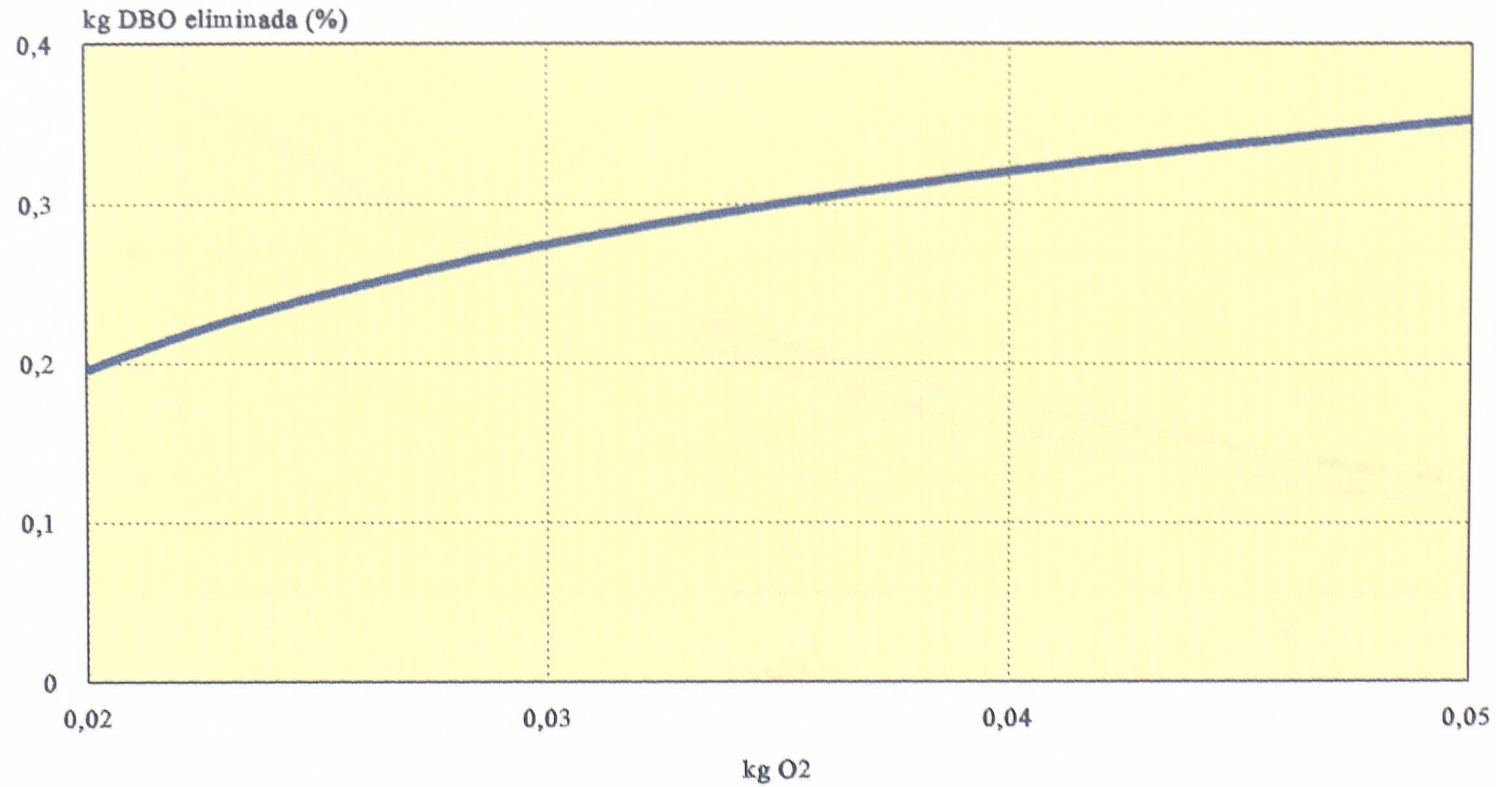


ALIMENTACION INFERIOR

Grafico n° 11.9

## CONCLUSIONES . RELLENO PLASTICO

### RELACION KG O2 Y KG DBO ELIMINADA (VALORES MEDIOS)

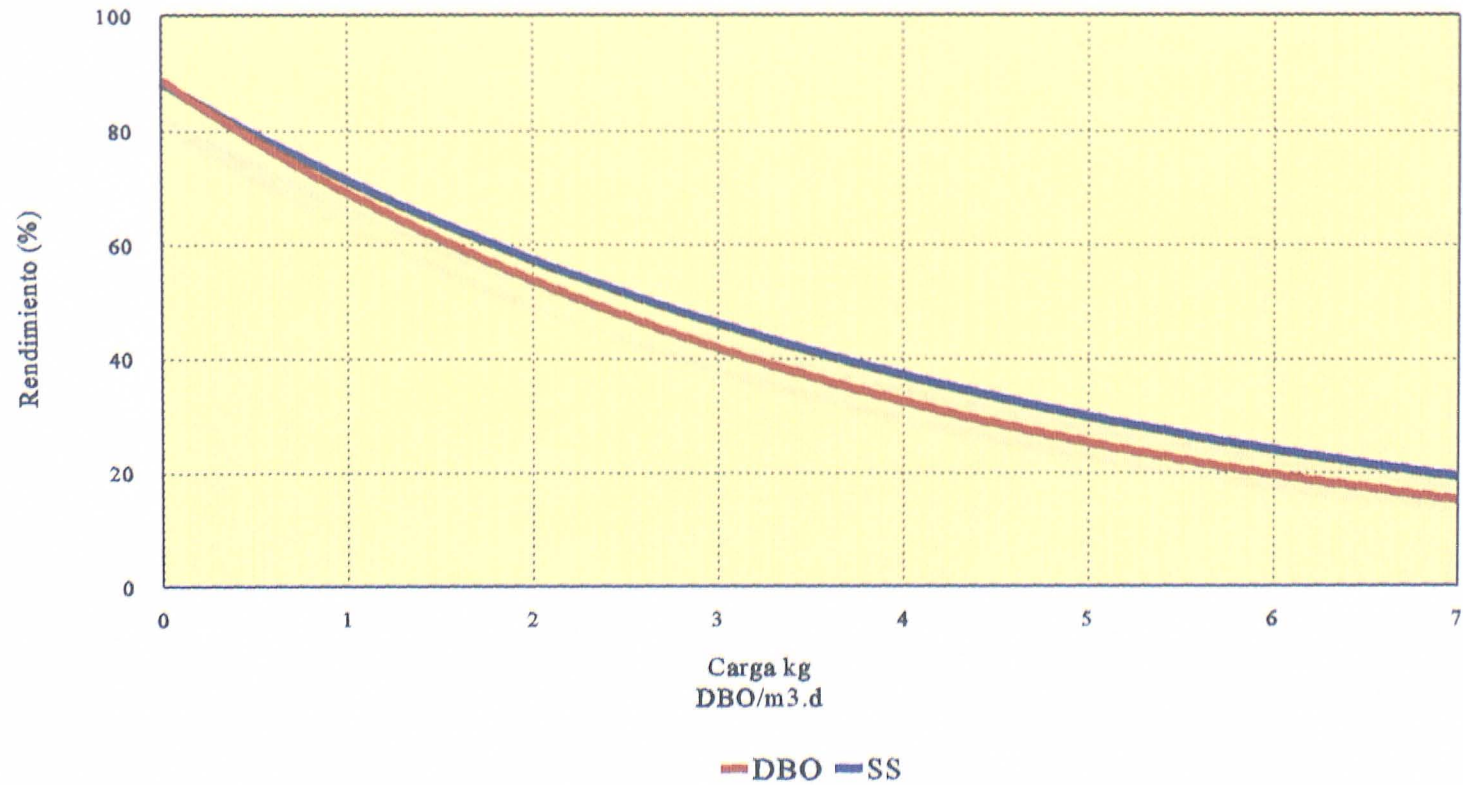


ALIMENTACION SUPERIOR

Gráfico nº 11.10

## CONCLUSIONES. RELLENO CERAMICO

### RENDIMIENTOS EN DBO Y SS

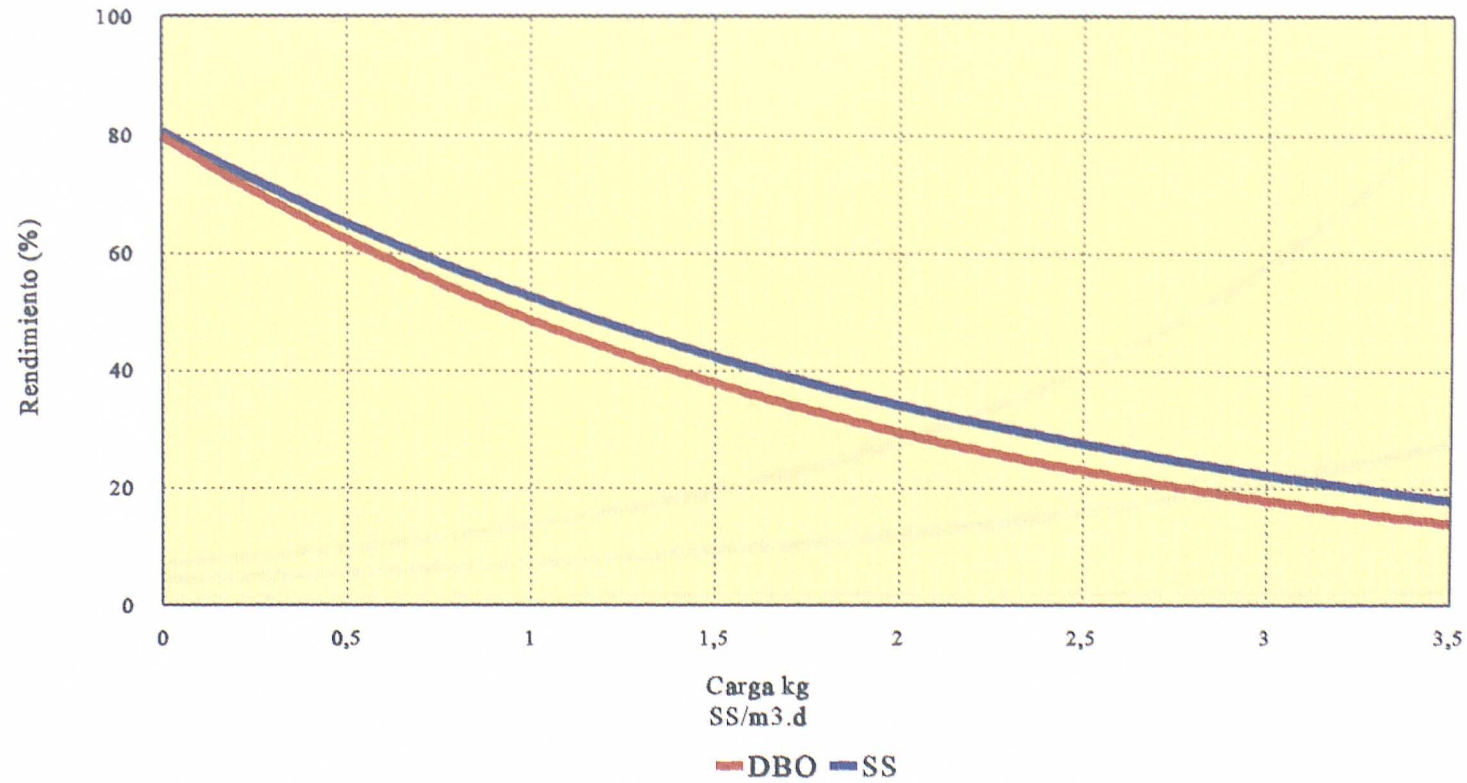


GRANULOMETRIA 2 A 5 mm

Grafico n° 11.11

## CONCLUSIONES. RELLENO CERAMICO

### RENDIMIENTOS EN DBO Y SS

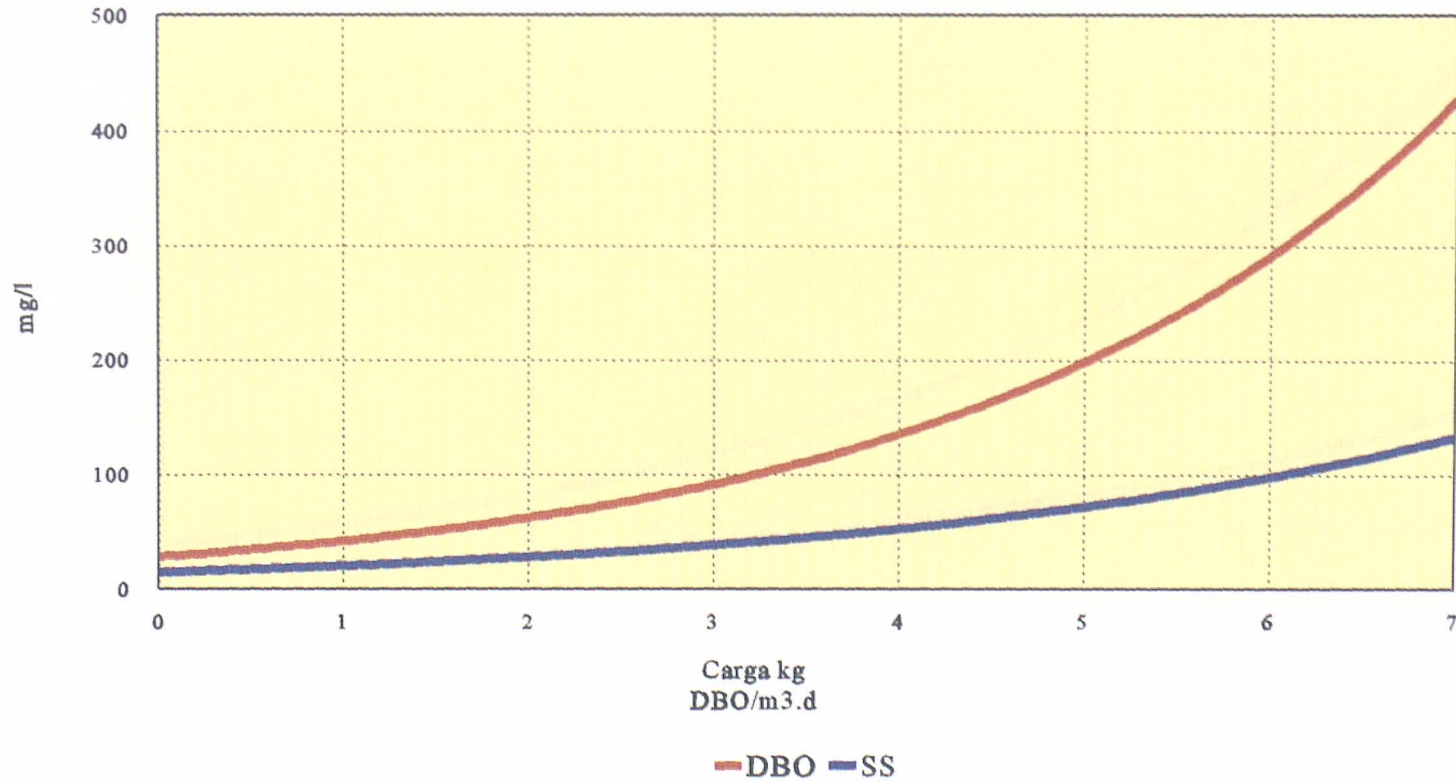


