

4. CARACTERIZACIÓN MICROBIOLÓGICA DEL FANGO ACTIVO

4.1. PRINCIPIOS BIOLÓGICOS DE LOS FANGOS ACTIVADOS

4.1.1. Introducción

Desde los años veinte, en que comenzaron a construirse las depuradoras por fangos activados, la función de la microfauna (protozoos y metazoos), fué desde el principio objeto de numerosos estudios que se debatían entre la descripción del papel irrelevante de ésta, incluso su efecto pernicioso sobre el proceso (Fairbrother y Renshaw, 1922; Pirt y Bazin, 1972), o su consideración como factor principal en la eliminación de los contaminantes, atribuyendo a las bacterias un papel secundario (Pillai y Subrahmanyam, 1942, 1944).

Aunque varios autores, ya habían observado una relación entre la presencia de protozoos y la eficacia del proceso (Pillai y Subrahmanyam, 1942, 1944; Heukelekian y Gurbaxani, 1949; McKinney y Gramm, 1956), fueron los trabajos de Curds *et al.* (1968), los que demostraron el importante papel de los protozoos en las depuradoras, cuyo efecto depredador sobre las bacterias libres disminuía la turbidez del efluente aumentando drásticamente los rendimientos del proceso. Por otro lado, Watson (1945) y Curds (1963), también observaron la capacidad de los protozoos para inducir la floculación de las bacterias del fango debido a la secreción de polisacáridos y a las propiedades de las partículas excretadas, Calaway (1968) describió esta misma capacidad en los rotíferos.

En resumen, se conocían dos formas por las que la microfauna mejoraba la calidad del efluente: el efecto de la depredación sobre las bacterias libres y el efecto sobre la floculación de las bacterias. En trabajos posteriores se demostraría que, por sí sólo, el efecto depredador de los protozoos sobre las bacterias libres es un factor selectivo que favorece el desarrollo de las floculantes, que al no ser depredadas por los protozoos presentan una clara ventaja frente a las libres. (Curds y Cockburn, 1968, 1971; Unz y Dondero, 1970; Güde, 1979)

Desde entonces, una cantidad nada despreciable de trabajos han ayudado a clarificar mejor el papel de los protozoos en el tratamiento de aguas residuales, explicando su presencia, abundancia y dinámica en estos procesos. Resumiendo lo ya propuesto por otros autores (Cyrus y Sladka, 1970; Pike y Curds, 1971), puede considerarse que las presiones selectivas que sufren los protozoos que habitan en los fangos activados están relacionadas con los siguientes aspectos:

- 1- Los tiempos de retención del proceso y las características de diseño de éste,
- 2- La composición del agua residual y por tanto la de las bacterias presentes en

el proceso, 3- Las relaciones interespecíficas que se establecen entre las bacterias y los protozoos, así como las que desarrollan los propios protozoos entre sí (competencia, depredación).

El uso de la microfauna como diagnóstico del proceso

Puesto que la microfauna, y en especial los protozoos, estaban presentes en todos los sistemas estudiados y su composición específica aparecía claramente relacionada con las variables de funcionamiento del reactor, su papel como organismos indicadores del proceso recibió pronto una gran atención, pasando a ser considerados una herramienta fundamental en el diagnóstico de los fangos activados. Por ésta razón se intentó establecer una base metodológica que permitiese la interpretación del estado del proceso, y las causas de sus alteraciones, en base a la composición poblacional de los protozoos y metazoos del reactor.

En general puede decirse que aparecieron dos enfoques metodológicos al problema. Uno de ellos propuso la necesaria identificación de las especies de ciliados para la interpretación del rendimiento del proceso; el otro considera que la determinación específica, por la alta especialización requerida, no es necesaria, y que basta con la utilización de grandes grupos, además de los ciliados, asociados en base a sus semejanzas tróficas o hábitat preferente. Dentro del primer enfoque caben destacar los trabajos de Reid (1969) quien propone la utilización de los peritricos, especialmente *Vorticella* spp. como indicadores del proceso, siendo los trabajos de Curds y Cockburn (1970a, 1970b) los que establecen la metodología más amplia para la utilización de los ciliados como indicadores del rendimiento del proceso. A partir de la observación de más de 100 sistemas de filtros percoladores y fangos activados, aunque sin tener en cuenta las características de diseño u operación de los mismos, estos autores confeccionaron una tabla de las especies más frecuentemente encontradas, especies a las que se le asociaba un valor indicador según su probabilidad de estar presentes en diferentes rangos de la DBO del efluente.

Dentro del segundo enfoque, una de las primeras consideraciones sobre el seguimiento ya fue establecida por McKinney y Gram en 1956, quienes propusieron que las condiciones de estabilidad del proceso vendrían dadas por la dominancia de sésiles y la ausencia de nadadores, Morishita (1976) propuso la utilización de la relación peritricos/ciliados totales, pero principalmente fue Drakides (1978), quien estableció un método general de observación teniendo en cuenta el aspecto del fango y los principales grupos de la microfauna, clasificándola en base al tipo de ciliación y sus requerimientos nutricionales. La metodología propuesta por Drakides, adaptada a las circunstancias técnicas del que debe controlar un

proceso (poca especialización sistemática, importancia del aspecto del flóculo), tuvo en cuenta la ecología de los protozoos y su relación con otros parámetros como la carga másica o los tiempos de retención, obviados en numerosos trabajos hasta la fecha. Posteriormente, las bases metodológicas propuestas por Drakides fueron recogidas y ampliadas, en sus aspectos más descriptivos, en algunos manuales de control del proceso (Madoni, 1988; Vedry, 1987). En resumen, Drakides (1978) propone tres características básicas como indicadores de un buen funcionamiento del proceso: 1- Elevada densidad de la microfauna ($>10^6$ cel./L), 2- Biocenosis formada, preferentemente, por reptantes y sésiles. Flagelados prácticamente ausentes, 3- Microfauna bien diversificada, ningún grupo debe superar numéricamente los dos órdenes de magnitud, y dentro de los ciliados, la abundancia de cada grupo no debe superar un orden de magnitud.

La síntesis de ambas metodologías, la sistemática de Curds y la más general de Drakides, fue realizada por Madoni (1988), quien posteriormente propuso un nuevo método, el Índice Biótico del Fango (IBF), (Madoni, 1994), como instrumento para el seguimiento y evaluación del rendimiento en los procesos de fangos activados, incluyendo aquellos con desnitrificación. El método clasifica el proceso en 4 clases de funcionamiento según la concentración de flagelados, ciliados nadadores y sésiles, y la abundancia de *Opercularia* spp. y *Vorticella* spp.

Todos estos métodos se han basado en la observación de sistemas *convencionales* de fangos activados (constituidos por un reactor de media-baja carga), tratando aguas residuales principalmente domésticas, y teniendo en cuenta una pirámide trófica del proceso en la que los ciliados ocupan el nivel superior y no existe depredación sobre el fango. Sin embargo, y aunque el IBF (Madoni, 1994) ya lo considera en alguno de sus aspectos, el diseño de los procesos ha evolucionado hacia la compartimentalización del reactor, buscando las condiciones óptimas para la eliminación biológica de nutrientes o la eliminación de filamentos. Estas configuraciones suponen una fuerte selección sobre gran parte de la microfauna, lo que modifica la diversidad de los protozoos, puede provocar la dominancia de ciertas especies y concede un lugar importante a otros grupos (rotíferos, nemátodos, oligoquetos) (ej. Santos *et al.*, 2004)

Por otro lado, estos métodos son indicadores del funcionamiento general del proceso, útiles para el seguimiento comparado de plantas con sistemas similares, pero con menor valor cuantitativo en el seguimiento diario de una depuradora concreta, cuyas características de diseño y composición del afluente pueden provocar estructuras poblacionales particulares, dando lugar a dinámicas que pueden situarse muy lejos de los límites de interpretación de los métodos mencionados, o no ser recogidas por éstos. En dichos casos es necesaria una re-adaptación de los métodos a las situaciones particulares de la planta.

En esta situación, y mientras el conocimiento sobre la biología y ecología de la microfauna no avance significativamente, el seguimiento diario de un reactor y la interpretación del estado del proceso a partir de la microfauna, también debe estar apoyado en la aproximación estadística de las variables, con el empleo de análisis multivariantes y otros modelos (Esteban *et al.*, 1990; Al-Shahwani y Horan, 1991, Cingolani *et al.*, 1992; Salvadó *et al.*, 1993), que permitan inferir los valores de parámetros convencionales a partir del análisis cualitativo del reactor. Para ello, estos métodos requieren de un seguimiento a largo plazo de las variables químicas y biológicas del proceso, que permitan profundizar en la biología y ecología de las diferentes especies.

4.1.2. Consideraciones sobre los factores que influyen en la dinámica poblacional de los procesos de fangos activados

Hace más de 30 años Curds (1973b) realizó una descripción de los factores que deben considerarse para explicar el establecimiento y variación de la microfauna en los procesos convencionales de fangos activados y filtros percoladores. Actualmente, el diseño de nuevos sistemas de tratamiento que consideran la eliminación simultánea de nutrientes, así como el mejor conocimiento de la biología de los procesos de depuración, hace interesante la revisión de dichos factores y su importancia en las plantas estudiadas.

4.1.2.1. Factores relacionados con las características físico-químicas del afluente

4.1.2.1.1. Ph

En general las depuradoras suelen controlar rutinariamente el pH del afluente, por lo que su efecto sobre el proceso es normalmente mínimo. El rango de pH suele fluctuar entre 6 y 8 unidades, intervalo que permite el óptimo crecimiento de la microfauna. No obstante, en sistemas industriales o en plantas que tratan aguas mixtas, pueden producirse entradas puntuales de pH que alteren significativamente el proceso. Pese a que el uso de muestras integradas pueda enmascarar choques orgánicos o de pH, se comprueba una relación entre las fluctuaciones de pH y las especies presentes en reactores de industrias, siendo el pH el responsable del colapso biológico observado en ciertas plantas (Bécares, 1995). Sin embargo, y considerando la situación habitual en aguas domésticas, la gran tolerancia al pH por los protozoos (ver Grassé, 1984), puede hacer que algunas de las relaciones descritas se deban más a efectos indirectos sobre las bacterias, o sobre otros compuestos del medio, que al efecto directo sobre los protozoos.

4.1.2.1.2. Conductividad y salinidad

La conductividad es una variable comúnmente medida en las estaciones depuradoras. Las relaciones entre la microfauna y la conductividad son difíciles de interpretar debido a la gran diversidad de sustancias que la influyen. Aunque en sistemas convencionales tratando aguas mixtas se ha observado una relación positiva con la microfauna (Esteban, 1989), debe tenerse en cuenta el aumento de conductividad que conlleva el aumento de la carga del afluente.

Curds (1975) considera la salinidad como un factor a tener en cuenta en ciertas regiones áridas. No hay que olvidar que los protozoos están presentes en aguas salobres y en el mar, con un papel muy importante en este último ecosistema (Reid *et al.*, 1991). En nuestro país, aunque podrían presentarse problemas en zonas costeras o en ciertas industrias de alimentación, apenas existen datos relacionados con la microfauna del proceso. En el presente estudio, la EDAR de Moncofa sufre la infiltración de agua salina al colector, lo que aporta una conductividad media de 5.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (frente a los 1.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de media en el resto), sin embargo, tanto la abundancia como la riqueza de especies es semejante a la de otras depuradoras. En general puede decirse que cambios bruscos en la salinidad sí tienen efectos inmediatos en las poblaciones (Reuter, 1963), sin embargo una adaptación gradual de los ciliados de agua dulce puede permitir tolerar concentraciones superiores a las del agua del mar (ver Grassé, 1984)

4.1.2.1.3. DBO, DQO y sólidos suspendidos

Obviamente tanto la DBO como la DQO tienen un estrecha relación con la microfauna al ser ambos una forma de medir el alimento que entra a la planta. Sin embargo, las correlaciones entre la microfauna y estas variables fluctúan en función del tipo de agua residual que se trata y de la especie en cuestión. Salvadó (1991) menciona una disminución de la velocidad de crecimiento por encima de cierto valor de la DBO_5 del afluente. Por lo general, suele aparecer una mayor relación entre la microfauna y la carga másica, variable que se comentará más adelante.

Bécares (1995), estudiando aguas de la industria farmacéutica encontró fuerte correlación entre especies como *Drepanomonas revoluta* y la concentración de sólidos en suspensión, cuyos picos coincidían con momentos de alteración en la sedimentabilidad y con fases de desfloculación por choques repentinos. La ruptura de los enlaces débiles entre el glicocalix de las células floculadas debido a choques de carga o pH, podrían favorecer la depredación de bacterias por este protozoo reptante, provocando su mayor crecimiento.

Respecto a los sólidos suspendidos del reactor (MLSS), en general parece observarse una lógica correlación con los grupos de especies sésiles (Cingolani *et al.*, 1991, 1992), aunque no suelen ser significativas en la mayoría de los estudios. Cabe esperar que una mayor concentración de sólidos ofrezca mayor superficie para la colonización de los sésiles y la alimentación de los reptantes, a la vez que favorece la creación de microambientes dentro del flóculo.

4.1.2.1.4. Vertidos industriales y compuestos tóxicos

Es conocido que el tratamiento combinado de aguas residuales domésticas e industriales provoca alteraciones en el estado del fango (p.ej. *bulking*) y en la composición de la microfauna.