GRANULOMETRIA 2 A 5 mm

Grafico n° 11.12

## CONCLUSIONES. RELLENO CERAMICO

### ESTIMACION DBO Y SS DE SALIDA

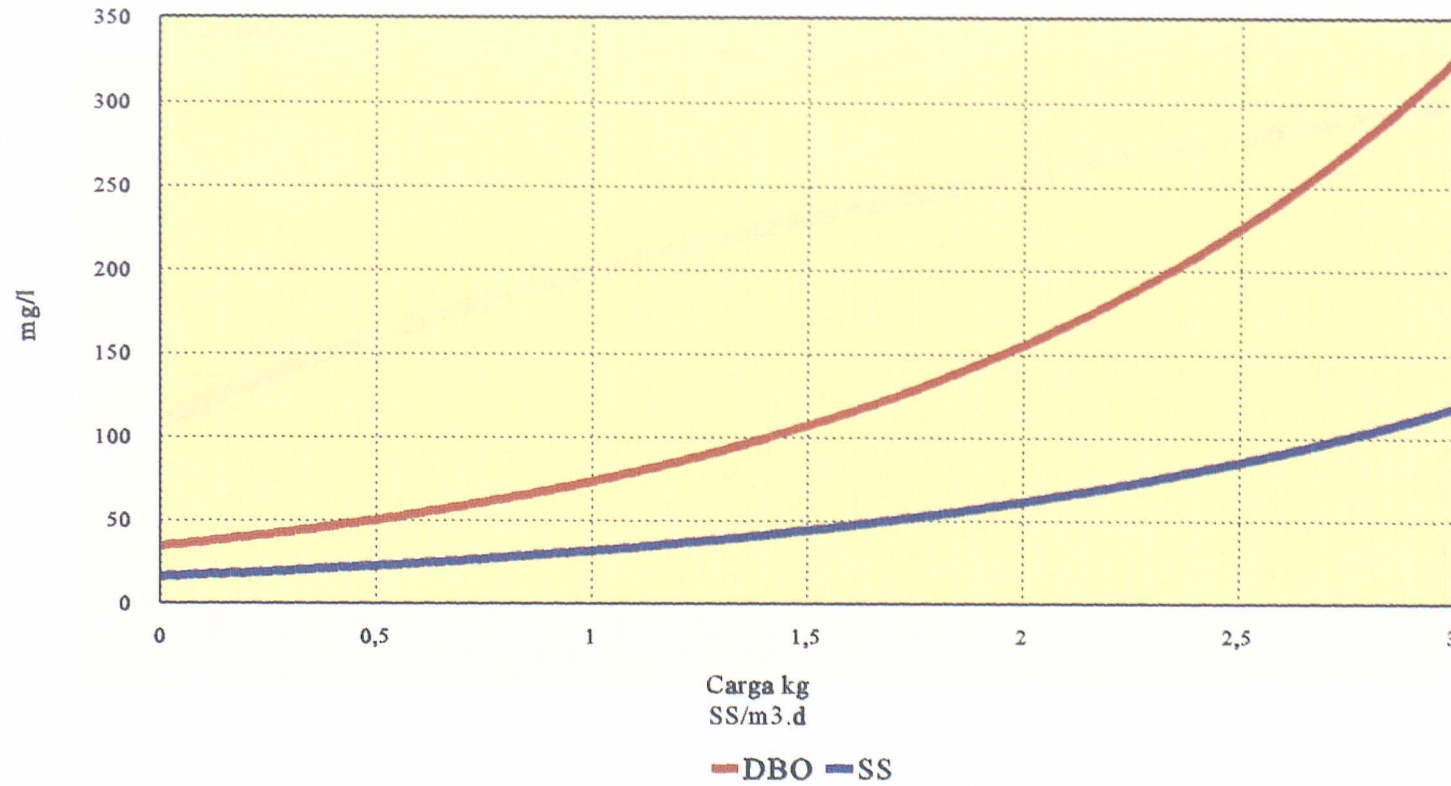


GRANULOMETRIA 2 A 5 mm

Grafico n° 111.13

## CONCLUSIONES. RELLENO CERAMICO

### ESTIMACION DBO Y SS DE SALIDA

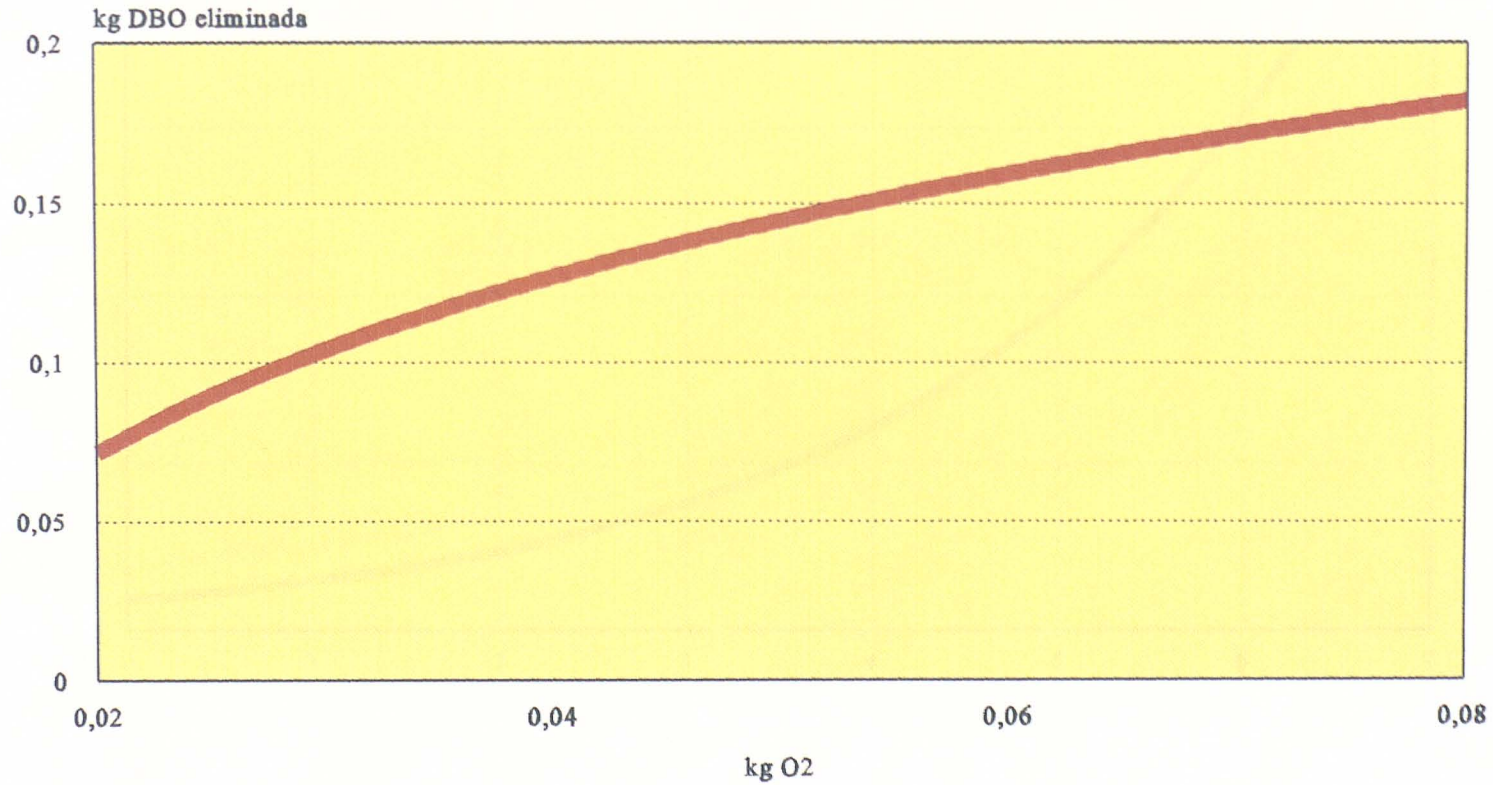


GRANULOMETRIA DE 2 A 5 mm

Grafico n° 11.14

## CONCLUSIONES. RELLENO CERAMICO

RELACION KG O<sub>2</sub> Y KG DBO ELIMINADA (VALORES MEDIOS)

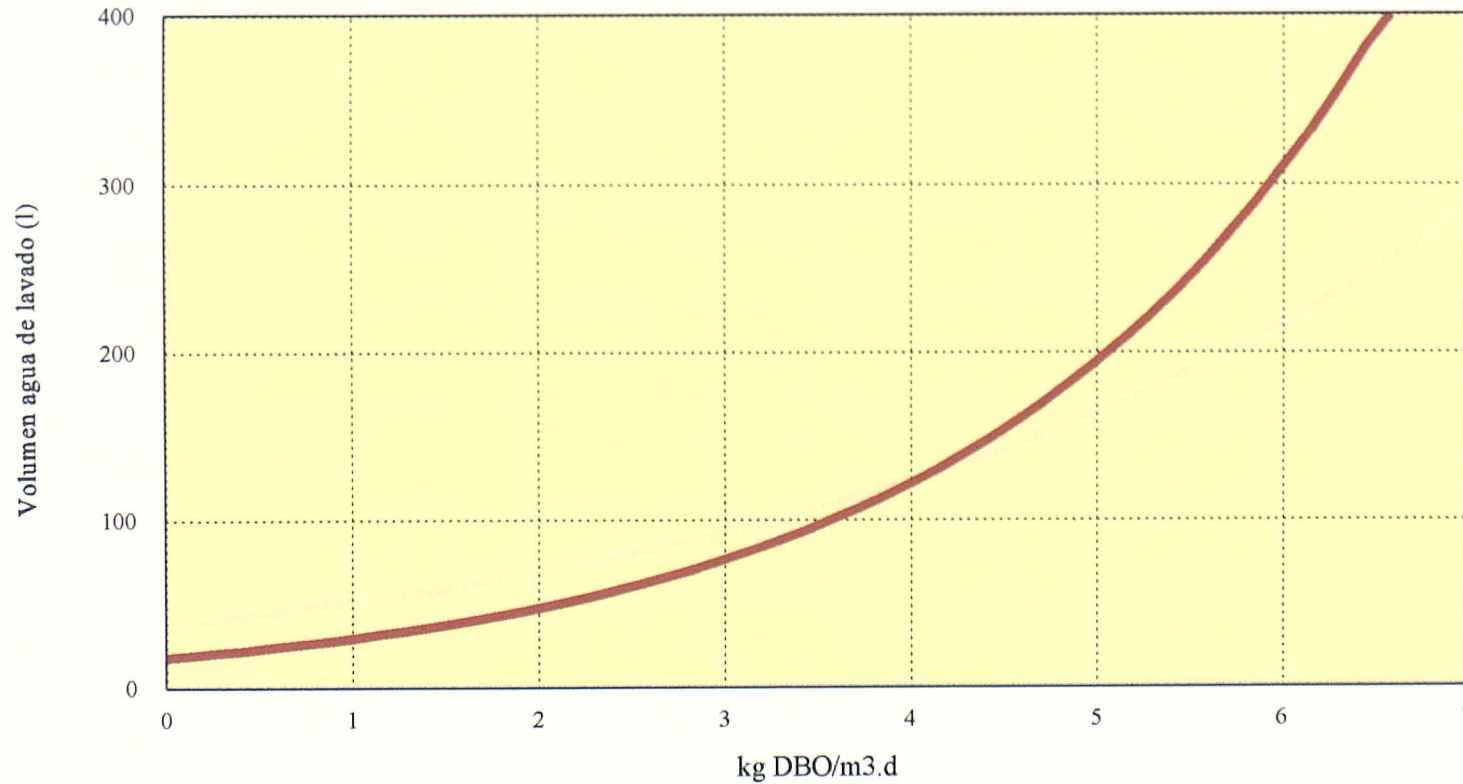


GRANULOMETRIA 2 A 5 mm

Gráfico n° 11.15

## CONCLUSIONES. RELLENO CERAMICO

### VOLUMEN DE AGUA DE LAVADO



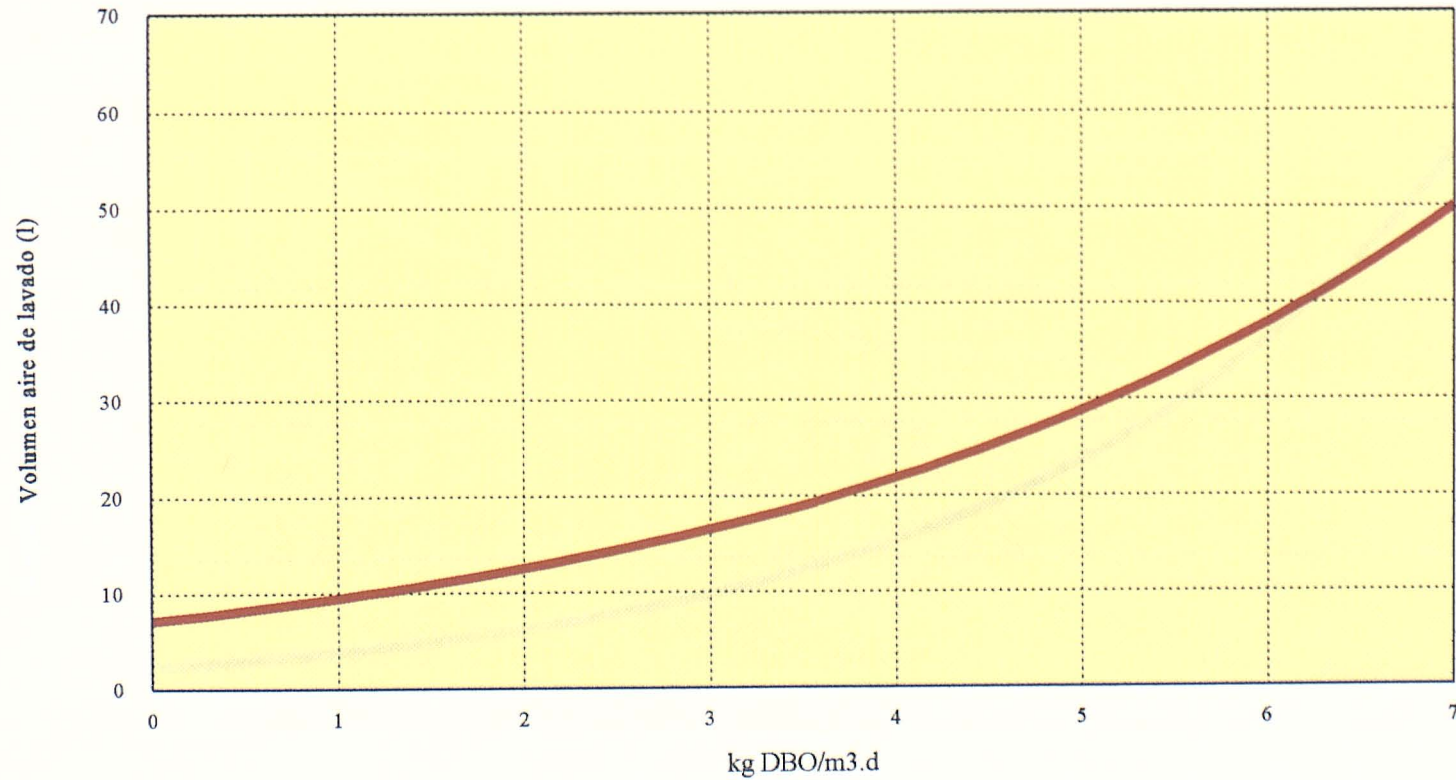
**GRANULOMETRIA 2 A 5 mm**

Grafico n° 11.16



## CONCLUSIONES. RELLENO CERAMICO

### VOLUMEN DE AIRE DE LAVADO

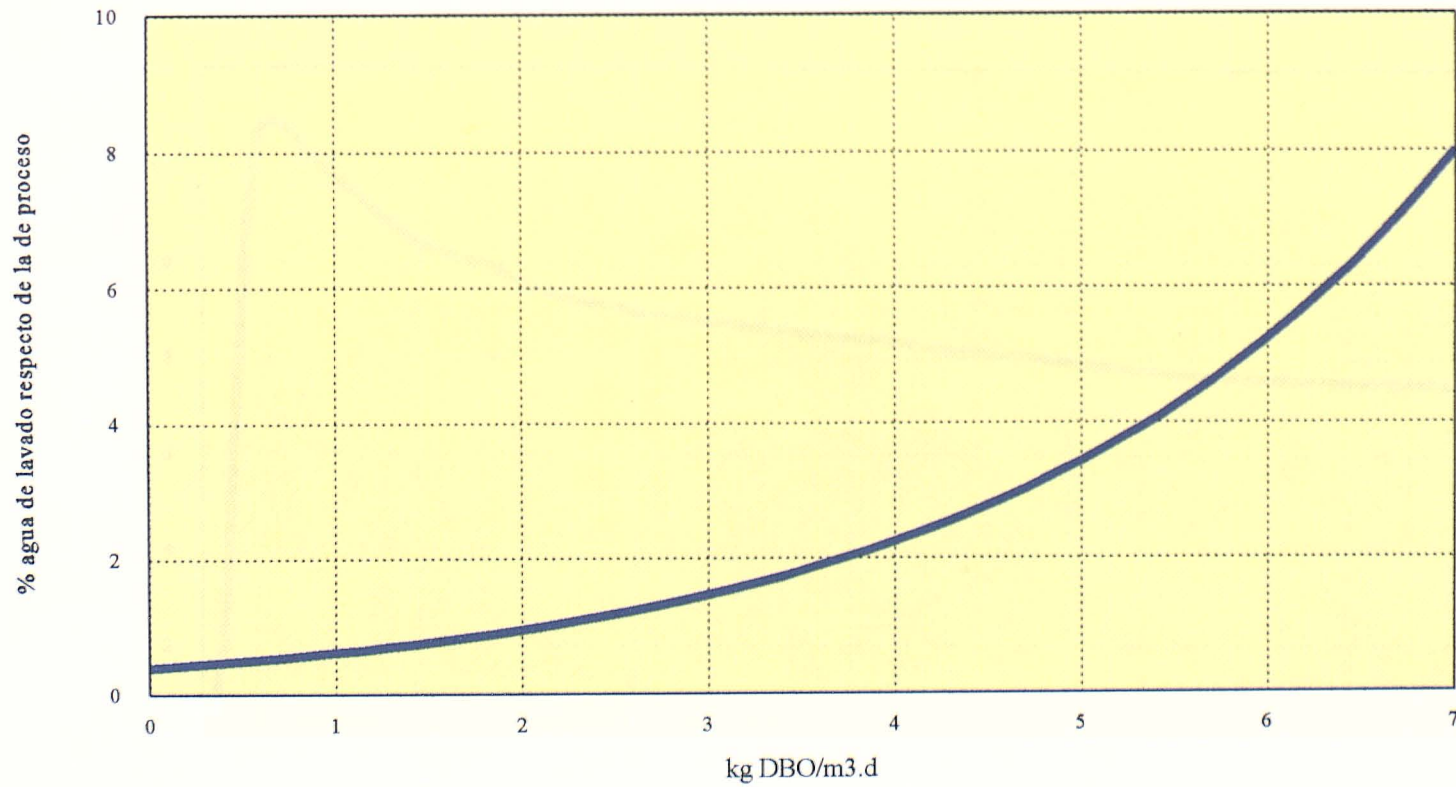


**GRANULOMETRIA 2 A 5 mm**

Grafico n° 11.17

## CONCLUSIONES. RELLENO CERAMICO

### % AGUA DE LAVADO

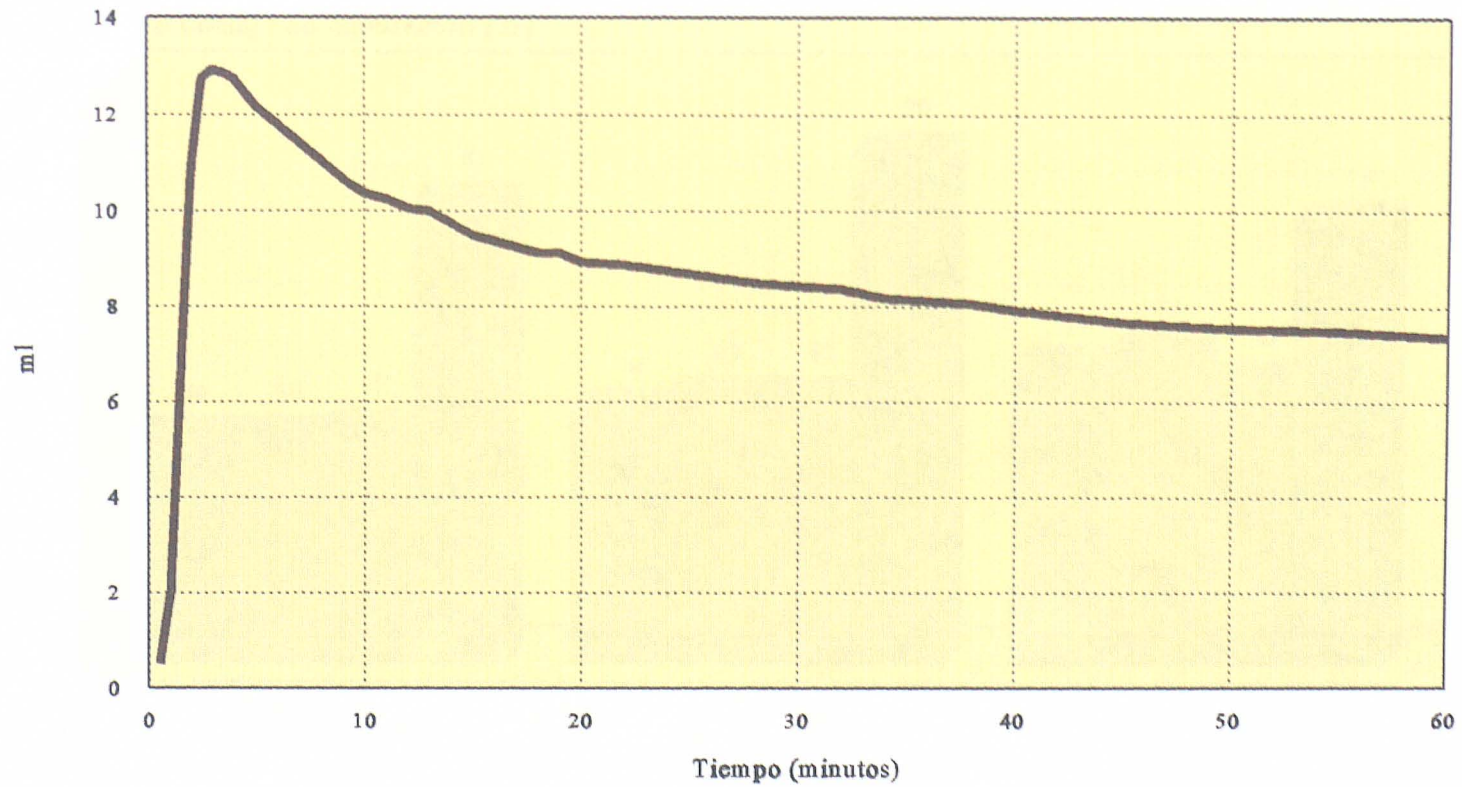


GRANULOMETRIA 2 A 5 mm

Grafico n° 11.18

## CONCLUSIONES. RELLENO CERAMICO

### SEDIMENTABILIDAD DEL FANGO



GRANULOMETRIA 2 A 5 mm

Grafico n° 11.19

## CONCLUSIONES. COMPARACION ENTRE SISTEMAS

### RENDIMIENTOS MEDIOS

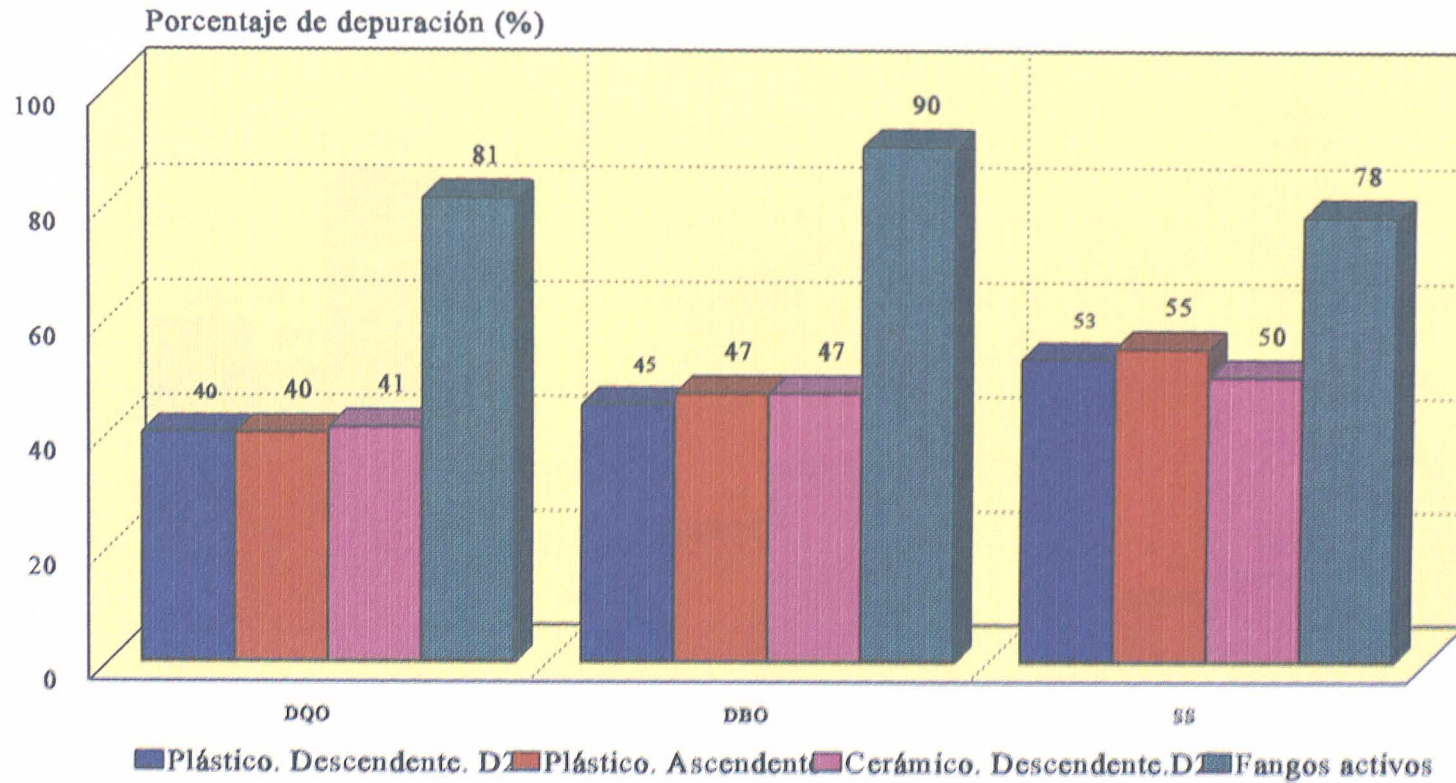


Grafico n° 11.20

## CONCLUSIONES. COMPARACION ENTRE SISTEMAS

### VALORES MEDIOS DE SALIDA

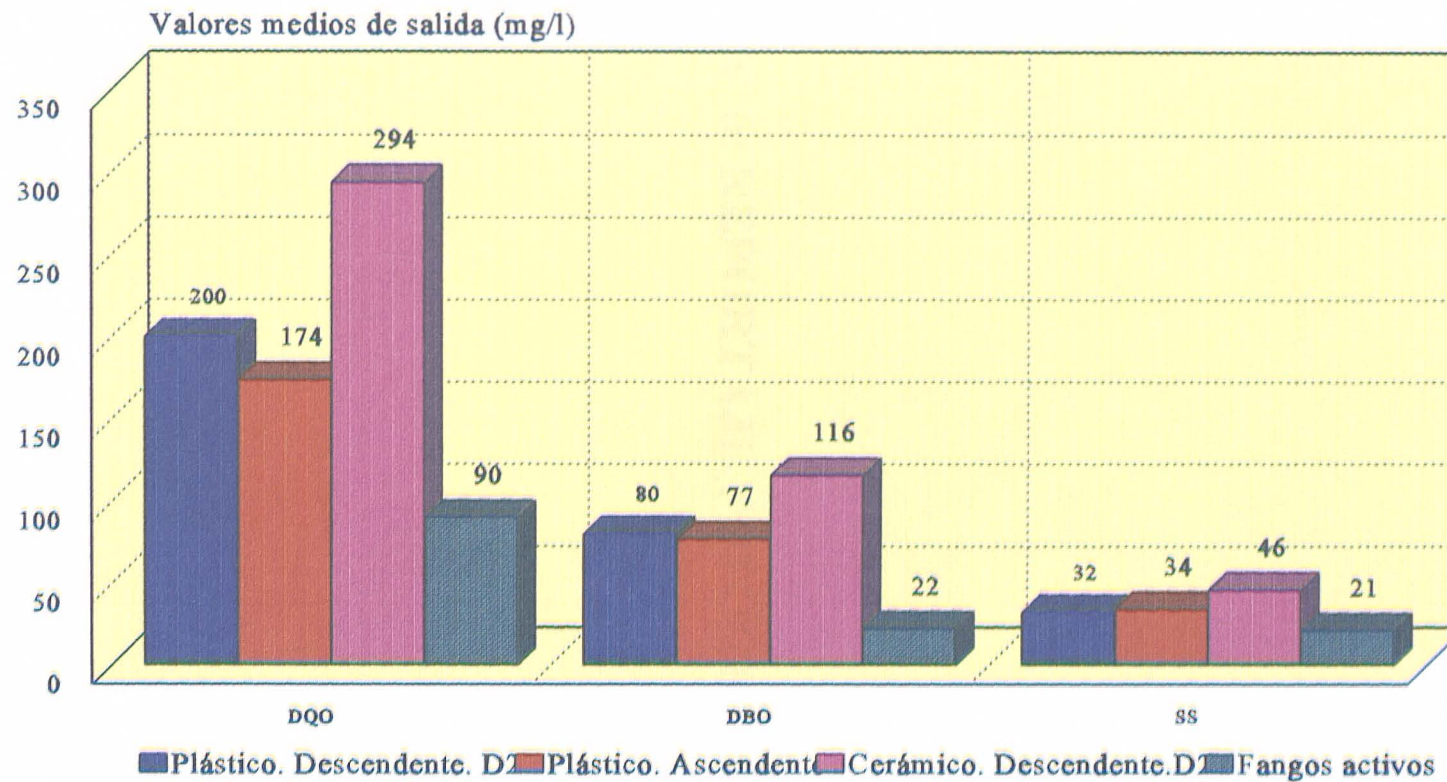


Grafico n° 11.21

## ANEJO N° 6: REPORTAJE FOTOGRÁFICO

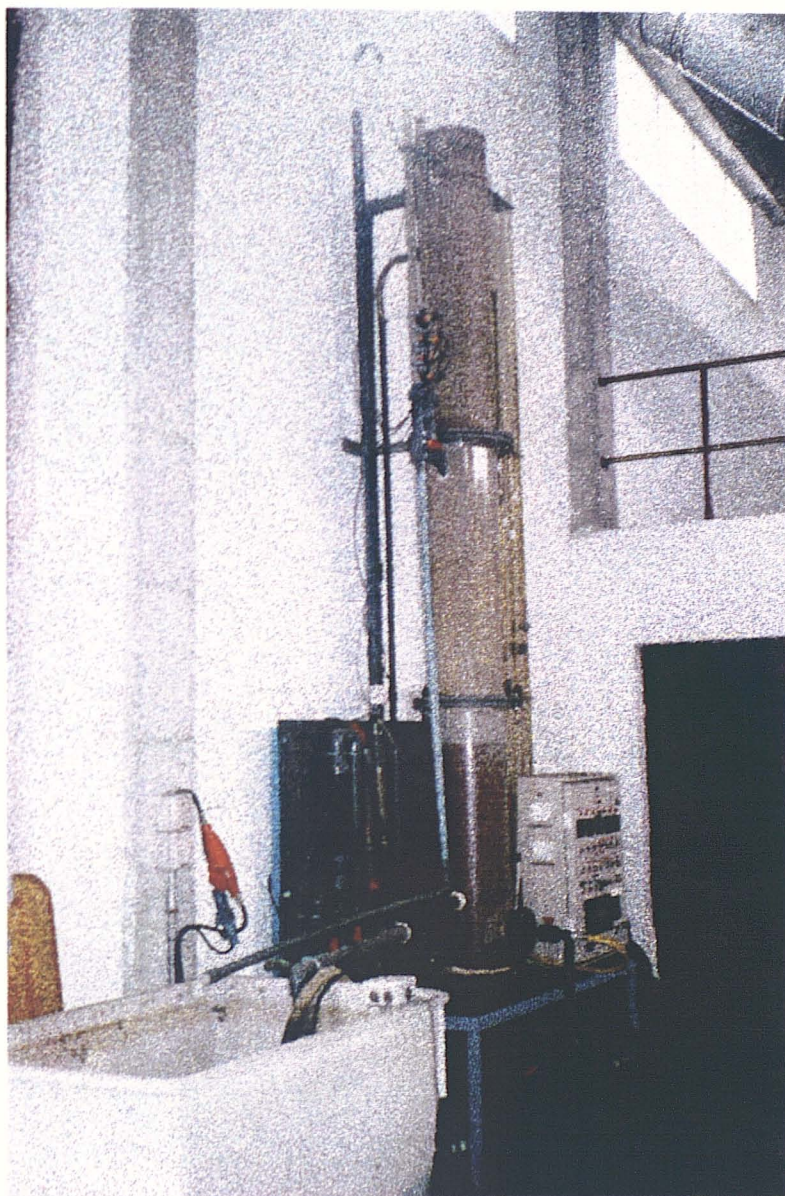