Si se tienen en cuenta fangos activados que tratan aguas residuales exclusivamente industriales, se observa que los protozoos son muy resistentes a las extremas condiciones ambientales. Se ha observado la presencia de microfauna en sistemas que tratan aguas industriales de todo tipo: complejos petroquímicos (Anaya, 1992), cerveceras (Sasahara y Ogawa, 1983), farmacéuticas (Bécares, 1991; Aesch y Foissner, 1992; Bécares, 1995), papeleras (Salviati *et al.*, 1991), compuestos específicos como el NTA (Ottova com. pers., Macek, 1990), monopropilen-glicol (Drakides, 1977). Morishita (1976) describió la microfauna dominante en fangos activados de trece industrias diferentes en Japón, Aladro-Lubel (1992) realizó una somera lista de los protozoos presentes en industrias papeleras, azucareras, alimentación y petroquímica en México, y Radhakrishnan y Ray (1973) describieron las variaciones de las poblaciones de protozoos ante diferentes parámetros de operación en sistemas experimentales tratando fenol. A modo de ejemplo, la toxicidad del fenol va a depender, como en el resto de sustancias tóxicas, del grado de adaptación del sistema, por lo que los rangos observados son muy amplios pudiendo variar entre 170 y 1500 mg/l (Salvadó, 1991) Otro ejemplo es la toxicidad frente al amoniaco no ionizado, mientras que experimentos de toxicidad establecen el rango máximo de tolerancia en 0,01 ppm (Niederlehner y Cairns, 1990), otros experimentos con fangos activados encuentran límites de tolerancia de *Aspidisca cicada* hasta de 9 ppm, demostrándose a la vez que la toxicidad variará dependiendo del tipo de sustrato aportado al sistema (Hamm, 1964). Bécares (1995) corroboró los experimentos de Hamm y demostró que el incremento en la concentración de amonio no afecta significativamente a la mayor parte de las especies presentes en un sistema industrial, aunque dos especies: *Opercularia* sp y *Gastrostyla steinii* parecen ser especialmente sensibles a dichas concentraciones. Efectos análogos se obtienen con metales pesados y detergentes. Concentraciones tóxicas de metales en experimentos de laboratorio son ampliamente superadas en los reactores de las plantas depuradoras sin que se observen alteraciones significativas de la mi-

crofauna. Por ejemplo, Madoni *et al.* (1992) trabajando sobre fangos activados encuentran concentraciones tóxicas de un orden de magnitud superior a las descritas en tests de toxicidad convencionales.

Una gran variabilidad en la tolerancia también puede observarse entre plantas depuradoras. Fernández-Leborans y Moro (1991) encuentran que la concentración media anual de detergentes en el afluente y efluente de una planta urbana, era de 20 y 2 mg/l respectivamente, sin que la microfauna se viese afectada, mientras que Esteban y Téllez (1992), describen un descenso en las poblaciones de ciliados cuando la concentración de detergentes del afluente supera los 10 mg/l. Por otro lado, Pudo y Ernd (1981) estudiando la degradación de dos detergentes no iónicos observaron que concentraciones de 45 y 150 mg/l no afectaban a las biocenosis de fangos activados. Así mismo, y consecuencia de los procesos anteriores, ha quedado claramente comprobado que las concentraciones obtenidas en test de toxicidad con cultivos puros y métodos estandarizados de laboratorio, no son representativas al trasladarlas a sistemas reales de tratamiento (Curds, 1975). Por otro lado La tolerancia a compuestos tóxicos en sistemas no adaptados es mucho menor que en aquellas plantas depuradoras en las que dichos compuestos forman parte habitual del afluente.

En general, puede decirse que siempre que exista una población bacteriana capaz de degradar un efluente industrial, existirá algún protozoo o rotífero capaz de resistir las condiciones ambientales y alimentarse de estas bacterias en una planta depuradora. Cuestión diferente es el comportamiento de la microfauna en instalaciones urbanas que deben tratar aguas mixtas, donde los vertidos son irregulares, desconociéndose muchas veces hasta el tipo de aguas industriales que se recibe. En estos casos el control biológico es especialmente importante puesto que los protozoos son mejores indicadores de la presencia de tóxicos que las bacterias (Pauli *et al.*, 2001).

La determinación, después de un seguimiento de la biología durante al menos un año, de escenarios biológicos que se correspondan con los parámetros químicos convencionales; permitiría la interpretación de los momentos en los que se producen posibles entradas de tóxicos. Ello coincide con las reflexiones ya realizadas hace años por varios autores (McKinney y Gram, 1956; Hawkes, 1963), en el sentido de que el uso de la microfauna como indicadora del proceso, debe verse precedido de un concienzudo seguimiento que permita familiarizarse con las especies de la planta y estudiar sus fluctuaciones para determinar, *a posteriori*, aquellas poblaciones indicadoras de la marcha del proceso.

4.1.2.1.5. Otras variables del afluente

Puesto que cada agua residual tiene una composición cuantitativa y cualitativamente distinta entre sí, en algunos casos podría encontrarse una relación significativa entre la presencia de la microfauna y las variaciones en ciertos compuestos del afluente, como los sulfatos, nitratos o especialmente el amonio. Varios autores, (Bick, 1968, 1972) y especialmente Foissner (1991, 1992, 1994, 1995) realizaron una interesante recopilación de los rangos de tolerancia de los protozoos frente a las variables ambientales, sin embargo, la mayor parte de las fuentes proceden de estudios realizados en sistemas naturales por lo que los trabajos desarrollados en las plantas depuradoras están ampliando en gran medida los márgenes señalados en dicha bibliografía.

El análisis de la composición química detallada de las aguas residuales así como la correcta identificación de las especies presentes en los sistemas, serán un objetivo fundamental para el establecimiento de los rangos de tolerancia y la interpretación del papel de la microfauna en el sistema.

4.1.2.2. *Parámetros de diseño y operación del proceso*

4.1.2.2.1. Oxígeno y gases disueltos

El oxígeno disuelto es uno de los parámetros de control más importantes que determinan la presencia o ausencia de protozoos, sin embargo, sus límites de variación suelen estar estrechamente controlados en las depuradoras. Pese a ello no es raro encontrar plantas en las que se mantienen concentraciones de oxígeno cercanas a cero con el fin de reducir gastos en consumo eléctrico por las turbinas. Ros *et al.* (1988), simulando posibles faltas de energía en una depuradora, estudiaron la disminución de las biocenosis en periodos largos de anoxia, encontrando una mayor relación entre la desaparición brusca de la microfauna y la aparición de sulfhídrico, que entre aquella y la ausencia de aire. Toman y Rejic (1988), en un estudio similar al anterior, sometieron a las poblaciones de fangos activados a intervalos de 24 h. sin aire, observando que ciertas especies como *Paramecium caudatum*, *Vorticella microstoma* y *Aspidisca cicada* eran más resistentes que *Vorticella convallaria* y *Opercularia coarctata* a condiciones anóxicas. Esteban *et al.* (1991) estudiaron los protozoos de un sistema SBR en la fase de experimentación con 6 horas de etapa anaerobia la población aparecía inactiva, mientras que con 2 horas de anaerobiosis no se observaban variaciones. En relación con el efecto de la presencia de fases anóxicas y aerobias, García-González (2003) trabajando con fangos activados convencionales y SBR que trataban el mismo tipo de agua residual, y con edades del fango y cargas másicas semejantes, comprobó que sus microfaunas diferían tanto en la abundancia como en la composición de sus comunidades.

En general, la alternancia de condiciones aerobias en el reactor y anaerobias en el decantador, donde la permanencia de los fangos puede ser de varias horas, hace que las comunidades dominantes sean aquellas con una buena capacidad para resistir dichas condiciones, excluyendo al resto de especies no microaerófilas.

4.1.2.2.2. Eliminación biológica de nutrientes

Hamm (1964) fué el primero en asociar la nitrificación en fangos activados con la presencia de determinados protozoos, observando que a medida que aumentaba la nitrificación, aumentaba la densidad de *Aspidisca spp.* En un estudio de varias depuradoras, Poole (1984) clasificó las poblaciones de protozoos según su presencia en plantas nitrificantes, situando a *Drepanomonas revoluta*, *Acineria uncinata* y *Opercularia coarctata* como especies típicas de plantas no nitrificantes. Por otro lado, dentro de los rotíferos, los bdelloides no resultaron ser tan restrictivos como los monogononta y aparecieron también con cierta importancia en plantas no nitrificantes, mientras que los nematodos fueron casi independientes de la nitrificación. Sin embargo, y pese al aumento en el número de sistemas diseñados para la eliminación biológica de nutrientes, pocos trabajos han tratado de evaluar el papel de la microfauna en dichos sistemas y su efecto sobre la dinámica poblacional. Excluyendo ciertos estudios respecto al efecto nocivo de los metazoos sobre el proceso de eliminación de nutrientes (Lee y Welander, 1993; Cech *et al.*, 1993), se carece de evidencias claras respecto al papel de los protozoos en estos procesos. Algunos autores han observado que la presencia de protozoos bacteriófagos aumentan la nitrificación en la rizosfera (Griffiths, 1989) aunque aún no se han demostrado las hipótesis que pretenden explicarlo (ver Darbyshire, 1994). Cech *et al.* (1993) mencionan la posibilidad de depredación de los protozoos sobre células aisladas de *Acinetobacter*, pero no aportan evidencias de ello.

4.1.2.2.3. Tiempos de retención

Tanto el tiempo de retención hidráulico como la edad del fango seleccionan una composición bacteriana específica, y consecuentemente la de la microfauna que de ella se alimenta. Ambos tiempos de retención tienen además un efecto directo sobre los protozoos en el sistema, puesto que sólo aquellos protozoos con tasas de crecimiento superiores a los tiempos de retención podrán sobrevivir.

En experimentos sobre la degradación de detergentes, Pudo y Ernd (1981) demostraron que la variación del tiempo de retención hidráulico de 8 a 2 horas tenía un efecto sobre la microfauna mucho mayor que la concentración de de-

tergentes. Con cuatro horas de retención *Paramecium caudatum*, *Cinetochilum margaritaceum* y *Opercularia coarctata* eran dominantes, mientras que con dos horas de retención sólo *Vorticella microstoma* y *Cyclidium sp.* aparecieron en grandes números. Klimowicz (1974) varió el tiempo de retención hidráulico de una planta piloto entre 6 y 3 horas y observó que se producían mayores cambios en las relaciones cuantitativas de los individuos que en su composición específica. Sin embargo, según se concluye de sus estudios, la desaparición simultánea de especies reptantes y sésiles, junto con el aumento de *Opercularia ssp.*, podría explicar estas variaciones en base al aumento de carga y no al efecto del tiempo de retención propiamente dicho.

Al-Shahwani y Horan (1991) observan que con edades de fango superior a 10 días disminuye la abundancia de protozoos de dos plantas, aunque no mencionan nada sobre variaciones en riqueza o diversidad. Salvadó (1994) realizó una clasificación de las especies por él observadas en varios sistemas en base a su presencia en determinadas edades de fango, comprobando que a largo plazo, la composición de especies de un reactor se ajusta a la edad de fango que éste mantiene. Bécares (1991, 1995) comparando fangos de doble etapa tratando aguas de la industria farmacéutica comprobó que con tres días no podían desarrollarse especies como *Gastrostyla steinii*, sólo presente a partir de 5 días de edad de fango.

Como más adelante se comentará, existe una selección diferencial en base al tipo de hábitat en el que se desarrollan las especies, lo que permite establecer la tasa mínima de crecimiento para que una especie no sea lavada del sistema (Curds y Vandyke, 1966). Sin embargo, en sistemas convencionales no puede considerarse a la edad del fango como el factor primordial que determina la estructura de la comunidad. La mayor parte de los protozoos presentan tasas de crecimiento mucho más elevadas que las mantenidas por las purgas, incluso los nadadores, que dependen más del tiempo de retención hidráulico, suelen ser el grupo con las tasas de crecimiento más elevadas. Por lo tanto, excepto en sistemas con tiempos de retención muy breves, en el resto de sistemas va a ser la composición microbiana producida por el régimen de carga orgánica y las características del afluente, así como las relaciones interespecíficas que se establecen, los factores directos que afectan a la estructura de las comunidades de protozoos.

4.1.2.2.4. Carga másica

Varios trabajos, entre los que se encuentran los ya mencionados en el apartado anterior (Klimowicz, 1970), han demostrado que las variaciones breves de carga producen alteraciones cuantitativas de la microfauna, manteniéndose

la composición específica del reactor. Las variaciones en densidades de ciliados no están necesariamente ligadas a la carga másica del proceso. Salvadó y Gracia (1993) encontraron abundancias de poblaciones muy constantes en plantas con cargas másicas entre 0,03 a 0,4 kg/kg.d., sólo a cargas másicas muy elevadas (1,8 – 2,4 kg/kg.d) se observaba una reducción en densidad. Sin embargo estas tendencias no pueden considerarse generales ya que pueden observarse plantas con cargas másicas elevadas y densidades muy altas de ciliados (Bécares, 1995).