A continuación aparece un reportaje fotográfico de las instalaciones y materiales utilizados en el trabajo así como detalles de algunas de las incidencias que han podido observarse a lo largo del mismo.



**Fotografía n° 1: Planta piloto de laboratorio**





**Fotografía n° 2: Planta piloto semitécnica**



**Fotografía n° 3: Relleno sepiolita**



**Fotografía n° 4: Relleno plástico**



**Fotografía n° 5: Relleno cerámico. Granulometría 5 a 7 mm**



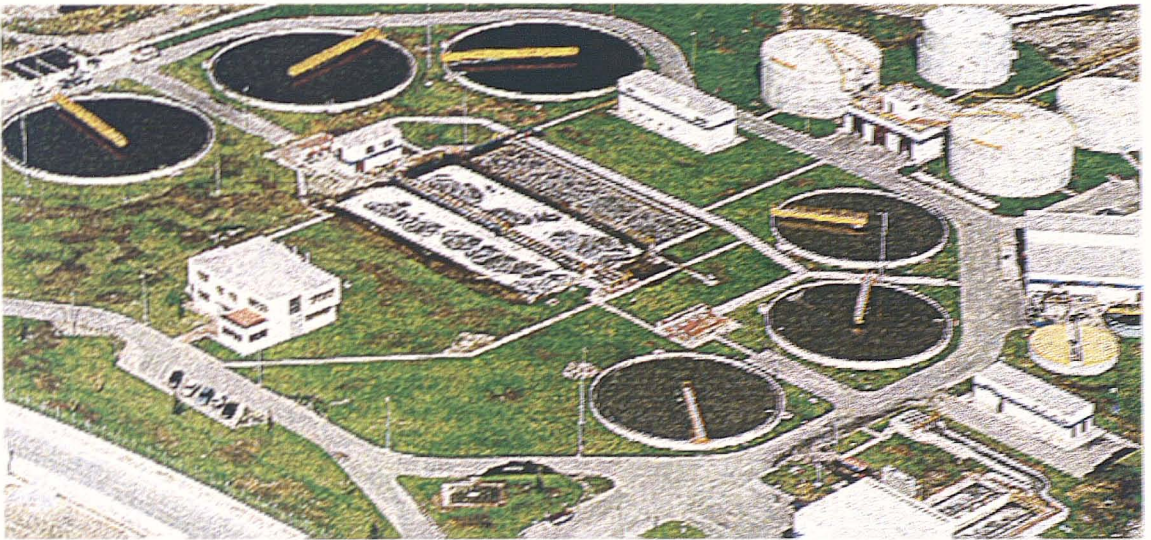
**Fotografía n° 6: Relleno cerámico. Granulometría 2 a 5 mm. Sin impermeabilizar**



**Fotografía n° 7: Relleno cerámico. Granulometría 2 a 5 mm. Impermeabilizado**

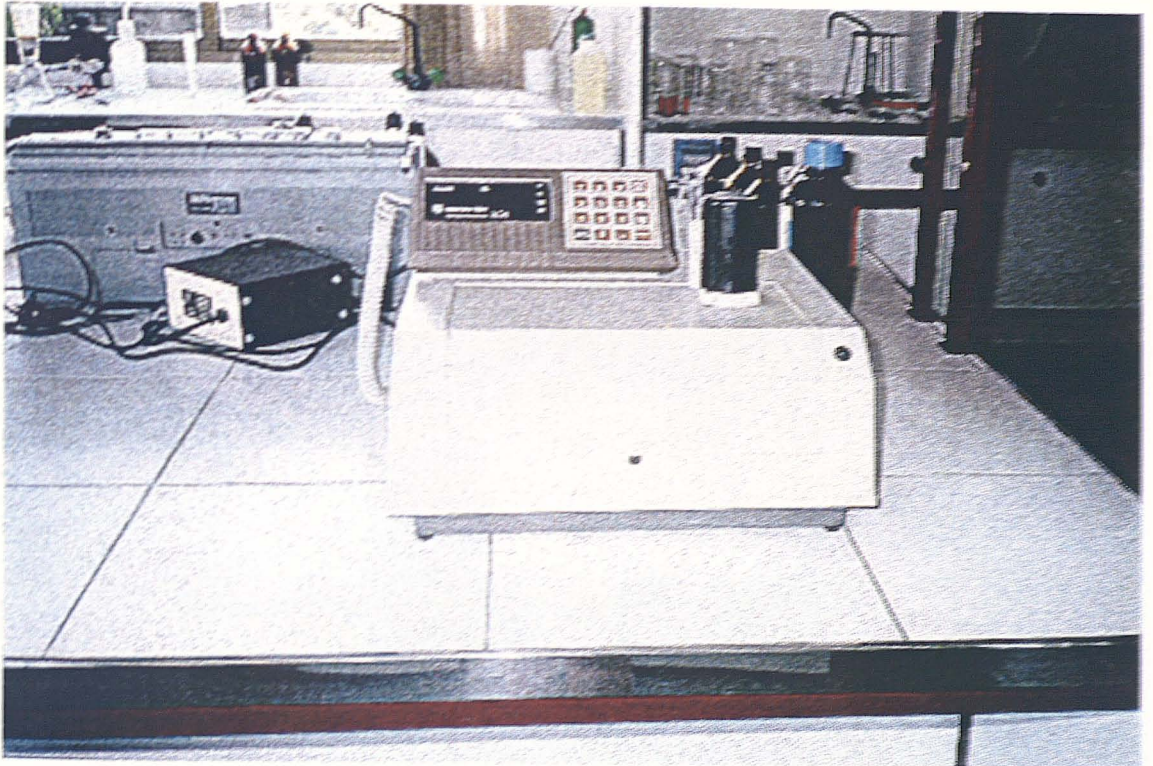


**Fotografía n° 8: Depuradora Sur-Churriana. Decantador primario (toma del agua de proceso para la planta piloto semitécnica)**

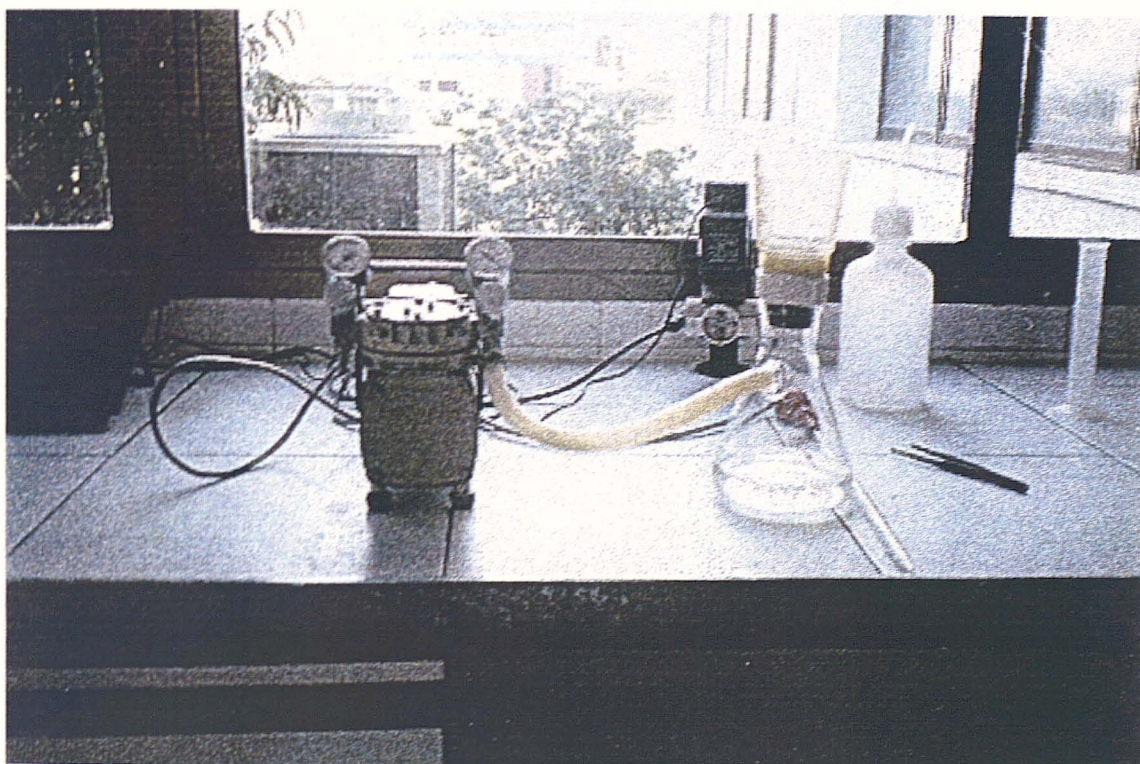


**Fotografía n° 9: Estación depuradora de aguas residuales Sur-Churriana**





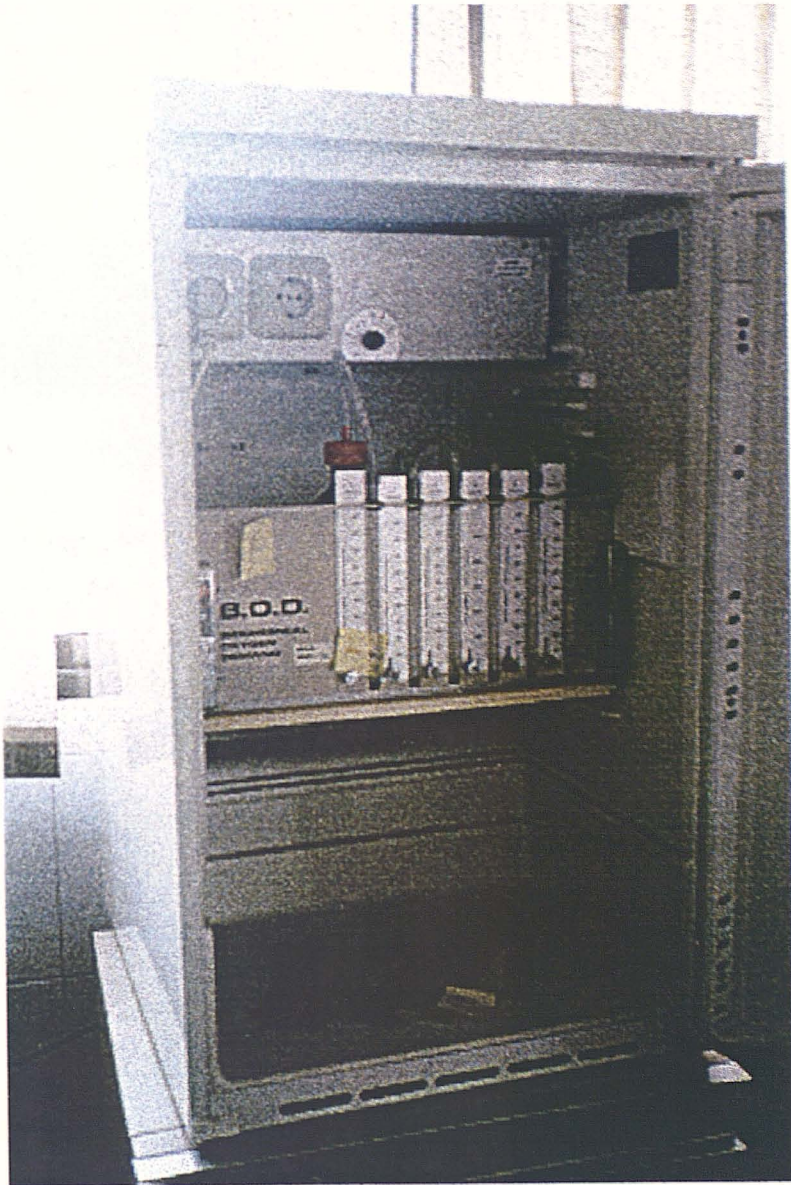
**Fotografía n° 10: Espectrofotómetro.**