Al ser uno de los parámetros más estudiados en fangos activados se han llegado a establecer unos límites de distribución para algunas de las especies más comunes en los procesos de depuración. Sladka y Sladeczek (1985), realizaron un detallado estudio de las especies comúnmente encontradas en los procesos de fangos activados y su distribución frente a la carga másica del proceso. Al igual que ocurre con las listas de tolerancia frente a otros parámetros, éstas suelen basarse en estudios realizados sobre sistemas convencionales tratando aguas urbanas, por lo que la microfauna de aquellos sistemas que tratan aguas industriales suelen presentar, a menudo, tolerancias que superan las indicadas en los citados listados. Este es el caso de *Drepanomonas revoluta*, el cual suele aparecer en cargas másicas superiores a lo señalado por Sladka y Sladeczek (Bécares, 1995).

Un aspecto importante, relacionado con la eliminación de la materia orgánica, e indirectamente relacionado con la actividad depredadora de los protozoos, es el efecto de la microfauna mejorando la actividad de las bacterias en la degradación de la materia orgánica disuelta (Curds *et al.*, 1968, Pussard, 1988), o incluso aumentando las tasas de degradación de contaminantes orgánicos (Wiggins y Alexander, 1988). Holubar *et al.* (2000) comprueban que la presencia de protozoos mejora la degradación de las aguas de una petroquímica. Es probable que dicho efecto se vea incrementado por su efecto positivo favoreciendo el crecimiento de las bacterias floculantes en detrimento de las bacterias libres.

4.1.2.2.5. Diseño hidráulico del proceso

El diseño del proceso como mezcla completa, flujo pistón o secuencia de etapas, debe tenerse en cuenta tanto a la hora del muestreo como en la interpretación de los resultados. Deben tenerse en cuenta los posibles efectos causados por zonas muertas, gradientes de abundancias que pueden establecerse en los reactores de flujo pistón, o las diferencias entre distintas cubas de aireación. La distribución de caudales de entrada y de retorno de otros procesos de la planta deben ser especialmente considerados. Existen plantas en las que líneas paralelas de tratamiento están recibiendo aportes diferentes como consecuencia de

la situación de la recirculación o de la entrada de corrientes industriales en una de las líneas. Por ejemplo, Egaddi y Madoni (1991) estudiando un sistema con 3 líneas en paralelo observaron mayor concentración de flagelados en la cuba que recibía los retornos del tratamiento anaerobio. En algunas plantas los flujos están diseñados de forma que en los decantadores se mezclan o no las diferentes líneas, recirculándose posteriormente a cubas diferentes, o mezclando los fangos, ello supone que las biocenosis resultantes no están completamente adaptadas a las condiciones del afluente que se aplica en cada línea.

4.1.2.2.6. Tipo de aireación

Algunos trabajos han observado una relación inversa entre la turbulencia, o grado de agitación, y el desarrollo de algunas especies de protozoos, explicándose en base al efecto negativo de la agitación sobre la forma de alimentación de algunas especies (Taylor, 1978). Otra posible evidencia sobre el efecto de la turbulencia es la interpretación de Fenchel (1987) frente al conocido experimento de coexistencia estable de *Paramecium aurelia* y *P. bursaria* (Gause, 1934). El experimento tuvo éxito porque, aunque ambas especies se alimentan del mismo sustrato, la primera especie es mejor competidora para la depredación sobre células en suspensión, mientras que la segunda utiliza mejor las células sedimentadas. Salvo estos puntuales experimentos, no existen otras evidencias del posible efecto negativo de la turbulencia sobre las poblaciones de fangos activados, salvo el posible efecto que dicha turbulencia pueda tener en el aspecto del flóculo, aspecto que se aborda a continuación.

4.1.2.2.7. Estructura y composición del flóculo

Los estudios realizados sobre diferentes plantas han demostrado que no existe una relación general entre la morfología del flóculo y su actividad (Sladka y Zardha, 1970), sin embargo, dichas características no han sido verificadas en su posible relación con la microfauna. Se ha observado que el aspecto del fango es diferente en sistemas aireados por turbinas o por difusores (Clifford Randall, com. per.), y los manuales de seguimiento biológico establecen una relación clara entre la carga másica y el aspecto del flóculo. Sin embargo apenas existen datos que demuestren la relación entre el aspecto del flóculo (densidad, tamaño, color, composición, etc.) y la microfauna presente. Es lógico pensar que a igualdad de biomasa de sólidos en el reactor, y en condiciones no limitantes de bacterias, una mayor superficie disponible supondrá una mayor disponibilidad de hábitat para los protozoos asociados al mismo. Gamallo *et al.* (1997) trabajando con un reactor de alta carga encontraron una clara relación entre la superficie del flóculo y la abundancia de protozoos reptantes, siendo dicha relación más débil para los sésiles.

Aunque en la mayoría de trabajos (ej. Klimowicz, 1970) no se observa una relación entre el desarrollo de bacterias filamentosas y modificaciones en la composición de los protozoos, se ha comprobado que un aumento de ciertas bacterias filamentosas puede llevar acompañado el desarrollo de aquellas especies de protozoos adaptadas a las condiciones que favorecen el crecimiento de los filamentos, o que utilizan a éstos como sustrato (Terashi y Hamada, 1991). Nitta *et al.* (1987) e Inamori *et al.* (1991) observaron cómo el esponjamiento causado por el Tipo 021N disminuía con el desarrollo de *Trithigmostoma cucullulus* y *Trochilioides recta*, ambos activos predadores de dicha bacteria filamentosa. En relación con esto, Nahiyamana *et al.* (1989) observaron que la adición de cloro para reducir el desarrollo excesivo de bacterias filamentosas tenía un efecto negativo sobre los protozoos.

Puesto que el aspecto del flóculo dependerá de la carga, edad del fango, y otros factores previamente mencionados, es difícil establecer una relación causal directa entre aspecto del flóculo y la microfauna. También es interesante mencionar que en estudios piloto (Bécares, 1995), se ha observado una relación entre la presencia de ciertos tamaños de flóculo y el desarrollo de rotíferos como *Encentrum* sp., capaces de depredar sobre ellos y reducir la concentración de sólidos del reactor.

4.1.2.3. Factores biológicos

4.1.2.3.1. Abundancia, biomasa y diversidad

Por encima del umbral mínimo de abundancia necesaria para el buen funcionamiento es difícil encontrar una correlación entre abundancia y eficacia. Debido a la dinámica de las poblaciones y sus relaciones con el alimento, dos plantas con diferente eficacia pueden tener la misma abundancia de protozoos, y viceversa. McKinney y Gram proponían en 1956 que la abundancia de protozoos en sí misma no puede ser considerada como un índice de eficacia, siendo lo importante el tipo de protozoo presente. Por otro lado, cuando se comparan diferentes procesos de fangos activados (ej. convencional y SBR) que tratan las mismas aguas residuales, la abundancia de protozoos cambia drásticamente según el tipo de proceso. García- González (2003) comprobó que, a iguales edades de fango, la abundancia era mayor en fangos activados convencionales que en sistemas SBR.

Dependiendo de la composición de la microfauna podemos obtener valores muy diferentes según consideremos la concentración de individuos o su biomasa. En este sentido cabe suponer que podrían darse casos de reactores formados prioritariamente por especies de gran biomasa, pero que no alcanzasen

las densidades críticas mencionadas. Curds (1982) propone que la utilización de la biomasa celular permite obtener una idea más real de la microfauna en el proceso, a la vez que facilita una correcta aplicación en los análisis matemáticos a emplear. En relación con ello, Bécares (1995) observó que la consideración de los datos en unidades de biomasa o en densidades, no daba lugar a diferencias importantes en los análisis de correlaciones. La proporción de biomasa de protozoos en relación con los sólidos totales se ha calculado en torno al 5 % (Curds, 1982), y los ciliados por sí solos aportan el 10 % del total de la biomasa viva del conjunto de bacterias y eucariotas presentes en el sistema.

Aunque las densidades poblacionales se mantienen constantes para rangos muy amplios de carga, ésta sí tiene sin embargo un importante efecto sobre la riqueza de especies y la composición de los ciliados dominantes en la comunidad (Salvadó y Gracia, 1993). En general la riqueza sigue una pauta unimodal con valores bajos a muy bajas cargas másicas, aumentando hasta un óptimo y disminuyendo luego a altas cargas (Curds y Cockburn, 1970b), comprobándose una riqueza máxima en cargas entre 0,2-0,3 kgDBO/kg.d (Curds y Cockburn, 1970b); sin embargo, y aunque esta relación es obvia al comparar diferentes plantas, su aplicación en el seguimiento de un sólo sistema puede dar lugar a relaciones no significativas.

4.1.2.3.2. Tasa de crecimiento de la microfauna

Como ya se ha comentado anteriormente existe una íntima relación entre las tasas de crecimiento y las tasas de dilución del sistema (edad del fango y tiempo de retención hidráulico). La tasa de crecimiento de una especie está relacionada con sus propiedades metabólicas, nutrición, consumo de oxígeno, y con la capacidad de explotación de los recursos.

Fenchel (1974) y Fenchel y Finlay (1983) demostraron que los protozoos también se ajustaban a la relación alométrica propuesta por Hemmingsen (1960) que relaciona la tasa metabólica o de crecimiento (R) con el tamaño del cuerpo (W) ($R=aW^b$). En ciliados y flagelados la tasa de crecimiento desciende con el tamaño del cuerpo elevado a 0,25. Otra implicación interesante es que la tasa de crecimiento es proporcional a la tasa de consumo del alimento, por lo que cuanto menor sea el tamaño del ciliado mayor será su tasa de depredación. Los tiempos mínimos de generación de pequeños ciliados y flagelados rondan las tres horas (Fenchel, 1987), pudiendo generalizarse que los tiempos medios en condiciones de laboratorio suelen estar entre dos y tres veces al día para protozoos de mediano tamaño (Curds, 1975b), aunque variarán dependiendo de la temperatura (Finley, 1977), de la concentración y tipo de alimento aportado (Sudo y Aiba, 1971, 1972), entre otros factores.

Pese al incremento en el número de trabajos evaluando las tasas de crecimiento de las especies, aún se poseen muy pocos datos sobre los coeficientes biológicos de gran parte de los protozoos presentes en las aguas residuales, y sobre todo acerca de las variaciones de dichos coeficientes teóricos en las propias plantas de tratamiento. Sudo y Aiba (1971) observan una diferencia alrededor de un orden de magnitud entre las tasas calculadas en laboratorio, con tasas de duplicación que fluctúan entre 3 y 15 horas, y aquellas obtenidas en la planta depuradora. Salvadó (1994), aunque no tiene en cuenta las pérdidas por el efluente, obtiene unos tiempos de duplicación en plantas en clima mediterráneo inferiores a un día en la mayor parte de las especies.

Debido a sus mayores tiempos de duplicación (Doohan, 1975), los rotíferos, nematodos y otros metazoos sólo pueden encontrarse en cantidades significativas en aquellos sistemas con altas edades del fango, por lo que son normalmente utilizados como indicadores de dichas condiciones (Madoni, 1988). Sin embargo, los rotíferos también pueden ser abundantes en sistemas de alta carga, con edades de fango de 2 o 3 días (Bécares, 1995) ya que también hay especies de crecimiento rápido (ej. *Macrotrachella* sp.)

Las implicaciones que la tasa de crecimiento tiene sobre la composición de la microfauna de los reactores son evidentes, debido a que la edad del fango y el tiempo de residencia hidráulico ejercen el principal factor selectivo sobre las especies, aunque como se verá en el apartado siguiente dependerá de la situación (hábitat) del protozoo en el fango. En sistemas con muy bajas edades de fango el principal factor selectivo será la edad del fango, sin embargo, en sistemas con altas edades del fango y bajas concentraciones de bacterias libres las comunidades estarán sometidas a una fuerte competencia por el alimento, aspecto que se comenta a continuación.

4.1.2.3.3. Nicho ecológico

Como se describe en otros apartados de este libro, en función de su hábitat preferente en los fangos se han descrito tres tipos de organismos: 1- sésiles o unidos a los flóculos, mediante un pedúnculo generalmente, 2- reptantes, cuya relación con el flóculo se debe a la explotación nutritiva del entorno inmediato a éste; y 3- nadadores o de movimiento libre entre los flóculos. La existencia de decantador y la presencia de una gran superficie flocular favorece, teniendo en cuenta los factores anteriormente descritos, un desequilibrio entre los tres grupos, siendo los sésiles dominantes en los procesos con funcionamiento óptimo.

Aunque al principio se creyó que la razón era debida al menor gasto energético de los sésiles respecto a los nadadores (Hawkes, 1963), que deberían moverse

para conseguir el alimento con el consiguiente gasto suplementario de energía, Curds (1982) demostró que era el efecto selectivo del decantador, con su posterior recirculación de la biomasa, el que favorecía el desarrollo de los sésiles y reptantes en detrimento de los nadadores, más fácilmente lavados del sistema. Esta unión con el flóculo permitirá que, incluso cuando la concentración de bacterias libres es suficientemente alta como para favorecer el desarrollo de nadadores, los ciliados sésiles sigan siendo dominantes entre los protozoos. Por otro lado, la teoría sobre el gasto energético diferencial entre nadadores y sésiles que ocasionalmente parece explicar la competencia entre ambos, ha sido abordada teóricamente por algunos autores (Fenchel, 1986, Fenchel y Finlay, 1983) llegando a la conclusión de que los protozoos usan una fracción mínima de su energía para el movimiento (el 0,1 % en los flagelados según Fenchel, 1987).

Respecto a los recursos, y aunque en condiciones experimentales se demuestra que algunas especies como *Tetrahymena* son capaces de alimentarse de materia orgánica, aún faltan evidencias sobre la capacidad de los protozoos para alimentarse básicamente de sustrato soluble en condiciones naturales. Fenchel (1987) explica esta dificultad en base a la mayor eficacia de las bacterias frente a los protozoos en la utilización del sustrato soluble, lo que implica que éstos prefieran situarse en un lugar secundario de la escala trófica. Sin embargo Nisbet (1984), considera el sustrato soluble como una fuente importante de alimento, al menos en los suctores. Esto parece coherente con algunas observaciones en aguas residuales industriales con altas concentraciones de disolventes orgánicos, respecto a las altas correlaciones entre algunos suctores como *Prodis-cophrya collini* y las tasas de eliminación de sustrato, apoyadas además por la ausencia de depredación observada en dicho suctor (Bécares, 1995).

La gran mayoría de los protozoos presentes en fangos activados, exceptuando unas pocas especies carnívoras, se alimentan fundamentalmente de bacterias, aunque aún faltan estudios en este sentido en un buen número de especies. Los protozoos seleccionan las bacterias sobre las que depredan. La primera selección es sobre el tamaño (Fenchel, 1980a, b, c) observándose un ajuste bastante bueno a una relación de tamaño depredador:presa = 10:1. Sin embargo, salvo excepciones (ej. Curds *et al.*, 1968), muy pocos trabajos han observado la depredación selectiva independiente del tamaño, y sobre todo en presencia de varias presas potenciales. El reconocimiento químico del alimento ha sido descrito en ciliados depredadores (Laybourn-Parry, 1992) y en especies como *Tetrahymena*, capaces de reconocer la estructura físico-química de la superficie celular de la presa (Gurijala y Alexander, 1990).

La tasa de alimentación es función de las necesidades metabólicas de la célula, los pequeños ciliados nadadores (20-30 μm) necesitan concentraciones eleva-

das de bacterias para sobrevivir debido a sus altas tasas reproductivas. Beaver y Crisman (1982) estimaron que dichos ciliados eran excluidos de lagos cuyas concentraciones de bacterias fuesen inferiores a 5×10^6 - 5×10^8 bacterias/ml. La capacidad de ingestión de bacterias también está relacionada con la estructura bucal del ciliado (Fenchel, 1986, 1987). Mayores estructuras bucales y un mayor desarrollo de los cilios orales suponen una mayor capacidad de filtración del medio, lo que supone una ventaja selectiva para algunas especies en condiciones de baja concentración de bacterias. Algunos autores han descrito una aparente competencia entre *Epistylis* y *Opercularia* (Klimowicz, 1970), entre *Vorticella microstoma* y *Aspidisca costata* (Macek, 1989; Brown, 1965), o entre *Vorticella microstoma*, *V. convallaria* y *V. aequilata* (Schofield, 1971) en función de estos aspectos. La concentración de bacterias es tenida en cuenta por Reid (1969) quien explica la abundancia de *Vorticella convallaria*, especie con gran peristoma y por tanto con alta capacidad de filtración, como consecuencia de la menor concentración de bacterias, frente a *Vorticella octava* que sería dominante a altas concentraciones de éstas. Basándose en un razonamiento similar, Varma *et al.* (1975) explica la presencia antagónica de *Opercularia* y *Vorticella*, en base a sus características alimenticias: *Opercularia* es más eficaz cuando las concentraciones de bacterias son elevadas, lo cual coincidiría con la asociación establecida entre esta especie y las altas cargas del afluente (Madoni, 1988); mientras que a bajas concentraciones de bacterias los amplios movimientos ciliares de *Vorticella* hacen que ésta sea más eficaz.

Algunas especies escapan de la competencia por las bacterias libres reptando sobre el flóculo, lo que ha servido para suponerles una alimentación potencial sobre las bacterias no completamente adheridas (Macek, 1991). Sin embargo, Fenchel (1987) justifica dicho hábitat trófico como una adaptación alimenticia, generando corrientes que aprovechan la presencia del flóculo para optimizar la captura de bacterias libres.

Los grupos que sí se ha comprobado tienen una importante actividad depredadora sobre el flóculo son los metazoos. La estructura bucal de algunos rotíferos (*Enicentrum* spp, *Cephalodella* spp, etc) permite que el mastax desgaje el flóculo, llegando a reducir significativamente la concentración de sólidos del reactor, deteriorando la calidad del mismo (Bécares, 1995). Dicha actividad también ha sido propuesta como método de control de los sólidos por varios autores (ej. Lapinski y Tunnacliffe, 2003). La actividad depredadora de los metazoos debe por tanto incluirse en la red trófica clásicamente establecida en los fangos activados, como se indica en la siguiente figura.

No obstante, y pese a la ya importante cantidad de trabajos que demuestran la selección trófica de los protozoos sobre las bacterias y sus tasas de depredación en sistemas naturales, muy pocos estudios han sido llevados a cabo con las especies presentes en las depuradoras, y aún son necesarias mayores evidencias para conocer el impacto real de la depredación de los protozoos sobre el proceso, así como el rango de selección por las bacterias.

Otro aspecto importante, y pocas veces evaluado, es el de la capacidad efectiva de la microfauna para eliminar las bacterias libres del proceso. La tasa de eliminación está relacionada con su capacidad de filtración, que en el caso de flagelados se ha estimado en un máximo de 1 nl/h, y en los ciliados entre 12 y 156 nl/h (Sanders *et al.*, 1989). Macek (1989) estimó el número de bacterias necesario para mantener la población habitual de un proceso, con densidades alrededor de 10^7 ind./L, en condiciones estacionarias (20°C) y tiempos de generación alrededor de 5 días. Ciliados nadadores como *Colpidium* o sésiles como *Vorticella microstoma*, con densidades de $1,3 \times 10^4$ y $0,59 \times 10^4$ ind/ml respectivamente, consumían unos $2,5 \times 10^9$ y $2,1 \times 10^9$ bacterias/ml en 5 días (entre 450 y 420 mgDQO/L respectivamente), alrededor de 10^7 bacterias/ml y hora. Los cálculos indican que dada la concentración de bacterias en el afluente (unos 10^6 cel/ml), y la concentración media de ciliados (sobre 10^4 cel/ml), los ciliados no tendrían bacterias suficientes para mantenerse, además Macek calcula que aproximadamente sólo el 25-48 % de las bacterias son eliminadas por los cilia-

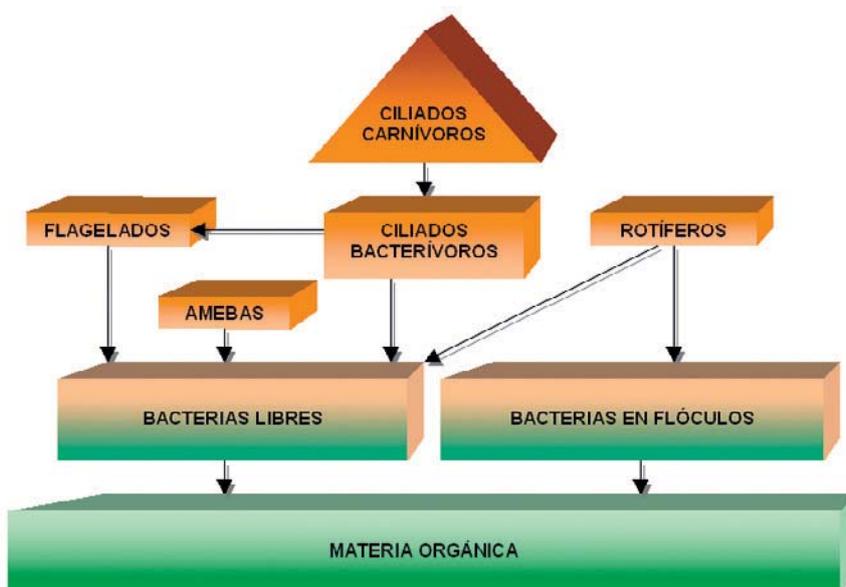


Figura 4.1. Relaciones tróficas más importantes en el proceso de fangos activados (modificado de Madoni, 1994).

dos, ya que no todas las bacterias presentes son depredables, ni la eficiencia de depredación es del 100 %. Según Madoni (1994), los ciliados, que representan hasta el 9 % de biomasa, están en disposición de reducir un 19 % los sólidos del reactor. En general puede decirse que la abundancia de bacterias en un sistema convencional de fangos activados no ofrece las condiciones idóneas de alimentación para los bacterívoros presentes y por tanto cabe esperar que exista una fuerte competencia por dicho recurso.

Otras relaciones interespecíficas además de la depredación o la competencia apenas han sido estudiadas en las plantas depuradoras. Esteban *et al.* (1989), describen el caso de parasitismo llevado a cabo por *Endosphaera engelmanni* sobre peritricos de una depuradora. El posible efecto de infecciones bacterianas o víricas sobre la dinámica de poblacionales también puede ser sugerido como explicación a algunas de las bruscas oscilaciones poblacionales observadas, aunque tampoco se poseen evidencias en este aspecto.

4.1.2.3.4. Otros factores biológicos

Hay dos aspectos que generalmente no se tienen en cuenta en el seguimiento de la microfauna. El primero es que la mayor parte de las especies presentes en los procesos de fangos activados son capaces de enquistar o formar estructuras de resistencia cuando las condiciones son adversas, eclosionando de forma irruptiva en determinados momentos.

Un segundo aspecto es el proceso de deriva genética que se observa en el fenotipo de algunas especies de protozoos en fangos activados. Hamm (1964) fue el primero en describir las alteraciones morfológicas de los protozoos en una depuradora, observando que una misma especie (*Aspidisca cicada*) podía presentar un importante rango de variación en su morfología. El incremento del volumen celular a medida que la temperatura disminuye también ha sido observado en condiciones de laboratorio (Fenchel, 1968).) Varios trabajos han evidenciado acentuadas malformaciones citológicas, probablemente por el efecto de tóxicos (Fleury *et al.*, 1983; Wyroba, 1984; Esteban, 1989; Bécares, 1995), que en algunos casos pueden llegar a ser el morfotipo dominante del reactor. Esta deriva genética, a veces detectada en el aumento de tamaño de la especie, o en otra alteración morfológica, y que pueden llevar a una incorrecta determinación del protozoo, parece deberse a las fuertes presiones selectivas ambientales que se dan en ciertas plantas, favorecidas por la presencia de sustancias tóxicas o mutagénicas, o también a un potencial envejecimiento de la población.

4.1.2.4. Variaciones temporales y otros factores

La microfauna de las plantas depuradoras se ve influida por las condiciones ambientales y el efecto de los ciclos diarios y estacionales sobre el proceso. Las variaciones diarias, debidas a las fluctuaciones de carga día/noche, sólo han sido estudiadas desde el punto de vista teórico (Curds, 1973a), no existiendo trabajos de campo en este aspecto. Klimowicz (1972) observa que las mismas especies no aparecen al mismo tiempo en plantas de idénticas características. El concepto de «equilibrio competencia-extinción» (Levine y Paine, 1974) en el que se supone la presencia por debajo de los límites de detección de las especies potencialmente colonizadoras, debe completarse con el de existencia, dado que no todas las especies que pueden estar presentes lo están en un momento determinado, sino que tienen que llegar.

Las condiciones climáticas también tienen su efecto sobre las poblaciones. Uno de los factores más importantes, por su influencia sobre la actividad metabólica de los organismos es la temperatura, cuyo efecto ha sido detectado en estudios estacionales en los que se observa un cambio de poblaciones en los meses estivales. Bedogni *et al.* (1991) estudian la relación reptantes/sésiles observando que cuanto mayor es ésta, mejor es la calidad del efluente. Esta relación fluctuaba claramente entre los meses de verano e invierno: en invierno, cuando se produce un aumento de carga, esta relación es cercana a 1; en primavera y verano, cuando se reciben menores cargas, la relación cae por debajo de 0,5. Por lo tanto, es difícil precisar su efecto directo debido al conjunto de factores que pueden contribuir a dichos cambios, entre los que se encuentran como causa más probable, las alteraciones nutricionales desencadenadas por el cambio de composición del afluente en dichos meses (Morishita, 1976), o la competencia por las diferentes poblaciones bacterianas que se desarrollan (Wilbert, 1977). De hecho, los pocos estudios de laboratorio encaminados a establecer una relación entre la temperatura y los protozoos, corroboran el amplio espectro de tolerancia de las especies frente a este factor (ver Grassé, 1984).

Esteban (1989), al estudiar las relaciones entre la microfauna y las condiciones meteorológicas, encuentra una relación significativa en el comportamiento de *Vorticella microstoma* y *Opercularia microdiscum*, ambas aumentaban su abundancia coincidiendo con los días de lluvia, mientras que *Tetrahymena pyriformis* presenta un comportamiento opuesto. En este sentido coincide con Klimowicz (1973) al establecer una relación con la pluviometría, cuyo efecto debe explicarse en base a la dilución de la carga del afluente y a la disminución de los tiempos de retención hidráulicos.