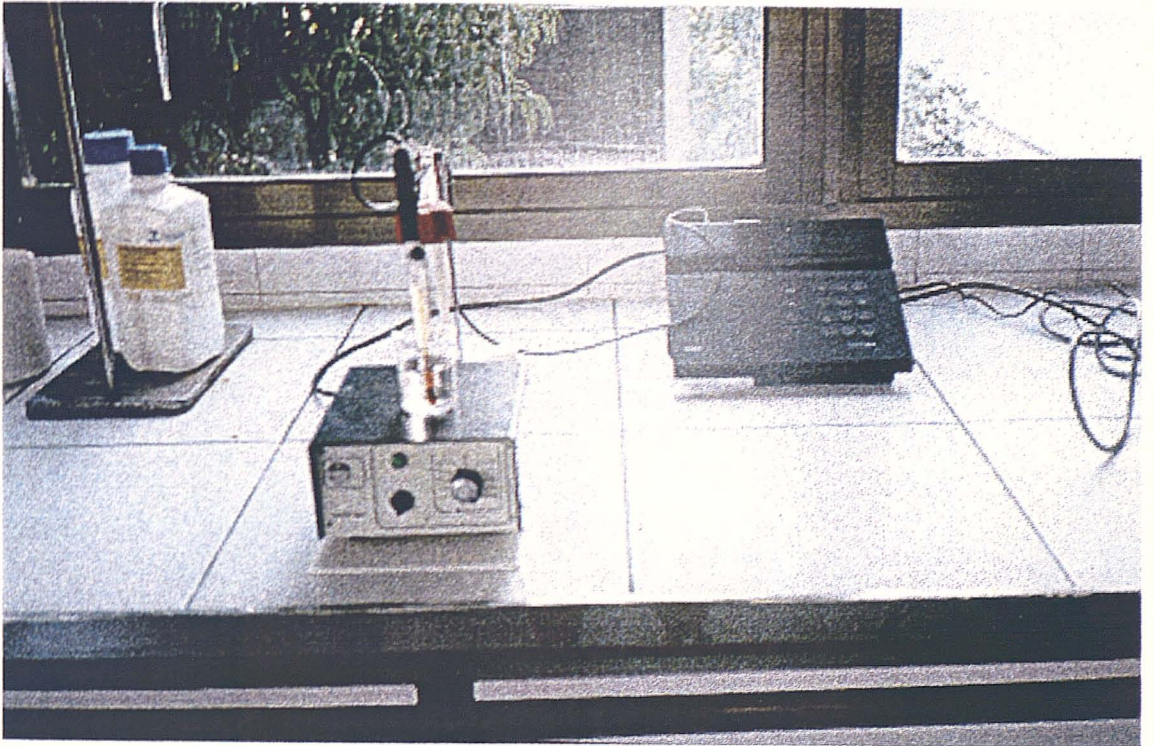
**Fotografía n° 11: Equipo de filtración y bomba de vacío para determinación de SS**



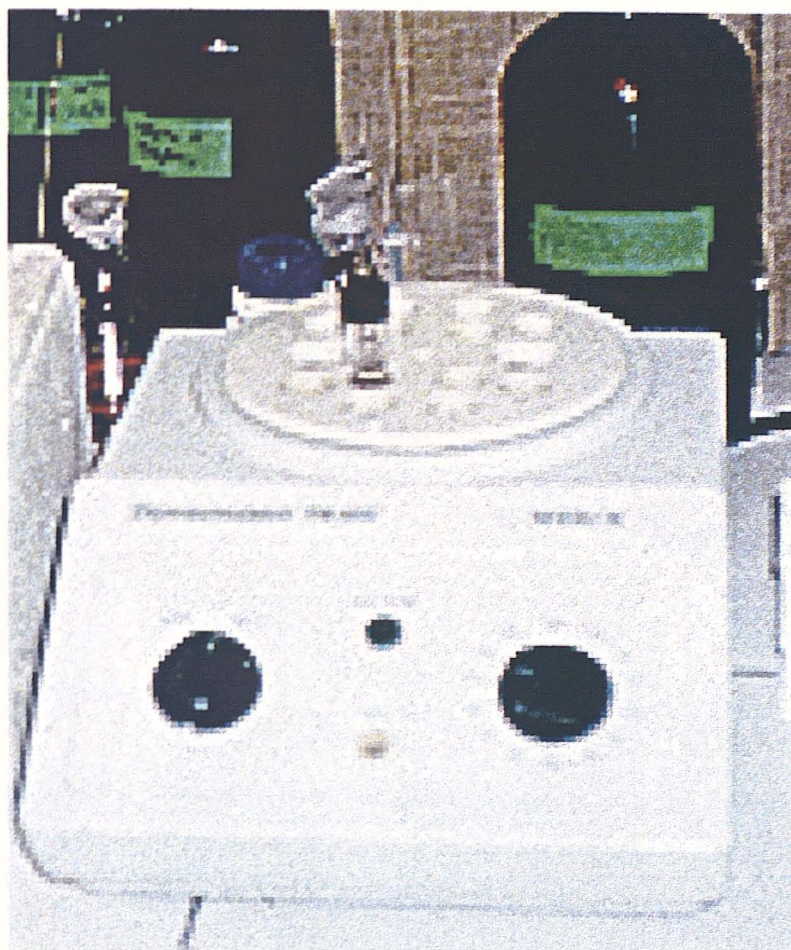
**Fotografía n° 12: Frigotermostato para determinación de la  $DBO_5$**