En general, el estudio de la dinámica de las poblaciones de protozoos demuestra que cada planta depuradora desarrolla su propia y específica composición faunística, pudiendo establecerse diferencias, al menos cuantitativas, no sólo en plantas idénticas tratando el mismo tipo de agua residual (Klimowicz, 1973), sino que también se han observado diferencias poblacionales entre cubas de aireación de una misma depuradora (Egaddi y Madoni, 1991).

Como conclusión, puede decirse que la microfauna sintetiza todos los aspectos ambientales y de operación que influyen en el tratamiento de las aguas residuales por los procesos de fangos activados. Las características y composición del agua tienen un efecto sobre la cantidad y composición de las comunidades microbianas, y estas a su vez influyen sobre la composición y abundancia de las comunidades que de ellas se alimentan. El análisis microscópico de dichas comunidades debería ser una actividad rutinaria en el control de la planta. Sin embargo, el escaso tiempo disponible en su quehacer diario por los operadores especializados y la ausencia de avances importantes en la biología de la microfauna que permitan reducir la incertidumbre en el diagnóstico, imposibilitan una mayor frecuencia en el uso de dicha herramienta. Por otra parte, el reactor biológico sigue considerándose una parte más del conjunto de la depuradora, y todavía sigue sin entenderse que una EDAR es una industria biotecnológica, y que su diseño y operación deben adaptarse a los principios básicos de las comunidades microbianas responsables de su actividad. Por tanto, los principios de ingeniería que deben regir el diseño y dimensionado de los reactores deben ser los de la ingeniería biotecnológica, y no los de la obra civil. De esta forma los reactores serían más flexibles, adaptables y eficaces en el cumplimiento de sus objetivos, economizando los costes y, sobre todo, mejorando la calidad de su producto final: un agua residual correctamente depurada.

4.2. MATERIAL Y MÉTODOS

4.2.1. Toma, transporte y conservación de muestras

La toma, transporte y conservación de muestras, se realizó siguiendo un metódico protocolo establecido con el fin de garantizar tanto la representatividad de las mismas como la idónea conservación de estas hasta su procesado.

Crterios generales

A lo largo del estudio todas las muestras de cada EDAR debían tomarse en el mismo punto:

Las muestras de licor mezcla (fango activo) fueron puntuales obteniéndose tal y como posteriormente se describirá.

Las muestras de afluente y efluente fueron, en la mayoría de los casos, compuestas señalándose en cualquier caso el tipo de muestreo realizado y la hora o entre las horas que se realizó este.

Cada muestreador tomaba en la instalación los valores de pH del reactor biológico, afluente y efluente empleando para ello pHmetros portátiles (equipos previamente calibrados en laboratorio), el oxígeno disuelto en el reactor y la temperatura del mismo (Parody, 1997). Estos datos, anotados en el bote de muestreo, eran posteriormente registrados en el laboratorio.

Licor mezcla (reactor biológico)

La muestra del reactor biológico se tomó lo más próxima que fuera posible a la conducción que canaliza este al decantador secundario y siempre a una profundidad determinada (variable en función de cada EDAR). Especialmente en la muestra de licor mezcla se observó tomar muestras con una correcta homogeneización (evitando esquinas o zonas sin agitación), se evitó coger espumas (Jenkins, 1996; Parody, 1997) y el punto de muestreo, siguiendo el criterio anteriormente comentado, debía encontrarse lo suficientemente alejado de zonas anóxicas, puntos de inyección de recirculaciones, zonas próximas al sistema de aireación, etc.

Se tomaban dos alícuotas, una de ellas en un bote de un litro, llenándose por completo y una segunda muestra, también en un bote no estéril de un litro, pero esta vez llenándose este no más de 1/3 de forma que quedase una cámara de aire que permitiera el intercambio gaseoso y por tanto la presencia de oxígeno en la muestra.

Sobre la muestra con menor cámara de aire (1l) se efectuaron los análisis físico-químicos propios de la caracterización del licor mezcla (SSLM, SSVLM, etc.). Sobre la muestra con cámara de aire (0,33 l) se efectuaron las determinaciones y cuantificación de la microfauna presente en el fango activo.

Transporte

Todas las muestras eran transportadas en neveras isotérmicas refrigeradas con placas de hielo. No se añadieron conservantes ni se congelaron (Jenkins, 1996).

Las muestras se recogían de acuerdo a una ruta preestablecida para cada grupo de EDARs. Cuando se estimaba una duración del transporte superior a 2 horas, la muestra de licor mezcla se aireaba mediante el empleo de un aireador portátil (Parody, 1997).

La totalidad de las muestras eran transportadas hasta las instalaciones centrales de Facsa (CIAR), donde se realizaban las observaciones microscópicas.

La práctica totalidad de las muestras fueron procesadas en menos de tres horas tras su toma, en ningún caso se superaron las 5 horas que como margen aparece en la bibliografía (Parody, 1997) para la observación de las mismas.

4.2.2. Análisis microbiológico

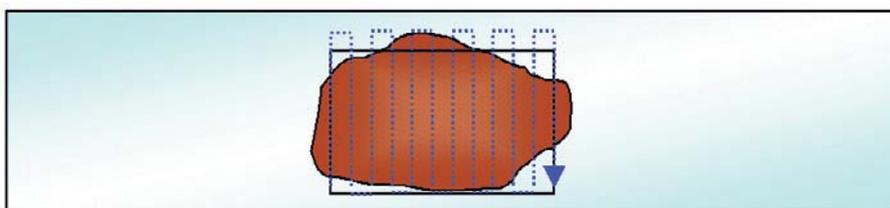
El análisis microscópico se realizó empleando un microscopio óptico con contraste de fases modelo Olympus BX-40 con objetivos de 4x, 10x, 40x y 100x. La observación microscópica se realizó *in vivo* sobre muestras de fango activo a diferentes aumentos (40, 100 y 400 principalmente). El microscopio está dotado de equipo de microfilmación digital y ocular con micrómetro.

El recuento de la microfauna se realizó siguiendo el protocolo establecido por Madoni (1988) para el cálculo del SBI:

El procesado de la muestra se inicia con la homogeneización de la misma. Es muy importante que esta se realice mediante una agitación suave con el fin de no alterar la estructura flocular.

Previo al recuento de la microfauna procedemos a la identificación de las diferentes especies que integran la población. Para ello y una vez homogeneizado el licor mezcla se toma una alícuota del mismo de 50-100 μ l una pipeta Pasteur de boca ancha y se deposita la misma sobre un portaobjetos previamente desengrasado, cubrimos la gota con un cubreobjetos de 24 x 24 mm o 24 x 32 mm y procedemos a observar la muestra a 100 o 200 aumentos. La caracterización de la estructura flocular (tamaño del flóculo, estructura, densidad, abundancia de filamentos) se realizó observando esta muestra.

Figura 4.2. Observación de muestra de fango activo para el recuento de microfauna.



La identificación de especies de protozoos se realizó basándose en las siguientes obras de referencia general: Foissner *et al.* (1991, 1992, 1994), Curds (1969), Curds (1986), Corliss (1979). La identificación de rotíferos se realizó empleando las obras de Donner (1965) y Koste (1978).

Identificadas las diferentes especies o grupos taxonómicos que integran la población microfaunística del fango activo se procede al recuento de los mismos. Para ello y por triplicado se tomaron 25 µl de licor mezcla homogeneizado mediante un asa de siembra aforada depositando la gota de fango activo sobre un portaobjetos desengrasado y cubriéndola con un cubreobjetos de 18x18 mm. Tras esto y a 200 aumentos se procedió al recuento de la microfauna observando ordenadamente toda la superficie de la muestra tal y como se muestra en la figura 4.2.

El recuento de pequeños flagelados se realizó empleando la cámara de recuento de Fuchs-Rosenthal (Madoni, 1988).

4.3. MICROFAUNA CARACTERÍSTICA DE LAS EDARS DE FANGOS ACTIVOS EN AIREACIÓN PROLONGADA DE LA PROVINCIA DE CASTELLÓN

«Es posible considerar las plantas depuradoras de aguas residuales con tratamiento biológico, como un modelo experimental útil de un ecosistema artificial en condiciones extremas» (Madoni y Ghetti, 1981). En el ecosistema artificial creado en el reactor biológico podemos distinguir un biotopo o conjunto de características ambientales propias de la instalación (oxígeno disuelto, grado de homogeneización, características del agua residual bruta, etc.) y una biocenosis o comunidad de seres vivos. Dentro de la biocenosis cabe diferenciar entre organismos descomponedores entre los que encontraremos bacterias, hongos y flagelados y organismos consumidores entre los que se encuentran ciliados, flagelados, micrometazoos y rizópodos (los protozoos son el 5 % del peso seco del licor mezcla según Curds, 1973) y entre los que se establecen relaciones de competencia por el alimento y depredación.

El papel bioindicador de los protozoos ha sido postulado por multitud de autores. Básicamente el papel de los protozoos en el seno del reactor biológico es consumir grandes cantidades de bacterias, materia orgánica y como parte de la cadena alimenticia ejercer como paso entre distintos niveles tróficos.

Curds y Cockburn (1970) describieron más de 230 especies de protozoos presentes en distintos tratamientos biológicos aerobios (33 especies de flagelados, 25 de rizópodos, 6 de actinópodos y 160 de ciliados) pero solo un número limitado de estas se presentan frecuentemente.

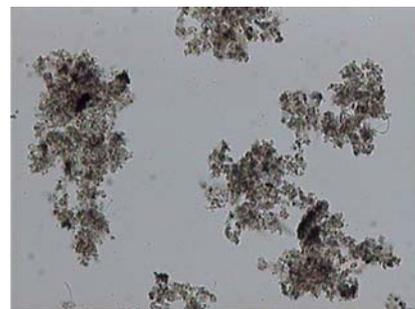
La depuración del agua residual en sistemas de fangos activos está basada en la eliminación de la materia orgánica por un cultivo microbiano en suspensión. Simplificando, la materia orgánica pasa de formar parte del agua residual a formar parte de la biomasa del cultivo. Este fenómeno tiene lugar en el reactor biológico.

Una vez tratada el agua residual en el reactor, es necesario separar el cultivo microbiano del agua ya depurada. Esto es posible gracias a la formación de agregados bacterianos, es decir, a la capacidad de la biomasa de formar flóculos con una densidad tal que permita la separación del agua depurada de la biomasa mediante decantación de los flóculos.

Videoimpresión flóculo EDAR Cabanes 40x (izquierda).



Videoimpresión flóculo EDAR Cabanes 100x (derecha).



Tomando como unidad funcional de actividad biológica al *FLÓCULO*, podemos clasificar a los **ciliados** basándonos en la posición específica que ocupan con respecto a este. Así distinguiremos:

Ciliado libre nadador 100 x (EDAR Benassal).



Ciliados libre nadadores: se localizan en el líquido interflocular nadando, en el tanque de sedimentación quedan en suspensión y son arrastrados con el efluente. Dentro de este grupos distinguiremos, según de que se alimenten, ciliados carnívoros o depredadores de otros ciliados y ciliados bacterívoros que se alimentan de detritus y bacterias libres.

Ciliado reptante 100 x
(EDAR Bejís).



Ciliados reptantes o móviles de fondo: se localizan en la superficie del flóculo, en general suelen tener la boca en posición ventral pudiendo alimentarse de bacterias que forman parte del flóculo.

Ciliado sésil 40 x
(EDAR La Pobra Tornesa).



Ciliados sésiles: se fijan a la superficie del flóculo quedando asociados a este y son recirculados a cabecera del reactor formando parte del fango decantado y reinoculado.

Dentro de este grupo también cabe distinguir entre ciliados bacterívoros y ciliados carnívoros encuadrándose en este último grupo los succionadores, ciliados sésiles que disponen de tentáculos mediante los que atrapan y succionan el contenido de otros ciliados.

La sistemática y taxonomía de los distintos grupos que conforman la microfauna de un proceso biológico es compleja y demasiado extensa como para tratarla en estas páginas. Sin profundizar en este aspecto y clasificando a los ciliados según el nicho ecológico que ocupan en el seno del reactor biológico (posición con respecto al flóculo), describiremos las especies, géneros y familias (según el alcance de la identificación realizada) de los microorganismos que componen la microfauna del licor mezcla de las diferentes EDARs muestreadas.