**Fotografía n° 13: Aparato para la determinación de DBO<sub>5</sub>**



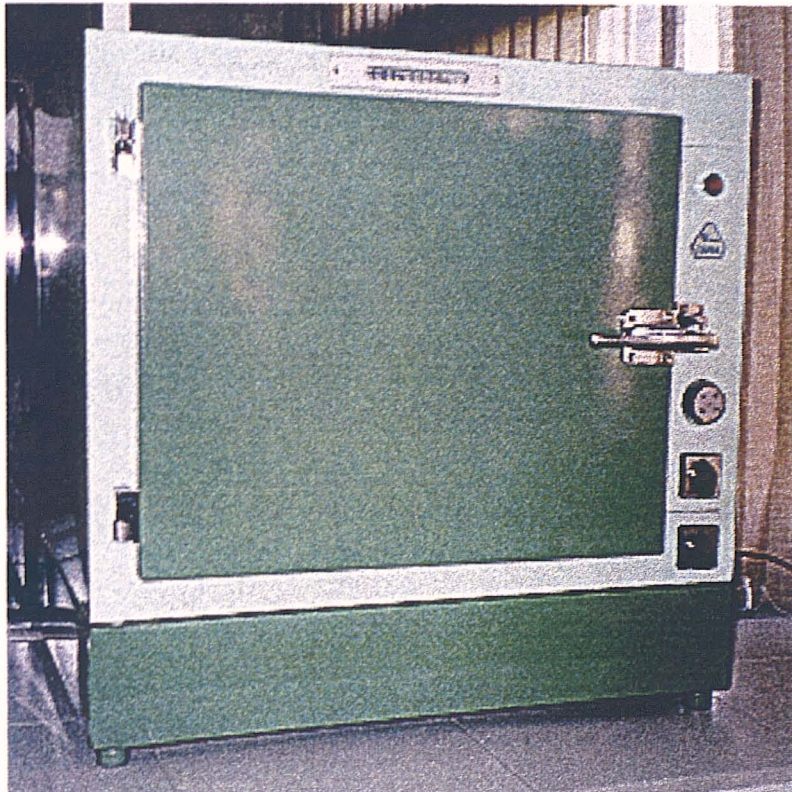
**Fotografía n° 14: pH-metro**



**Fotografía n° 15: Digestor para la determinación de DQO**

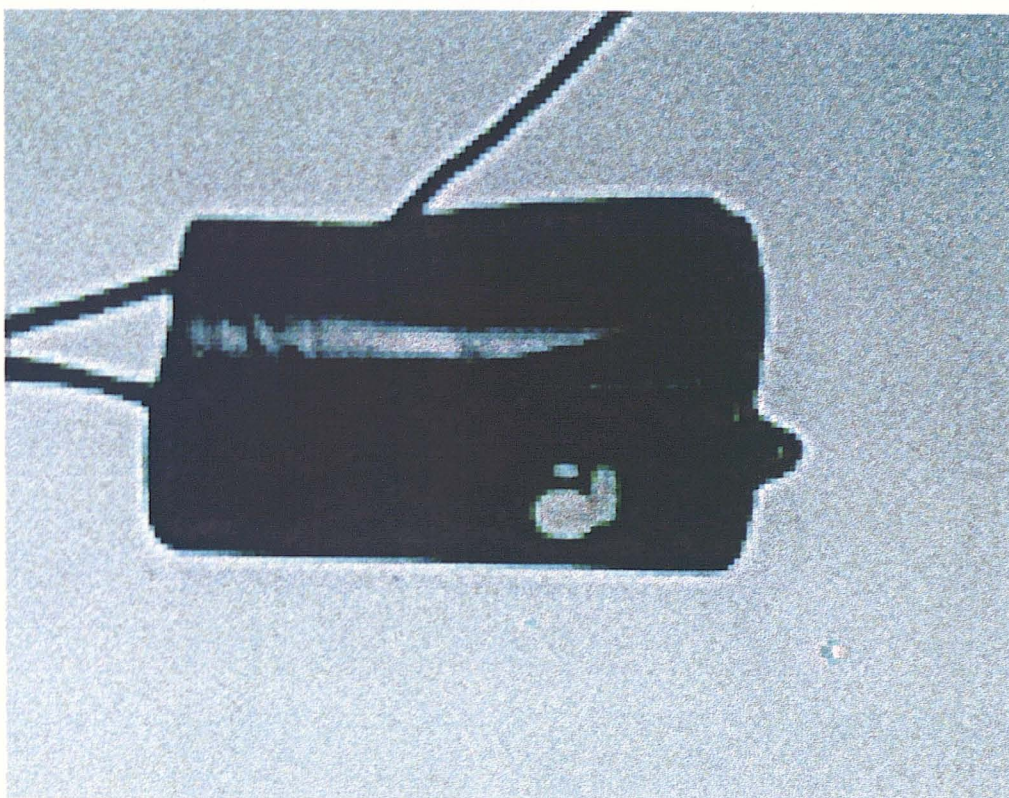


**Fotografía n° 16: Balanza analítica**

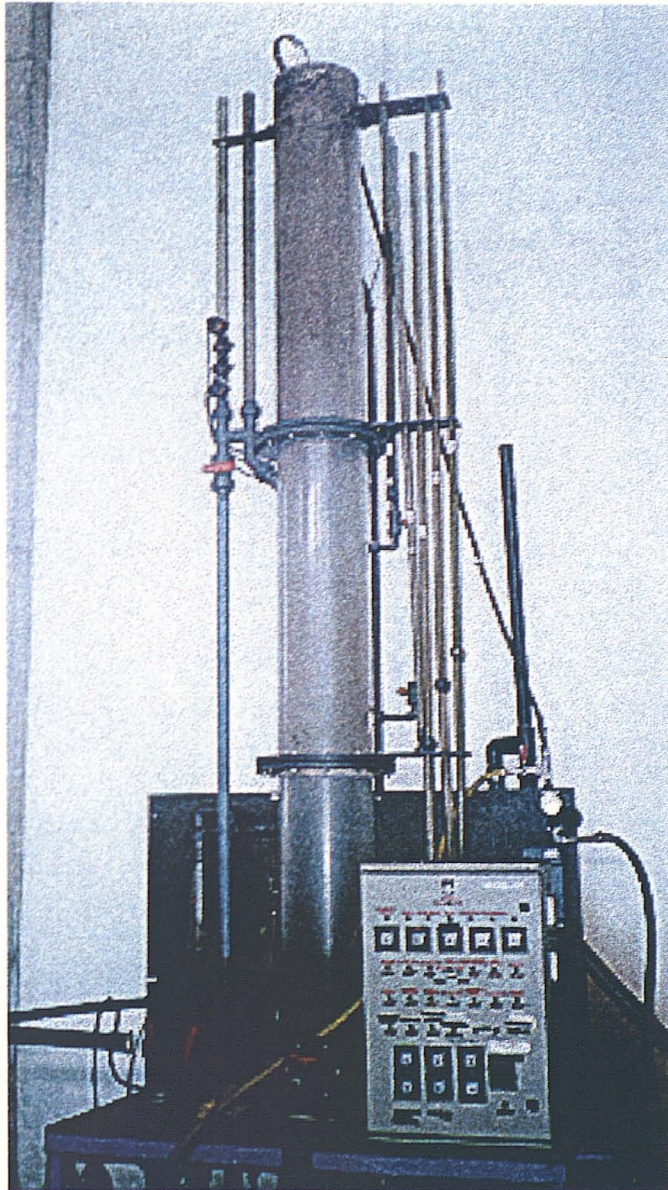


**Fotografía n° 17: Estufa de desecación y esterilización**





**Fotografía n° 18: Compresor doméstico utilizado para aire de proceso en la planta piloto a escala de laboratorio**

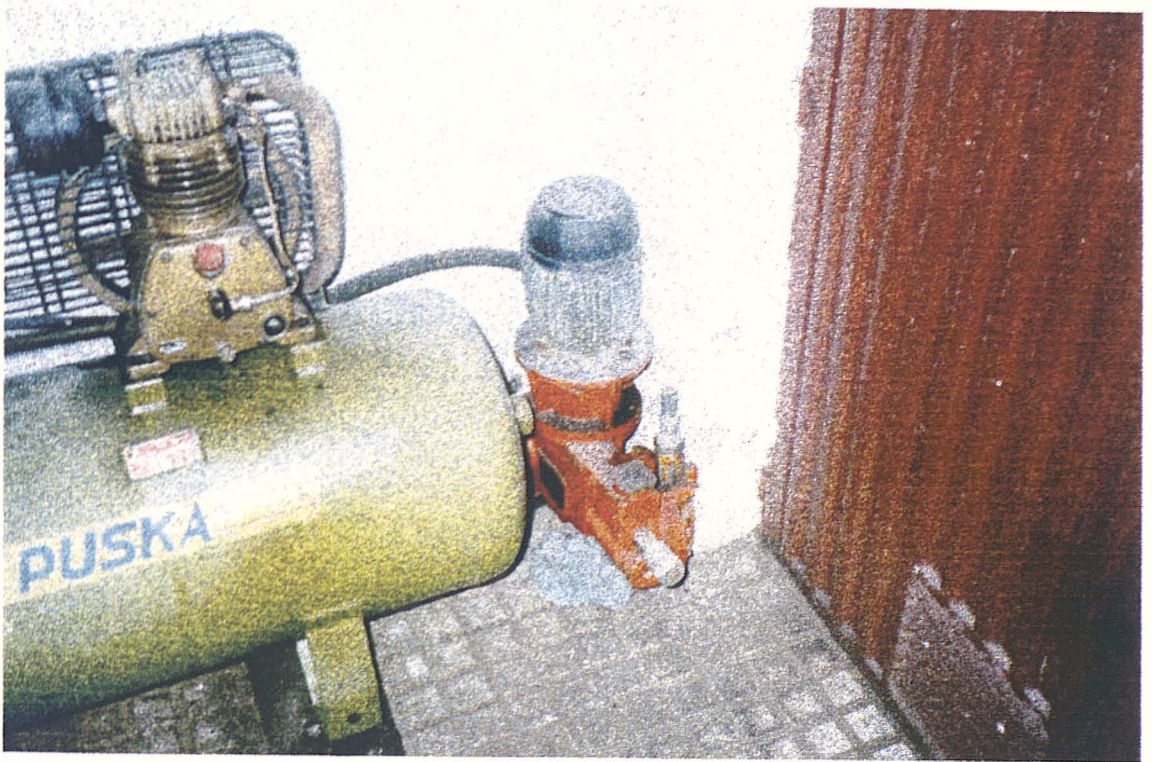


**Fotografía n° 19: Planta piloto semitécnica**

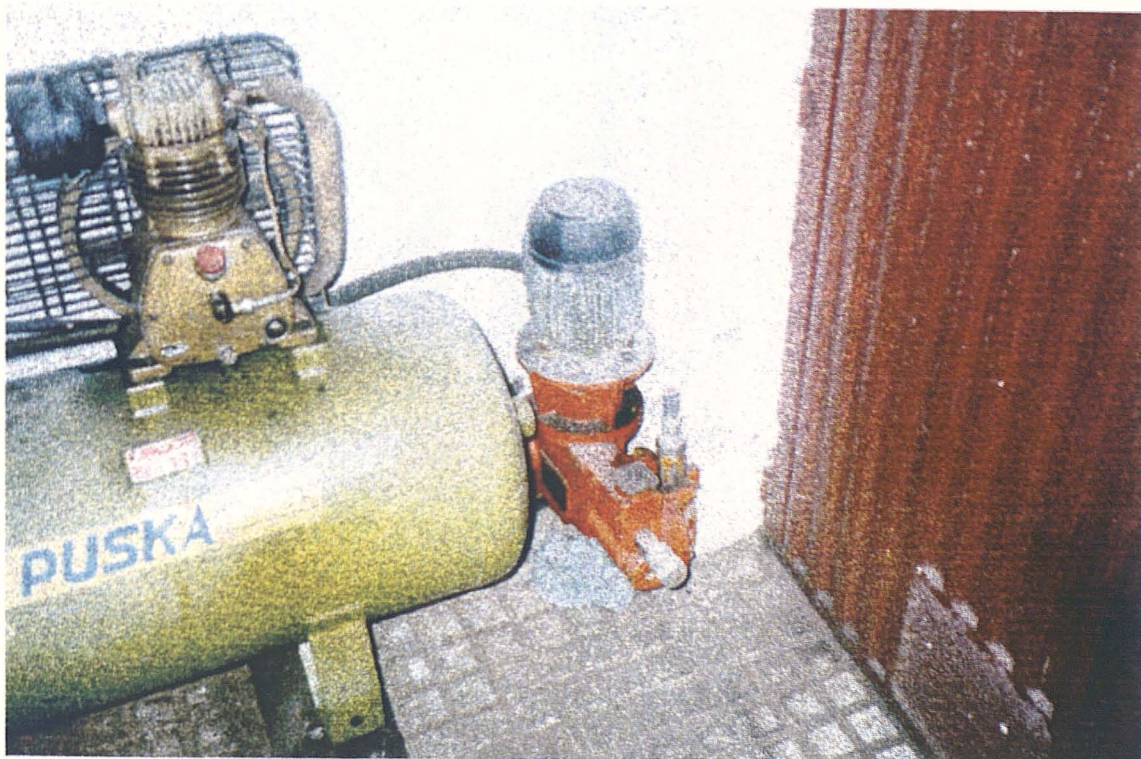


Fotografía n° 20: Bomba sumergida para agua de lavado, Caudales de 50 a 120 l/h

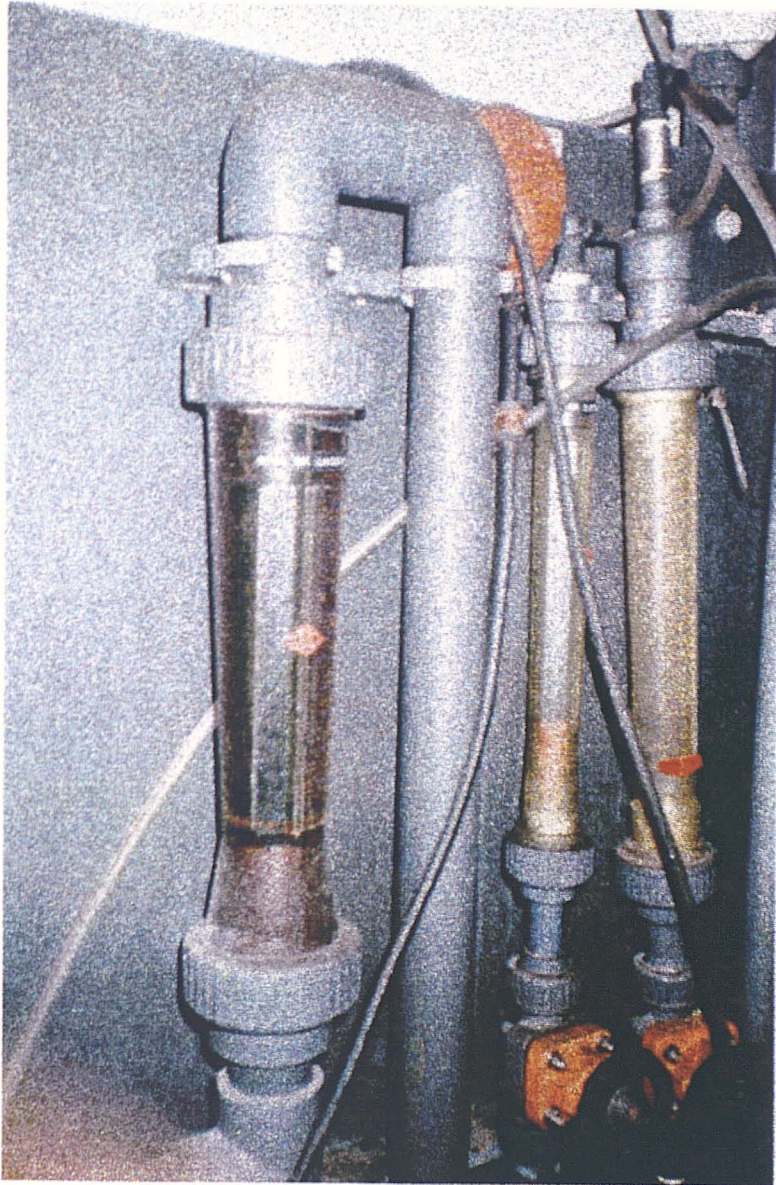
**Fotografía n° 20: Bomba sumergida para agua de lavado**



**Fotografía n° 21: Bomba para agua de proceso. Caudales de 50 a 120 l/h**



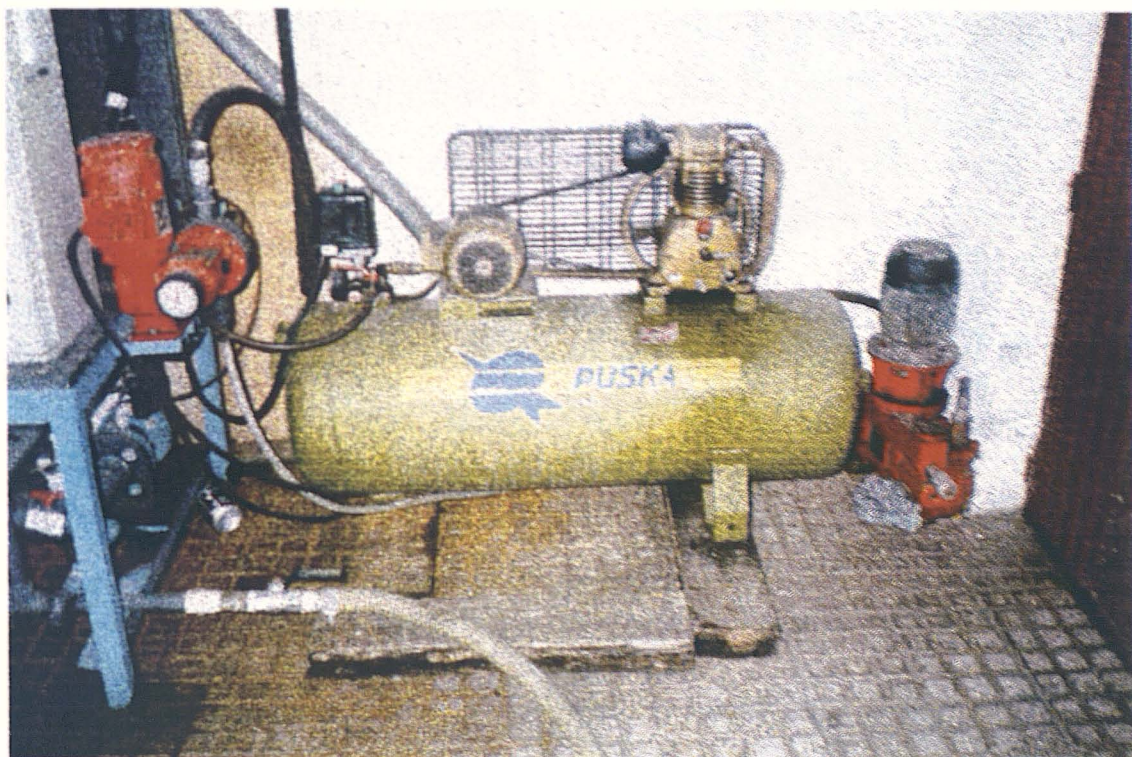
**Fotografía n° 22: Bomba agua de proceso. Caudales entre 20 y 50 l/h**



**Fotografía n° 23: Caudalímetros de agua de lavado, aire de lavado y aire de proceso (de izquierda a derecha)**



**Fotografía n° 24: Caudalímetro agua de lavado**

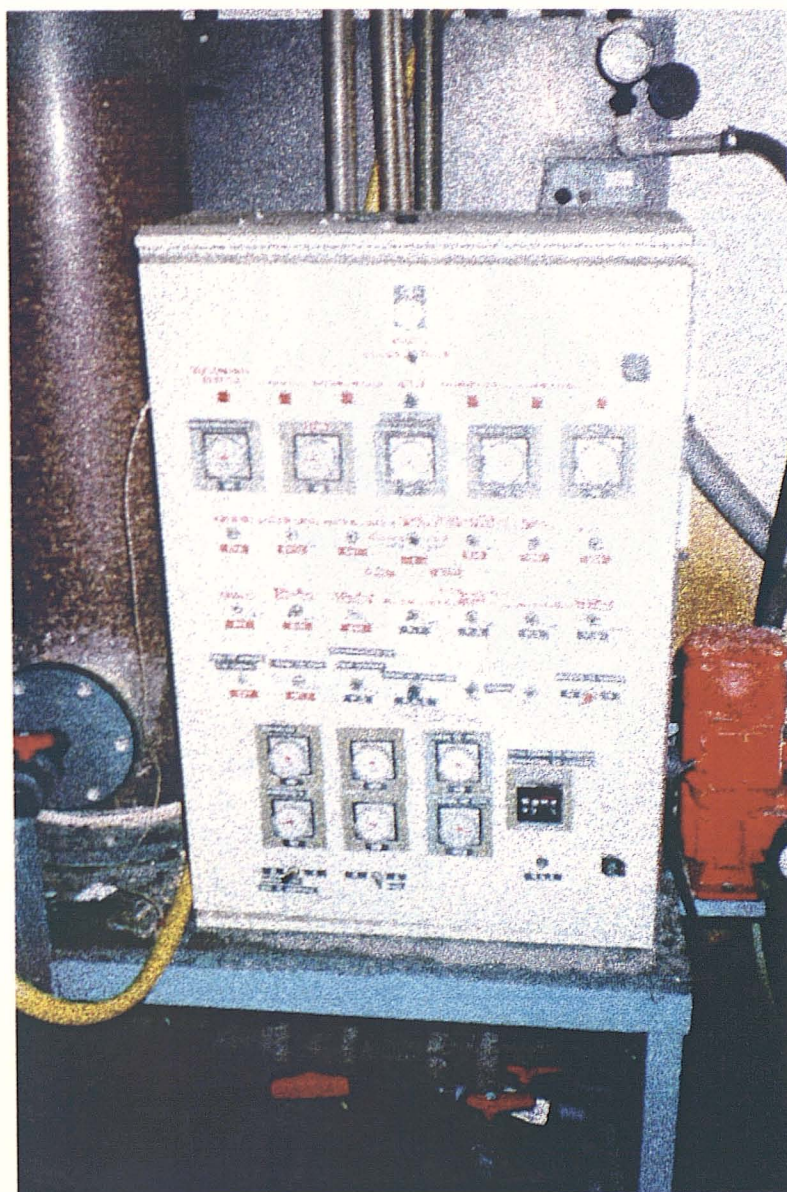


**Fotografía n° 25: Compresor para aire de proceso y lavado**

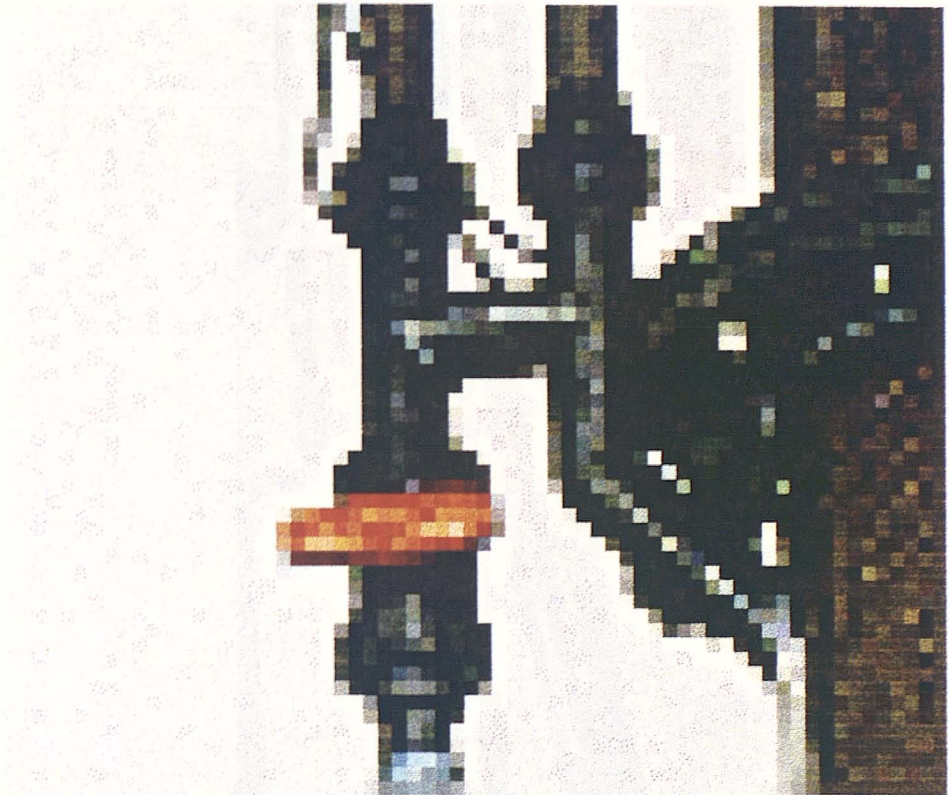




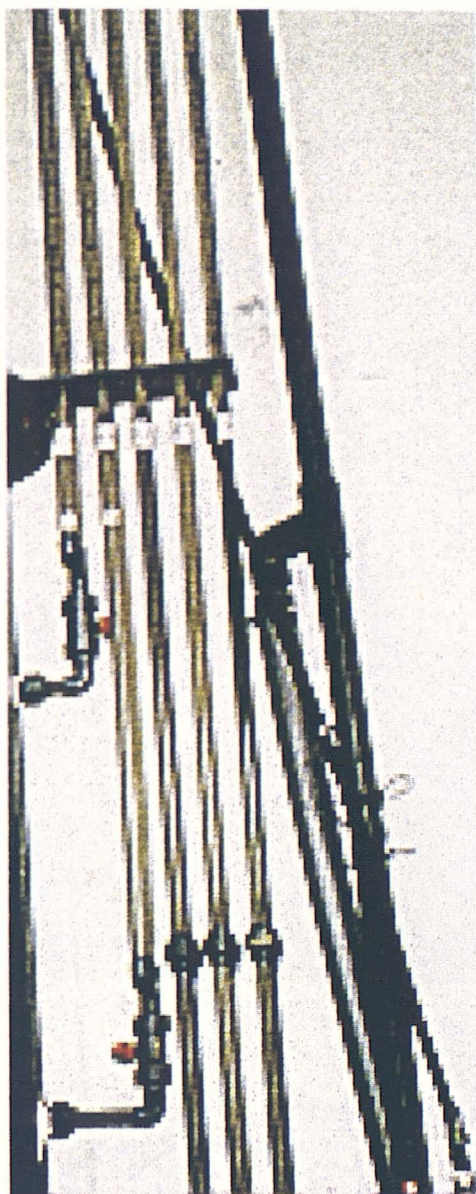
**Fotografía n° 26: Tanque para recogida del agua depurada para ser utilizada en los lavados**



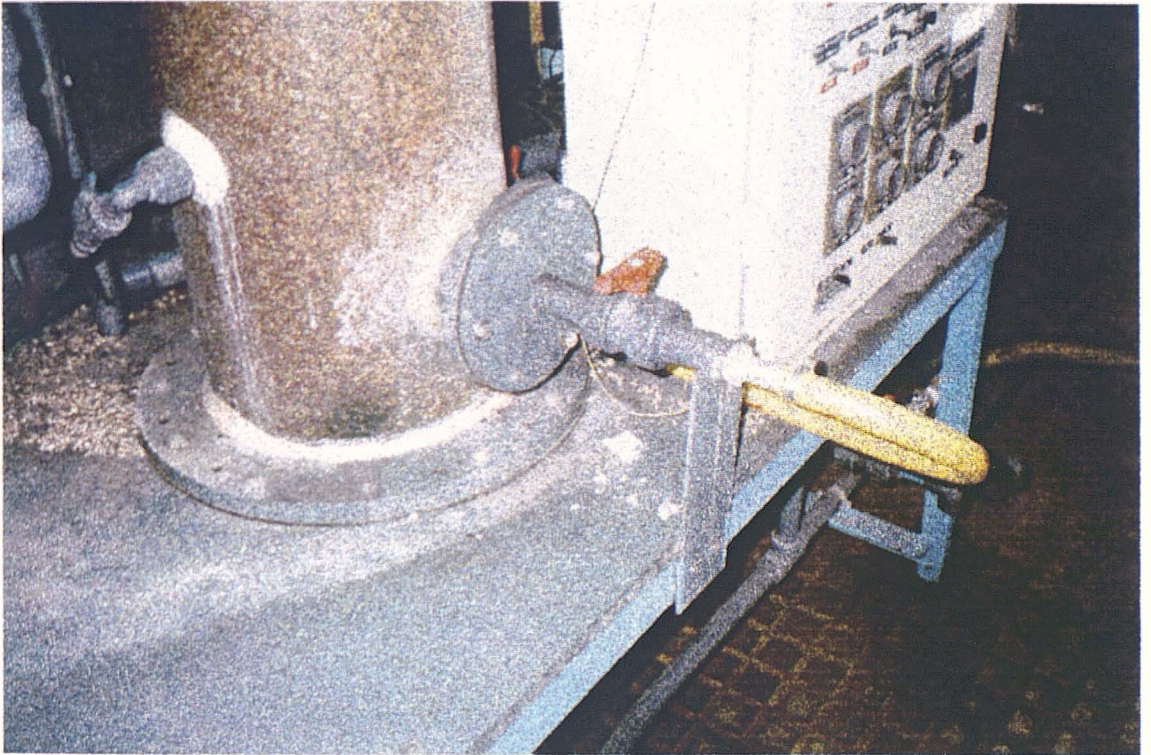
**Fotografía n° 27: Panel de control**



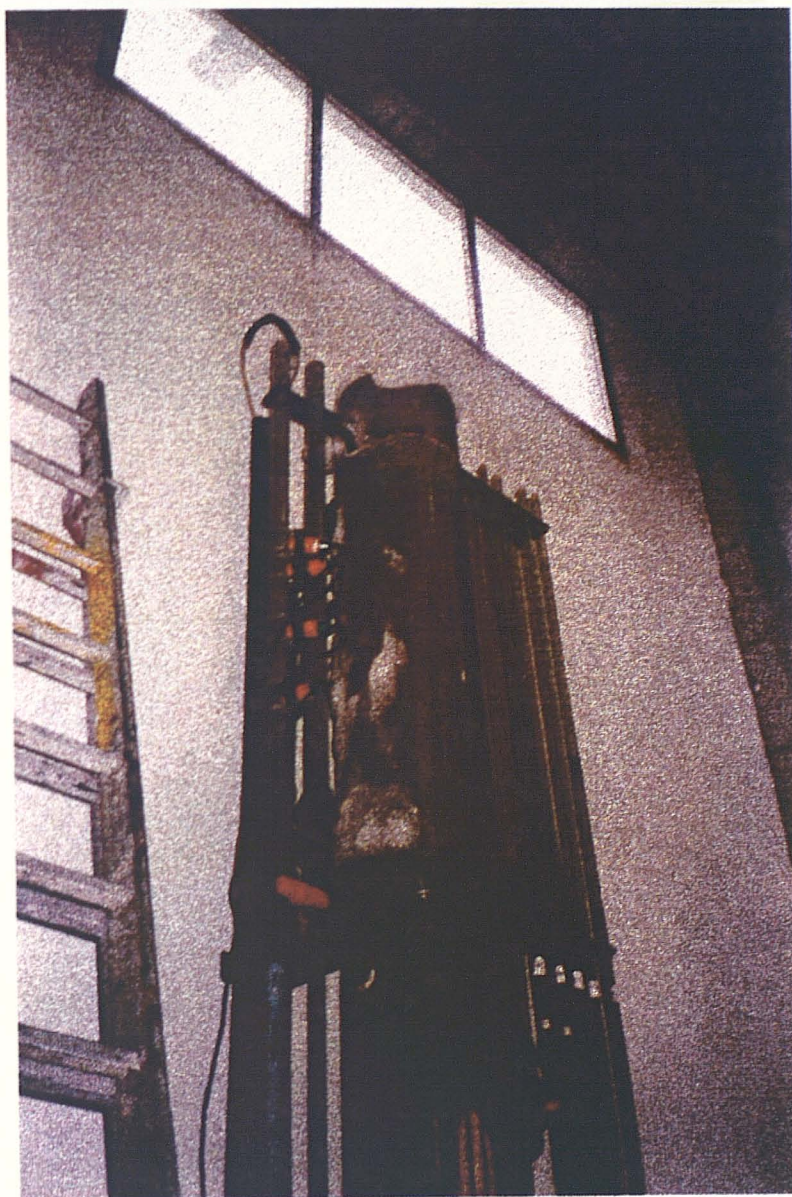
**Fotografía n° 28: Salida superior de agua depurada**



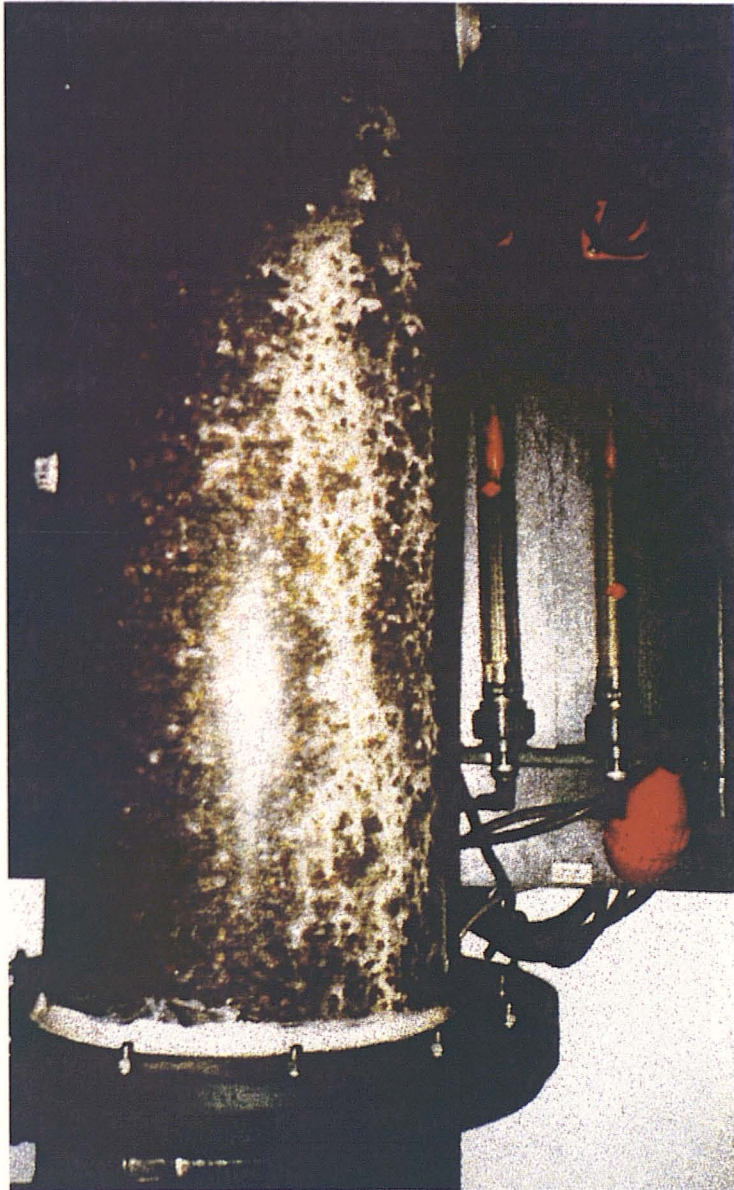
**Fotografía n° 20: Tubos piezométricos para medida de pérdida de carga**



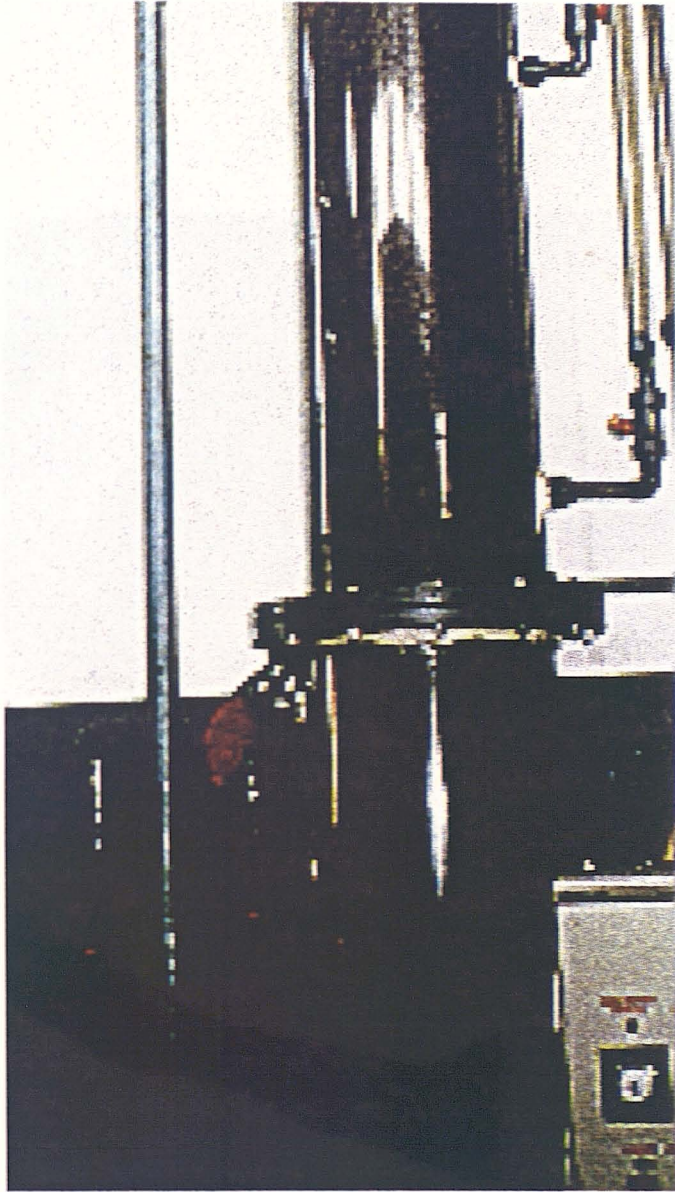
**Fotografía n° 30: Toma de agua de proceso inferior. Flujo ascendente**