Dentro de la microfauna distinguiremos los siguientes grandes grupos:

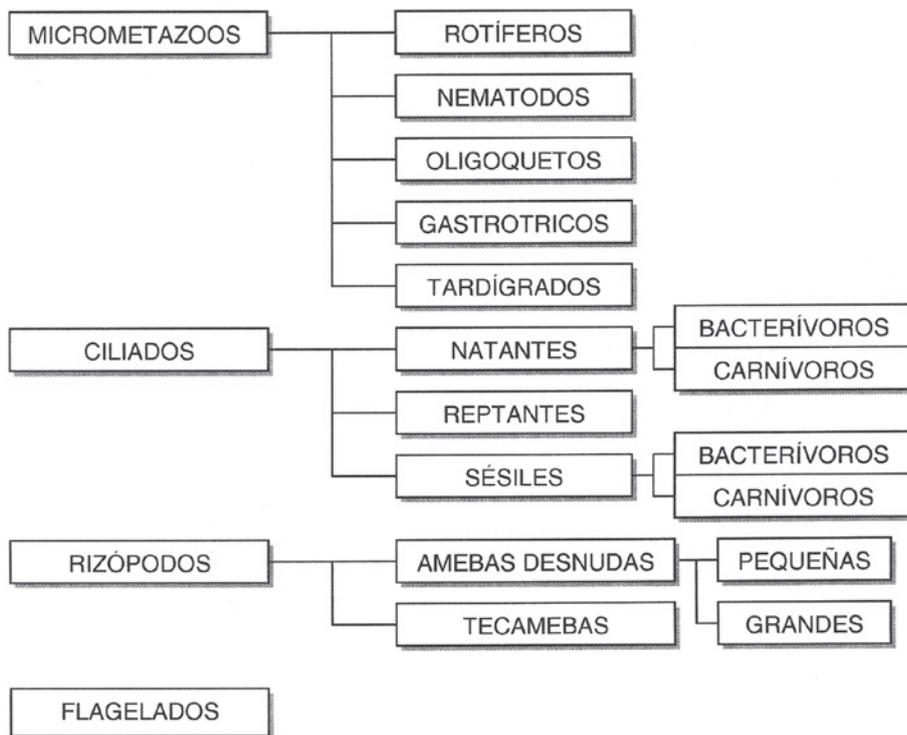
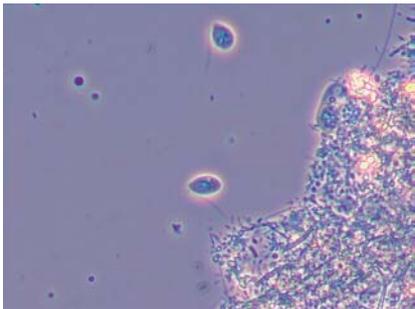


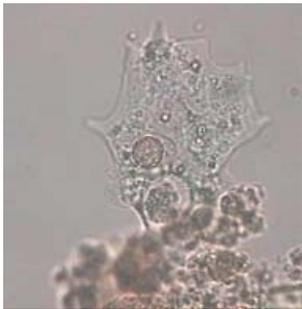
Figura 4.3. Grandes grupos dentro de la microfauna.

FLAGELADOS

| Pequeños flagelados | |
|--|---|
|  <p><i>Bodo sp.</i> (contraste de fases a 400x) EDAR Cincorres</p> | <p>Existe una gran cantidad de especies de pequeños flagelados asociadas a los fangos activados. Destacar la presencia del género <i>Bodo</i> formado por especies que se caracterizan por sus dos flagelos anteriores. Mediante un flagelo (el más largo) se fijan al flóculo empleando el otro para generar corrientes que arrastren partículas alimenticias (bacterias y materia orgánica) a su interior.</p> <p>Son abundantes en plantas de alta carga y están asociados a las fases iniciales (formación) del fango activo.</p> <p>Se ha observado en el 21 % de las EDARs muestreadas apareciendo con mayor frecuencia en EDARs como Cincorres (100 % muestras), Catí y Fanzara.</p> |
| <i>Peranema sp.</i> | |
|  <p><i>Peranema sp.</i> (campo claro a 400x) EDAR Culla</p> | <p>Flagelado de tamaño medio-grande que presenta un gran flagelo anterior mediante el que se desplaza ayudado, en ocasiones, por movimientos de deformación de la propia célula. Se alimenta por fagocitosis de bacterias y otros flagelados. Aparece en plantas de baja carga y es resistente a bajas tasas de oxigenación.</p> <p>Aparece en el 60 % de las EDARs muestreadas pero con un número de recuento bajo. Se ha observado en mayores cantidades en las EDARs de Les Coves de Vinromà, Els Ibarsos, Cervera y Fanzara.</p> |

RIZÓPODOS (AMEBAS)

Amebas desnudas

| Amebas desnudas | |
|--|---|
|  <p>Ameba grande (campo claro a 400x) EDAR Cabanes</p> | <p>A este grupo pertenecen todas las amebas sin teca. En el estudio diferenciamos amebas de gran tamaño y amebas de pequeño tamaño (generalmente monopodio). Las amebas se caracterizan por sus movimiento mediante la deformación de su citoplasma (emisión de pseudópodos). Se alimentan de algas, bacterias y pequeños flagelados.</p> <p>Las amebas de pequeño tamaño (tipo Limax) suelen asociarse a bruscos incrementos en la carga orgánica del afluente apareciendo por tanto en las primeras etapas de la colonización. En estas condiciones hemos observado el predominio de poblaciones de amebas desnudas de pequeño tamaño en EDARs como Santa Magdalena de Pulpis (con una abundancia media de más de $2 \cdot 10^6$ indv/l), Ribesalbes, Cabanes, Les Coves de Vinromà o La Barona, si bien aparecen en el 76 % de las EDARs muestreadas.</p> |
|  <p>Ameba pequeña (campo claro a 400x) EDAR Santa Magdalena de Pulpis</p> | <p>Las grandes amebas aparecen en el 85 % de las EDARs muestreadas siendo especialmente abundantes en EDARs como La Pobla Tornesa (hasta $1,9 \cdot 10^6$ indv/l), Artana o Benassal.</p> |

Tecamebas

Arcella sp.



Arcella sp.
(campo claro a 400x)
EDAR Catí

Teca proteica rígida, lisa y de forma redondeada. Abertura oral central y en posición ventral. Vista desde arriba tiene forma redondeada, vista de perfil tiene forma de casco. De color amarillento o marrón varían de tonalidad en función de su vejez debido a los depósitos de hierro y manganeso que se producen en sus tecas.

Aparecen en tan solo en el 18 % de las EDARs muestreadas siendo su presencia especialmente abundante en EDARs como Almedijar, Catí o Montanejos, todas ellas con edades del fango muy elevadas.

Euglypha sp.



Euglypha sp.
(campo claro a 400x)
EDAR Bejis

Alargada y de forma ovoide, presenta una teca formada por pequeñas escamas silíceas de aspecto hialino organizadas en imbricadas filas longitudinales. En su extremo anterior encontramos el opérculo con placas específicas de esta zona y por este asoman los filópodos (pseudopodos en forma de filamentos).

En la videoimpresión observamos un organismo vivo arriba y la teca vacía de uno muerto. Aparecen en fangos muy mineralizados. Presente en el 66 % de las EDARs muestreadas, es muy abundante en instalaciones como las de Jérica y Viver con $8 \cdot 10^6$ indiv/l o Tales-Sueras, Cirat y Cabanes $3 \cdot 10^6$ indiv/l.

MICROMETAZOOS

ROTÍFEROS



Bdelloides
(campo claro a 40x)
EDAR Cervera

Los rotíferos, como todos los metazoos, son organismos pluricelulares, disponen de estructuras especializadas que les permiten desplazarse, anclarse al flóculo o *masticar*.

La clasificación hasta especie, es muy complicada debiéndose en ocasiones extraer y analizar la estructura destinada a la trituración del alimento (mastax).

Se alimentan de flagelados, algas, materia orgánica, pequeños ciliados y principalmente bacterias. Su tamaño varía entre los 300 y 600 μm .

En las instalaciones muestreadas hemos observado rotíferos en todas las instalaciones a excepción de la EDAR de Cinctores y Forcall. Los rotíferos están asociados a fangos activos con elevadas edades del fango (requisito que no cumplen estas EDARs). Principalmente se han observado rotíferos de los ordenes Bdelloida (géneros *Habrotrocha*, *Philodina*, *Rotaria* y *Adineta*) y Orden Ploima (géneros *Cephalodella*, *Brachionus*, *Colurella*, *Proales* y *Lecane*)

Sin llegar a concentraciones superiores a $6 \cdot 10^5$ indiv/l son especialmente abundantes en EDARs como Jérica, Cabanes, Cervera y La Salzadella.

NEMATODOS



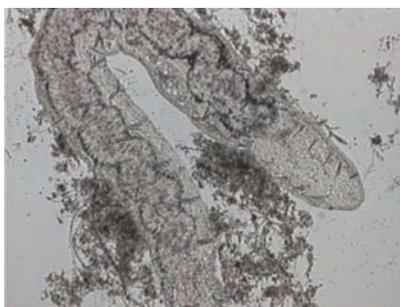
Nemátodo
(campo claro a 40x)
EDAR La Pobra Tornesa

Organismo pluricelular con simetría bilateral y forma vermiforme. Se reproducen mediante huevos existiendo sexualidad diferenciada. Se alimentan de protozoos, bacterias y detritus (materia orgánica en descomposición). En la EDAR aparecen tanto debido a la presencia fecal, como por su origen terrestre. Su tamaño puede ir desde los 0,4 a los 2,5 mm

Su presencia es compatible con buena calidad de efluente.

Aparecen en el 85 % de las instalaciones muestreadas en cantidades muy bajas a excepción de las EDARs de La Pobra Tornesa y Catí.

OLIGOQUETOS: Género *Aelosoma*



Aelosoma
(campo claro a 40x)
EDAR Cirat

Organismo pluricelular, transparente y de aspecto vermiforme con quetas (cerdas) en grupos de 3 o 4 situados en posición dorsal. El género *Aelosoma* se caracteriza por poseer muchas vacuolas de colores verde amarillentos donde acumulan sustancias oleaginosas.

Se alimenta de bacterias, algas y protozoos, especialmente del detritus presente en el flóculo. En concentraciones elevadas, el efecto sobre el flóculo puede afectar a la calidad del efluente.

Presente en muy bajísimas cantidades en el 30 % de las EDARs muestreadas lo encontramos en EDARs como Cirat y Bejis en concentraciones altas sin ser perjudiciales.

GASTROTRICOS



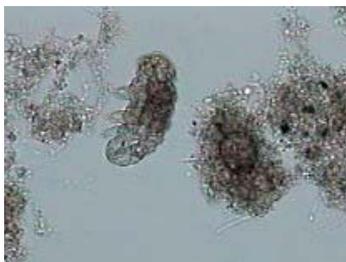
Gastrotrico
(campo claro a 100x)
San Jorge

Muy poco frecuentes en EDARs de fangos activos. Se trata de un organismo pluricelular de largo ciclo de vida que precisa de altas edades del fango para su desarrollo.

Presenta un cuerpo cubierto de escamas y con ciliatura cefálica bastante desarrollada. Su tamaño es variable presentando longitudes entre las 60 y 400 μm .

Solo se ha encontrado en las EDARs de San Jorge y Eslida y no en todas las muestras procesadas de cada una de estas EDARs.

TARDIGRADOS



Tardigrado
(campo claro a 100x)
EDAR Cirat

También llamados ositos de agua, este pequeño metazoo es poco característico de aguas residuales siendo su hábitat natural las aguas fluviales donde se desarrolla sobre plantas y musgo. Su presencia en la EDAR es indicadora del aporte al agua residual de aguas limpias procedentes de cauce (infiltraciones de agua de río en colector).

Con cuatro pares de *patas*, cada una dotada de una garra, poseen un cuerpo capaz de deshidratarse quedando el organismo metabólicamente en pausa reactivándose, sin sufrir daños, tras rehidratarse.

Con un tamaño variable entre los 75 y 500 μm , se alimentan de materia orgánica.

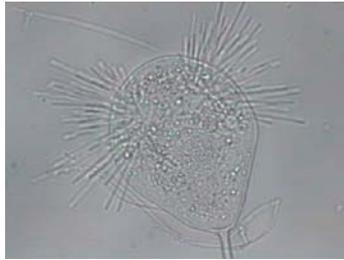
Se han identificado en el 30 % de las EDARs muestreadas siendo su número relevante en EDARs como Viver, Cirat y Bejis.

CILIADOS

Ciliados sésiles carnívoros

| <i>Acineta sp.</i> | |
|---|--|
|  <p><i>Metacineta sp.</i> (campo claro a 400x) EDAR Vistabella</p> | <p>Ciliado carnívoro de forma ovalada o triangular. Dispone de dos fascículos de tentáculos. Presenta lóriga externa y pedúnculo muy corto.</p> <p>Mediante los tentáculos succiona el citoplasma de otros protozoos a los que atrapa con el extremo de los mismos. Su tamaño varía desde 40 a 300 μm.</p> <p>Lo encontramos en el 60 % de las instalaciones muestreadas y dentro de los succionadores es el ciliado más abundante.</p> <p>Destaca la cantidad de individuos en las EDARs de Les Coves de Vinromà, Vistabella y Almedíjar.</p> |
| Suctor tipo <i>Podophrya</i> | |
|  <p><i>Podophrya sp.</i> (campo claro a 400x) La Salzadella</p> | <p>Suctor que a diferencia de <i>Acineta sp.</i> Tiene tentáculos dispuestos en toda la superficie del cuerpo, tiene una vacuola contráctil anterior y un pedúnculo más largo que el zooide. Su tamaño está entre 10 y 70 μm.</p> <p>En la videoimpresión observamos a una <i>Podophrya</i> succionando el contenido de un pequeño ciliado.</p> <p>Aparece solo en el 54 % de las EDARs muestreadas y su concentración es la más baja dentro del grupo de los succionadores.</p> <p>Lo encontramos especialmente en las EDARs de Almedíjar, Les Coves de Vinromà y Salzadella.</p> |

Tokophrya sp.