**Fotografía n° 31: Espumas producidas con el producto impermeabilizante**

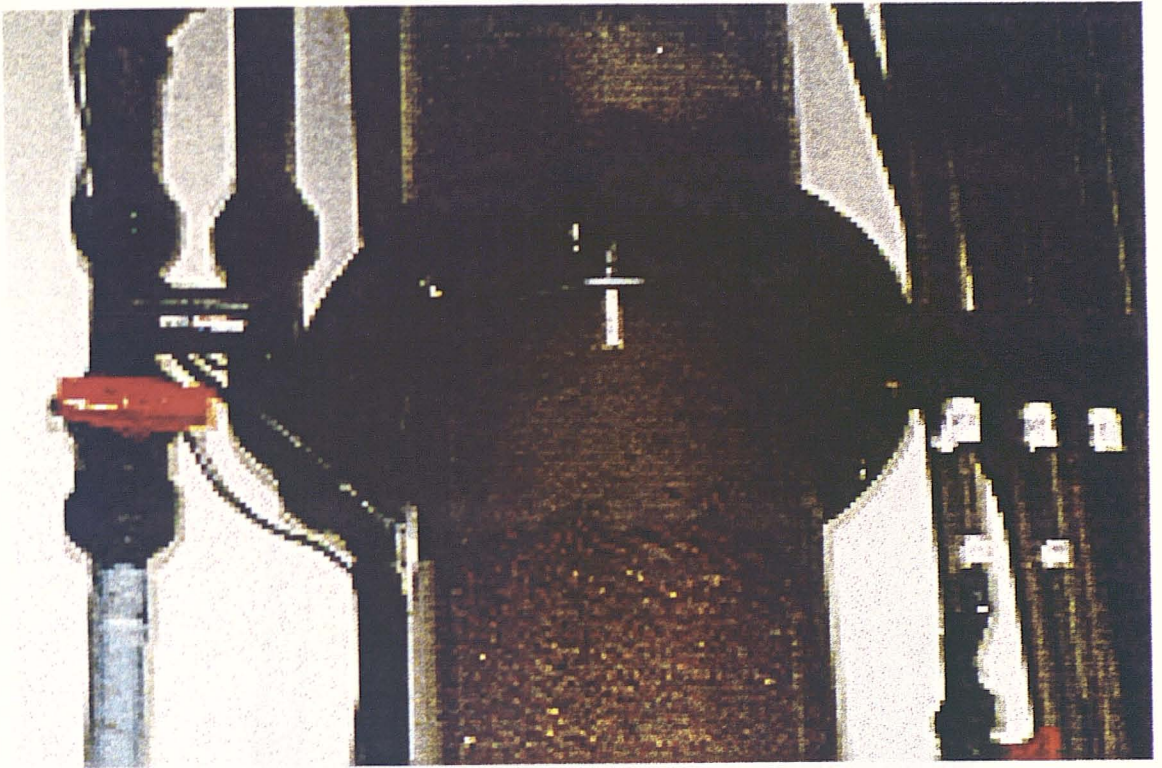


**Fotografía n° 32: Biopelícula con relleno plástico**

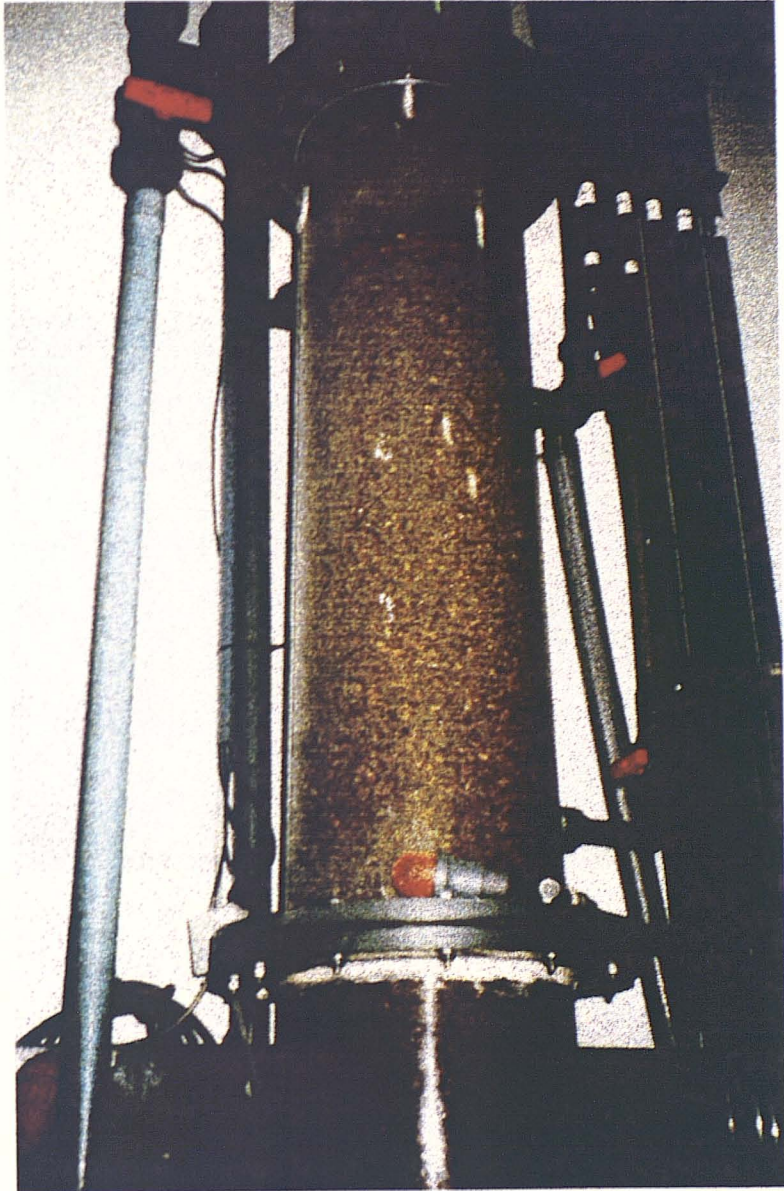


**Fotografía n° 33: Columna con relleno plástico**





**Fotografía n° 34: Lavado. Relleno cerámico**



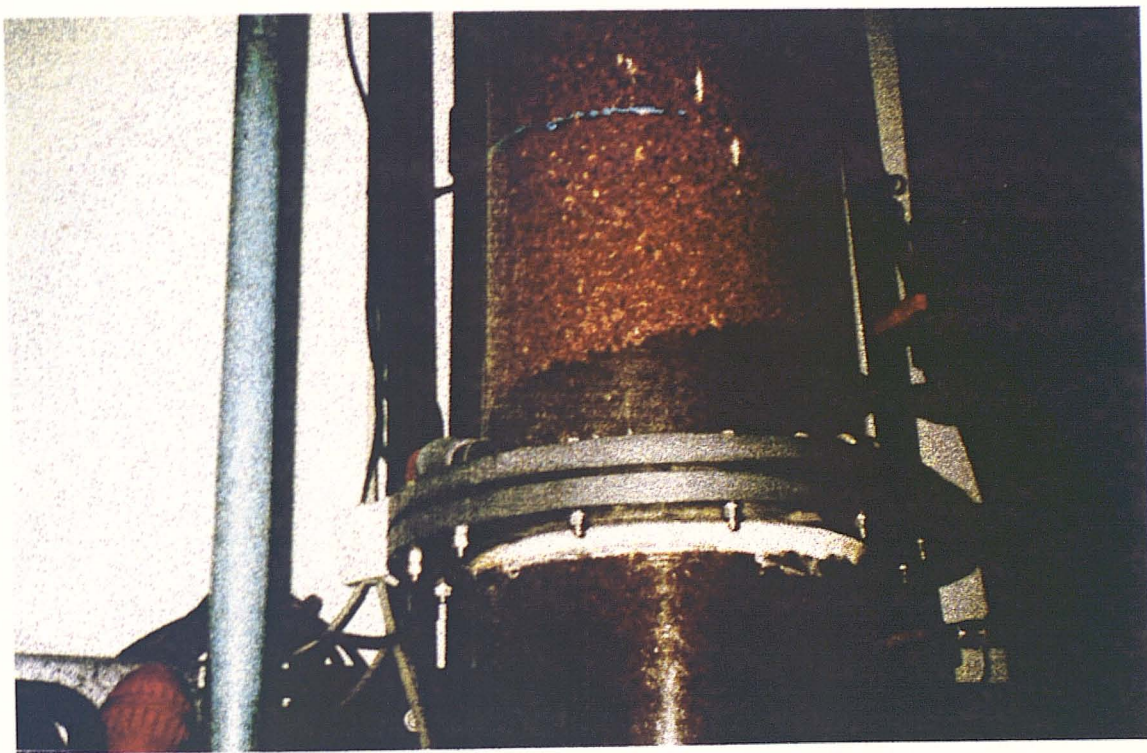
**Fotografía n° 35: Planta piloto semitécnica. Relleno cerámico**



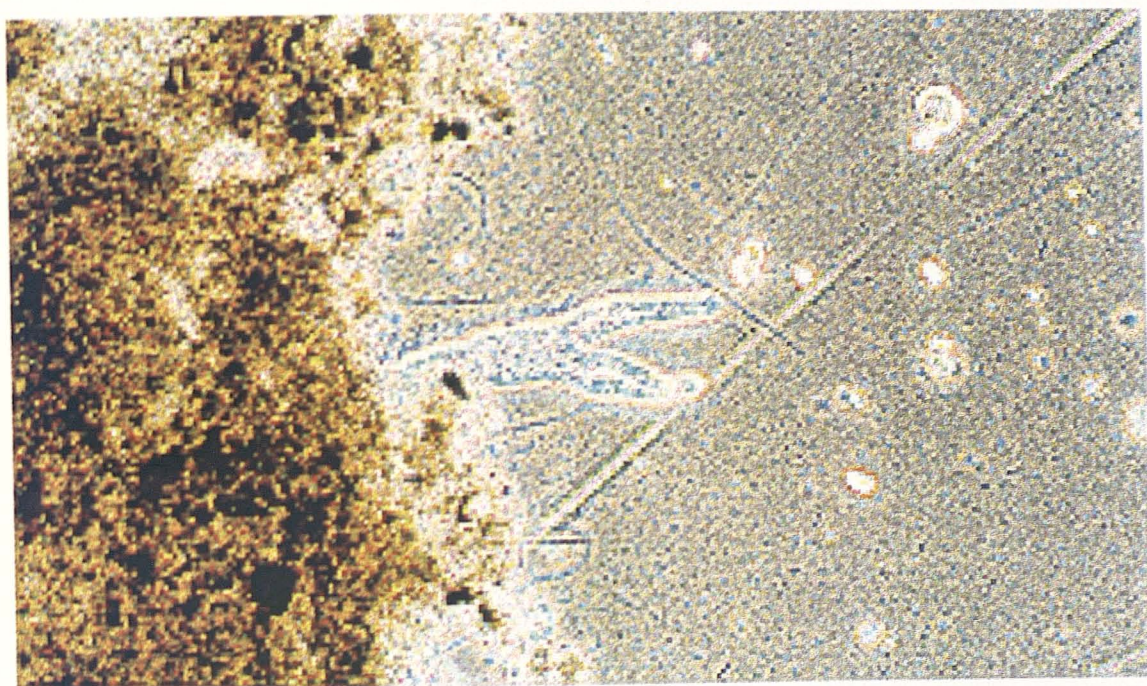
**Fotografía n° 36: Biopelícula relleno cerámico**



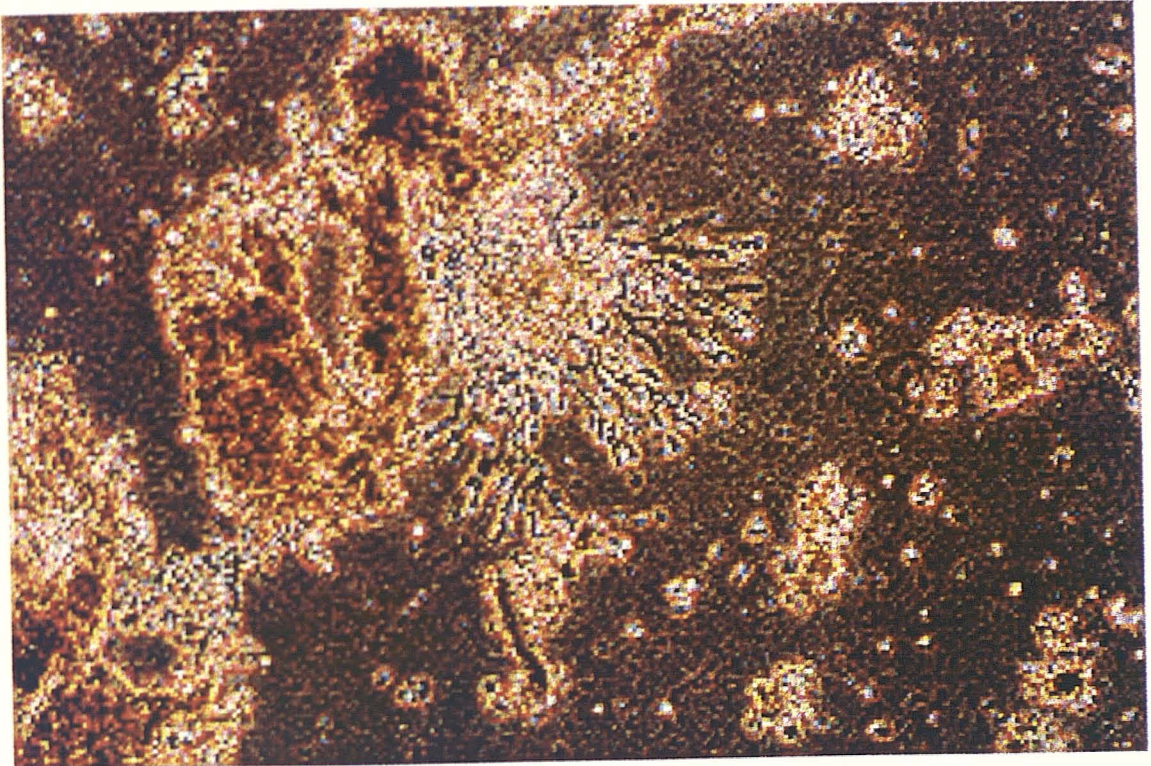
**Fotografía n° 37: Ensayo de sedimentabilidad del fango**



**Fotografía n° 38: Doble capa**



**Fotografía n° 39: Colonias bacterianas de *Zooglea amorfa* y *dactiformes***



**Fotografía n° 40: Colonias de *Zooglea ramigera***