Tokophrya sp.
(campo claro a 400x)
EDAR Borriol

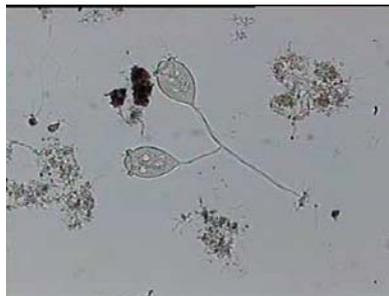
Con forma piriforme, el cuerpo de *Tokophrya sp.* posee dos o cuatro fascículos de tentáculos. Se alimentan de otros ciliados, tanto natantes como reptantes, siendo capaces de preda organismos de tamaño muy superior (*Litonotus lamella*, etc.).

Hemos observado *Tokophrya sp.* en el 52 % de las instalaciones siendo más abundante en las EDARs de Vistabella, Almedijar, La Barona y Borriol.

Ciliados sésiles bacterívoros

| <i>Vorticella</i> sp. | |
|---|--|
|  <p><i>Vorticella convallaria</i> (campo claro a 400x) EDAR San Jorge Peristoma grande</p> | <p>Ciliado peritríco con forma de peonza. Se fija a la superficie del flóculo mediante un pedúnculo con una fibra contráctil interior (mionema) mediante la que realiza movimientos espasmódicos de contracción. La cavidad oral o peristoma está rodeada de una corona ciliar que con su movimiento genera corrientes del líquido interflocular haciendo accesible la ingesta de bacterias libres. El macronúcleo, según la especie se dispone en forma de J o C. En la videoimpresión de <i>Vorticella convallaria</i> se observa el macronúcleo en forma de J.</p> <p>El tamaño del peristoma (tamaño relativo con respecto al tamaño del zooide) nos permite clasificar la especies de <i>Vorticella</i> en dos grandes grupos: Especies de <i>Vorticella</i> con peristoma mayor que el diámetro del zooide y especies de <i>Vorticella</i> con peristoma más pequeño que el diámetro del zooide. Que predominen unas u otras especies estará en función de la accesibilidad de su alimento: si hay muchas bacterias libres (deterioro de calidad de efluente) predominan <i>Vorticella</i> de peristoma pequeño. <i>Vorticella</i> con peristoma grande apareceran en fangos con pocas bacterias libres (calidad de efluente buena).</p> <p>El género <i>Vorticella</i> es muy abundante en prácticamente todas las EDARs. Las vorticellas de peristoma grande (tipo <i>V.convallaria</i>) se han observado en todas las EDARs a excepción de Bejis, Cinctores, Fanzara, Borriol y Fanzara. Vorticellas de peristoma pequeño se han observado en el 62 % de las instalaciones siendo especialmente abundante en las EDARs de Vistabella (abundancia media de $1 \cdot 10^7$ indv/l), La Barona y Moncofa.</p> |
|  <p><i>Vorticella aquadulcis complex</i> (campo claro a 400x) EDAR Borriol Peristoma pequeño</p> | |

Carchesium sp.



Carchesium sp.
(campo claro a 400x)
EDAR La Poblá Tornesa

Ciliado peritríco colonial que, a diferencia de *Zoothamnium sp.*, posee un mionema discontinuo produciéndose contracciones de los zooides de forma individual. Su tamaño varía de 80 a 140 μ m.

Muy poco abundante en las EDARs muestreadas, solo ha sido observado en el 27 % de estas. Destaca la abundancia en la EDAR de Santa Magdalena. También abundante en la EDAR de La Poblá Tornesa. Ambas EDARs tienen exactamente el mismo diseño.

Epistylis sp.



Epistylis sp.
(campo claro a 400x)
EDAR Els Ibarsos

Peritríco colonial que tiene el pedúnculo hueco (no tiene capacidad contráctil). Se asocia a bruscos cambios en las condiciones del reactor algo muy típico en las EDARs muestreadas dado que las purgas de los reactores se hacen de forma discontinuas y por tanto, se producen bruscos incrementos de carga másica. Solo en la EDAR de Ribesalbes no se han observado individuos de este género. Especialmente abundante en las EDARs de Els Ibarsos y Borriol.

Opercularia sp.



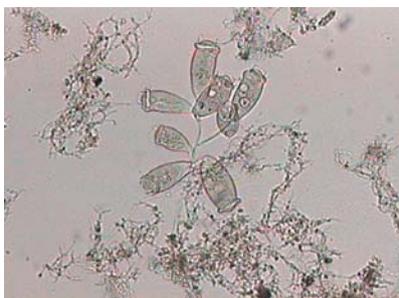
Opercularia articulata
(campo claro a 400x)
EDAR Moncofa

Perítrico colonial de cuerpo alargado y con un disco peristomal muy aparente que tapona el operculo cuando se cierra.

Se asocia a vertidos industriales y bajos contenidos de oxígeno disuelto en el reactor.

Se ha observado en el 30 % de las EDARs. Aparece frecuentemente en los fangos de las EDARs de Moncofa, Cervera y Artana.

Zoothamnium sp.



Zoothamnium procerius
(campo claro a 100x)
EDAR Figueroles

Ciliado Perítrico colonial con miomena peduncular unido (a diferencia de *Carchesium sp.* que lo presenta separado). Debido a esta característica, toda la colonia se contrae simultáneamente. Muy poco frecuente en procesos de fangos activos, suele asociarse con elevadas concentraciones de oxígeno disuelto en el reactor. El tamaño del zooides suele estar entre 40 – 80 μm .

Se han observado colonias de *Zoothamnium sp.* en el 42 % de las EDARs muestreadas siendo su contenido especialmente importante en las EDARs de Catí, Eslida, Figueroles y Jérica.

***Vaginicola sp.* y *Thuricola sp.* (Loricados)**



Vaginicola sp.
(campo claro a 100x)
EDAR Cabanes

Ciliados peritricos con lóriga. La lóriga es una estructura hialina con forma de vaso que contiene el zooide. El zooide tiene capacidad contráctil plegándose dentro de la loriga. Pueden encontrarse 1 o dos individuos por lóriga. En fangos activos encontramos dos géneros, *Vaginicola* y *Thuricola*. El género *Thuricola* presenta una válvula que cierra la loriga cuando el cuerpo celular se contrae. *Vaginicola* de 85-105 μm , *Thuricola* de 125-260 μm según especies.

Son propios de fangos de muy baja carga. Los hemos encontrado en el 42 % de las EDARs muestreadas apareciendo con mayor frecuencia y cantidad en la EDAR de Cabanes donde como término medio supera cantidades de $4 \cdot 10^6$ indiv/l. También frecuente en la EDAR de Caudiel pero en cantidades mucho menores.

Ciliados libres nadadores carnívoros

Coleps hirtus



Coleps hirtus
(campo claro a 400x)
EDAR Bejís

Con forma de barril con *ventanas* cuadriculadas, el *Coleps hirtus* es un ciliado nadador holótrico que presenta ciliatura uniforme por todo el cuerpo con un largo cilio caudal. Tiene una alta movilidad.

Se alimenta de detritus, algas y flagelados estando ligada su presencia a la de éstos. El ión amonio le es muy tóxico no presentándose cuando las concentraciones de este son moderadas (plantas con buena nitrificación).

Lo hemos observado en el 39 % de las EDARs muestreadas siendo especialmente elevada su cantidad y frecuencia en las EDARs de Bejís, Catí, Eslida y Cabanes.

Spathidium sp.



Spathidium sp.
(campo claro a 400x)
EDAR La Pobla Tornesa

Con el cuerpo en forma de espátula con el extremo oral truncado presenta cilios uniformemente distribuidos por todo su cuerpo. Se alimenta de otros ciliados.

Su presencia en fango a activos es muy rara, hecho que se constata en su poca frecuencia de observación, solo en el 12 % de las EDARs muestreadas y en unas cantidades muy bajas. Este ciliado holótrico es típico de la EDAR de la Pobla Tornesa donde lo encontramos frecuentemente. Se ha observado muy esporádicamente en las EDARs de Les Coves de Vinromà y Jérica.

Litonotus sp.



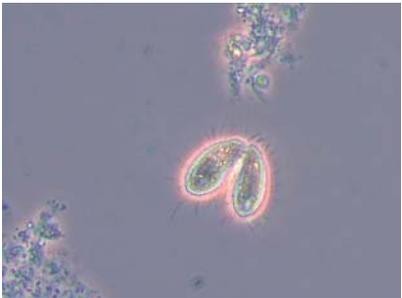
Litonotus sp.
(campo claro a 400x)
EDAR Ribesalbes

Ciliado holótrico alargado y aplanado con hendidura oral anterior que ocupa hasta un tercio de su longitud. Se alimenta de otros ciliados. En la parte anterior presenta toxicistos. Su presencia en los fangos es muy esporádica y está asociada a fases intermedias de instauración del proceso.

Lo encontramos en baja concentración en el 54 % de las EDARs muestreadas. Aparece especialmente en plantas como Ribesalbes y Benasal. También se ha observado en las EDARs de San Jorge, Els Ibarsos y Moncofa.

Ciliados libres nadadores bacterívoros

| <i>Paramecium sp.</i> | |
|--|--|
|  | <p>Ciliado de forma ovoidea alargada. Presenta una depresión oral central y cierto grado de rotación sobre el eje longitudinal. Presenta características vacuolas pulsátiles de forma estrellada con función osmorreguladora.</p> <p>Se alimenta de bacterias libres contribuyendo a la disminución de la turbidez.</p> <p>Se ha observado en el 21 % de las EDARs muestreadas en muy bajas cantidades a excepción de las EDARs de Eslida y Moncofa.</p> |
| <p><i>Paramecium sp.</i> (campo claro a 400x) EDAR Eslida</p> | |

| <i>Uronema nigricans</i> y otros Scuticociliados | |
|--|--|
|  | <p><i>Uronema nigricans</i> es la especie más abundante dentro del orden de los Scuticociliados. Estos son frecuentes en aguas residuales siendo los ciliados libre nadadores más pequeños y difíciles de clasificar. <i>Uronema</i> se caracteriza por sus movimientos rápidos y discontinuos (alterna rápidos movimientos con periodos de inmovilidad). Dispone de un cilio caudal largo, macronúcleo esférico en posición central y vacuola contráctil en zona apical.</p> <p>Se han observado en muy pocas EDAR (< 20 %) pero en EDARs como Eslida y Montanejos aparece frecuentemente y en cantidades importantes.</p> |
| <p><i>Uronema nigricans.</i> (contraste de fases a 400x) EDAR Montanejos</p> | |

Ciliados reptantes

Acineria uncinata



Acineria uncinata
(contraste de fases a 1000x)
Les Coves de Vinromà

Ciliado holótrico de forma lanceolada y aplanado lateralmente con una pequeña torsión de su extremo anterior hacia la izquierda.

Su nicho ecológico no está bien definido clasificándole como ciliado reptante por ser donde más se le ha observado.

Especialmente abundante en la EDAR de Santa Magdalena de Pulpis, se ha observado en el resto de instalaciones a excepción de Ribesalbes, Vilafranca del Cid y Cinctorres.

Aspidisca sp.



Aspidisca sp.
(campo claro a 400x)
EDAR Vistabella

Ciliado hipótrico que presenta varios grupos de cirros (agrupaciones de cilios) que emplean para desplazarse por la superficie del flóculo. Es el ciliado reptante más abundante del grupo.

Se ha observado en todas las instalaciones a excepción de Cirat y Vilafranca del Cid. Es especialmente abundante en la EDAR de Vistabella donde se han observado varios episodios de booms poblacionales alcanzándose concentraciones superiores a 10^8 indv/l

Drepanomonas revoluta



Drepanomonas revoluta
(contraste de fases a 400x)
EDAR Jerica

Ciliado de forma arriñonada y marcadas costillas laterales que se confunde con *Aspidisca sp.* Suele aparecer junto con *Acineria uncinata*.

Se ha observado en el 42 % de las EDARs muestreadas pero en cantidades bastante contenidas. Destaca su abundancia en las EDARs de Jérica y Caudiel.

Euplotes sp.



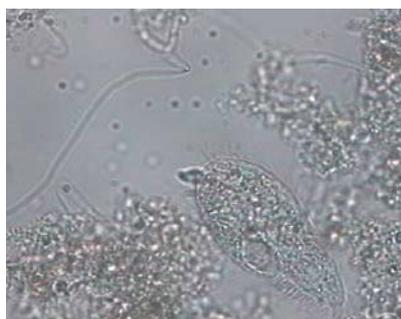
Euplotes patella
(campo claro a 400x)
EDAR Sant Mateu

Ciliado hipótrico con gran cantidad de cirros dispuestos de forma agrupada y ordenada en el cuerpo. Zona oral con una estructura característica ZAM (zona adoral de membranelas).

Se alimenta de bacterias libres.

Se ha observado en 58 % de las EDARs muestreadas siendo especialmente frecuente encontrarlo en las EDARs de Bejis, Cirat y la nueva EDAR de Sant Mateu.

Oxytricha sp.



Oxytricha sp.
(campo claro a 400x)
EDAR Borriol

Ciliado hipótrico de cuerpo en forma de elipse, aplanado y con la parte adoral redondeada.

Al igual que *Euplotes sp.* presenta una zona adoral de membranelas en la cavidad oral. Presenta dos grandes macronúcleos.

Solo se ha podido identificar en 4 EDARs del grupo de 32 plantas muestreadas. Se han observado individuos del orden *Hipotrichida* que no han podido clasificarse en dos EDARs más aparte de esta.

Se ha observado en las EDARs de Borriol, Moncofa y Les Coves de Vinromà principalmente.

ORDEN CYRTOPHORIDA



Cyrtophorido
(campo claro a 400x)
EDAR Benassal

Ciliados de forma elíptica redondeada y aplanados dorsoventralmente presentando la ciliatura somática en la cara ventral y cara dorsal convexa y abultada.

Presentan nasa faríngea en la parte anterior ventral.

Predominantemente observamos individuos perteneciente a la familia Chilodonellidae siendo relativamente difícil la identificación de los distintos géneros dentro de esta.

Se han observado individuos en el 64 % de las EDARs muestreadas, siendo especialmente abundantes en las EDARs de Culla, Vistabella, Benassal y Almedijar.

4.4. CARACTERIZACIÓN DE LA MICROBIOLOGÍA DE LAS EDARS

4.4.1. Introducción

El análisis microbiológico aporta una gran información al controlador de proceso de una EDAR. La información obtenida en el análisis microscópico del fango activo no puede reemplazar a la obtenida de los análisis fisicoquímicos o cálculo de parámetros operacionales sino que complementa la aportada por estos.

Del análisis microscópico del fango activo se puede obtener una información integradora de la situación real del proceso. La composición y estructura de la población microfaunística que forma parte del fango activo y su evolución temporal, son una herramienta de gran ayuda en la toma de decisiones para el operador de planta.

La optimización del proceso depurador no puede prescindir de esta información, que a diferencia del resto de parámetros operacionales analizados, nos permite, con ciertas garantías, prever la tendencia del sistema y por tanto adelantarnos a posibles problemas.

Hechos puntuales que pueden pasar inadvertidos son reflejados por cambios en la estructura poblacional de la microfauna. Vertidos tóxicos nocturnos, daños en la red de saneamiento (infiltración de aguas blancas), avería de ciertos equipos, etc., producen alteraciones en las condiciones ambientales del proceso que pueden ser imperceptibles para el operador de planta pero que sí son reflejadas en las modificaciones que sufre la estructura poblacional del sistema (abundancias y biodiversidad) dando la alarma y permitiendo tomar las medidas para minimizar el deterioro de la calidad del efluente.

El análisis microscópico del fango activo precisa de personal altamente cualificado capaz de obtener toda la información que la observación aporta y que al mismo tiempo sepa integrar ésta con el resto de información (fisicoquímica, parámetros de proceso, etc.) e interpretar el conjunto de ésta dando lugar así a una correcta toma de decisiones.

La estandarización del análisis microbiológico del fango activo posibilita la intercomparación entre EDARs. La información microbiológica normalizada y expresada en forma de índices cataloga el estado del proceso permitiendo la comparación cualitativa (índices bióticos y biodiversidad) y cuantitativa (abundancias) entre ecosistemas de distintos reactores biológicos.

La categorización ecológica de la microfauna presente en el reactor biológico puede inducir a una errónea interpretación de esta información si no se integra con el conjunto de información particular de la instalación. El máximo partido de la información obtenida del análisis microbiológico se obtiene cuando este análisis no es un hecho aislado. La integración del análisis microbiológico en una dinámica de trabajo habitual en la explotación de la instalación y el manejo de la información aportada en la toma de decisiones permite maximizar las ventajas de este análisis.

Cada instalación tiene una dinámica poblacional propia fruto de la conjunción de factores bióticos y abióticos del sistema. En ninguna instalación se conjugan los mismos factores dando lugar por tanto a ecosistemas distintos, por ello comparar las poblaciones entre EDARs distintas debe interpretarse con cierto escepticismo. El análisis microscópico de una instalación y el estudio de la evolución de la población y características macro y microscópicas del fango activo revelan un gran volumen de información de relevante significatividad. Existen pautas generales o interpretaciones de la evolución de la población microfaunística aplicables a todas las instalaciones pero en el seno de cada sistema, esta generalización tendrá un mayor o menor valor específico. El análisis microscópico continuado de una instalación es el que ponderará el peso específico de estas generalizaciones recogidas en la bibliografía.

4.4.2. Análisis de la microfauna del conjunto de EDARs: BIOINDICACIÓN

Desde la aparición de los procesos de depuración basados en sistemas de fangos activos allá por los años 20, el papel de la microfauna ha sido objeto de numerosos estudios. Su función ha sido catalogada desde irrelevante e incluso pernicioso para el proceso depurador (Fairbrother y Renshaw, 1922; Pirt y Bazin, 1972) hasta fundamental atribuyéndoles un papel principal por delante de las bacterias (Pillai y Subrahmanyam, 1942, 1944), verdaderas artífices del proceso depurador.

La microfauna, especialmente los protozoos, se encuentran en todos los sistemas biológicos estudiados variando la composición específica de la población según varían las condiciones del sistema. Esta característica les atribuyó rápidamente un gran potencial como organismos indicadores de estado de proceso, les atribuyó el papel de bioindicadores del estado del sistema.

Varias han sido las tendencias en cuanto a normalización de la interpretación de la información aportada por la población protozoaria. Estas teorías pueden resumirse en dos enfoques metodológicos. Uno propone la identificación de las especies de ciliados para poder interpretar el rendimiento del proceso mientras

que el segundo enfoque postula que con la determinación de grandes grupos y dadas las grandes semejanzas tróficas y de hábitat de los protozoos es suficiente.

Desde un punto de vista puramente práctico, esta última tendencia es la que más se ha desarrollado y llevado a la práctica dada las menores limitaciones que implica (requiere una menor especialización).

Los máximos representantes de cada una de las tendencias fueron Curds y Cockburn (metodología sistemática) y Drakides (metodología más general).

Curds y Cockburn, de la observación de más de 100 sistemas de filtros percoladores y fangos activados, y sin tener en cuenta el diseño u operación de los mismos, confeccionaron un índice autoecológico en el que establecían un valor indicador a cada especie según la probabilidad de que estuviese presente a diferentes rangos de DBO del efluente.

Drakides, adaptándose a las circunstancias del operador de planta (escasa formación sistemática) estudia las relaciones ecológicas entre los grandes grupos que componen la microfauna y la relación de estos con variables de proceso tales como la carga másica, tiempos de retención, etc.

Como ya se ha comentado anteriormente, Drakides (1978) propuso tres características básicas como bioindicadoras de buen estado de proceso:

1. Elevada densidad de microfauna ($>10^6$ individuos/l)
2. Biocenosis con predominancia de ciliados reptantes y sésiles. Flagelados prácticamente ausentes.
3. Microfauna bien diversificada. Ningún grupo debe superar numéricamente en dos ordenes de magnitud al resto y dentro de los ciliados, la abundancia de cada grupo no debe superar un orden de magnitud.

Es Madoni (1988) quien sintetiza ambas tendencias y propone en 1994 el Índice Biótico del Fango (IBF) como herramienta de seguimiento y evaluación del estado y rendimiento del proceso de fangos activos.

El IBF, desarrollado a partir del análisis de EDARs de fangos activos convencionales (media-baja carga) es trasladable a sistemas de aireación prolongada o muy baja carga donde, debido a las elevadas edades del fango, componentes de la microfauna a los que se les da escasa importancia adquieren un papel más relevante (micrometazoos).

En todas las EDARs muestreadas no existe una compartimentalización del reactor biológico que origine biotopos distintos. Dicha compartimentalización se realiza en busca de condiciones óptimas para la eliminación de nutrientes inorgánicos o evitar la proliferación de microorganismos filamentosos y conlleva una importante presión selectiva sobre la microfauna presente.

| GRUPO DOMINANTE | Densidad (ind/l) | Nº DE ESPECIES | | | | | | | |
|--|-------------------|----------------|------|------------|------|-----------|------|---------|------|
| | | > 10 sp. | | 8 – 10 sp. | | 5 – 7 sp. | | < 5 sp. | |
| | | F<10 | F>10 | F<10 | F>10 | F<10 | F>10 | F<10 | F>10 |
| Ciliados reptantes+sésiles | > 10 ⁶ | 10 | 8 | 9 | 7 | 8 | 6 | 7 | 5 |
| | < 10 ⁶ | 9 | 7 | 8 | 6 | 7 | 5 | 6 | 4 |
| Ciliados sésiles > 80 % (No <i>Opercularia</i> sp. o <i>V. Microstoma</i>) | > 10 ⁶ | 9 | 7 | 8 | 6 | 7 | 5 | 6 | 4 |
| | < 10 ⁶ | 8 | 6 | 7 | 5 | 6 | 4 | 5 | 3 |
| <i>Opercularia</i> sp. | > 10 ⁶ | 7 | 5 | 6 | 4 | 5 | 3 | 4 | 2 |
| | < 10 ⁶ | 6 | 4 | 5 | 3 | 4 | 2 | 3 | 1 |
| <i>Vorticella microstoma</i> | > 10 ⁶ | 6 | 4 | 5 | 3 | 4 | 2 | 2 | 1 |
| | < 10 ⁶ | 5 | 3 | 4 | 2 | 3 | 1 | 2 | 0 |
| Ciliados nadadores | > 10 ⁶ | 5 | 3 | 4 | 2 | 3 | 1 | 1 | 0 |
| | < 10 ⁶ | 4 | 2 | 3 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Pequeños flagelados nadadores (> 100 en diagonal F-R) | > 10 ⁶ | 4 | | 3 | | 2 | | 1 | |
| | < 10 ⁶ | 3 | | 2 | | 1 | | 0 | |

Tabla 4.1. Tabla para la determinación del Índice Biótico del Fango (IBF). F=pequeños flagelados contados en la diagonal de Fusch-Rosenthal.

Resumiendo, Madoni (1988) propone que la concentración de la microfauna en el licor mezcla que funciona correctamente, es del orden de 10⁶ individuos/l. Esta constituida preferentemente por ciliados de talla media ($\geq 50 \mu\text{m}$). Cuando la concentración disminuye por debajo de 10⁵ individuos por litro el rendimiento de la EDAR disminuye. La ausencia de ciliados o una concentración de los mismos por debajo de 10⁴ ind./l indica una muy baja calidad de depuración debido a la proliferación de bacterias de crecimiento disperso que enturbian el efluente provocando un fuerte aumento de la DBO en la misma.

Una concentración elevada de ciliados (>10⁷ individuos/l) indica en la mayoría de las ocasiones una buena depuración y un rendimiento óptimo del proceso.

La microfauna de un fango activo que funciona correctamente está siempre bien biodiversificada. Mientras una buena biodiversidad está asociada con un buen rendimiento en depuración, la dominancia de una especie o grupo indica, casi siempre, lo contrario. El desequilibrio trófico se debe en la mayoría de las ocasiones a la existencia de factores limitantes al crecimiento, así la especie o grupo mejor adaptada al medio será la que más prolifere. Gracias a la biodiversidad

presente en los fangos activos estos pueden adaptarse a las condiciones cambiantes del medio, impuestas principalmente por la composición del influente (toxicidad, nutrientes limitantes, etc.) y las condiciones de operación (Carga másica, oxigenación, temperatura, etc.).

Mientras en la figura 4.4. vemos representado el número de veces que han sido observados individuos de cada uno de los grandes grupos de clasificación establecidos en el punto 4.3, en la figura 4.5. se representa el número de observaciones de cada uno de los componentes de estos grandes grupos. Hay que tener en cuenta que en la gráfica 4.3. existen grupos que a su vez engloban otros representados en la misma gráfica (el grupo ciliados es engloba al resto de grupos de ciliados clasificados según su nicho: sésiles, nadadores y reptantes).

Análisis de la abundancia

Drakides (1978) y Madoni (1988, 1994) establecen en 10^6 individuos/l como el número de protozoos mínimo en un proceso de fangos activos con una buena calidad de efluente. Valores por encima de esta cifra son propios de sistemas estables y con bajas DBO efluentes, sin embargo, valores por debajo de 10^5 individuos/l se asocian a malos efluentes con elevadas DBO.

Tal y como podemos observar en la figura 4.5., vemos como existe una relación directa entre estos dos parámetros observando como coinciden picos de DBO_5 en el efluente con mínimos en el número de individuos que forman parte de la microfauna del licor mezcla.

Hablando en términos medios, el número de individuos que forman la microfauna de los reactores de la provincia muestreados es del orden de $1,129 \cdot 10^7$ indiv/litro de los cuales $1,087 \cdot 10^7$ son protozoos y $0,42 \cdot 10^5$ son micrometazoos (principalmente rotíferos).

La EDAR de Vistabella con $2,6 \cdot 10^7$ individuos/litro seguida de la EDAR de La Pobla Tornesa y Jérica ambas con $1,8 \cdot 10^7$ individuos/litro son las que presentan una mayor abundancia. Los grandes valores de abundancia de la microfauna en la EDAR de Vistabella son debidos a los *booms* de *Aspidisca sp.* que tienen lugar en esta instalación y que incrementan de forma muy importante el número de individuos contados.

En el extremo opuesto tenemos instalaciones como las de Cincorres o Ribesalbes con $0,4 \cdot 10^6$ y $1,6 \cdot 10^6$ individuos/litro y que como hemos visto anteriormente también se corresponde con los efluentes de peor calidad.

ABUNDANCIA MEDIA DE LA MICROFAUNA DE EDARs DE CASTELLÓN

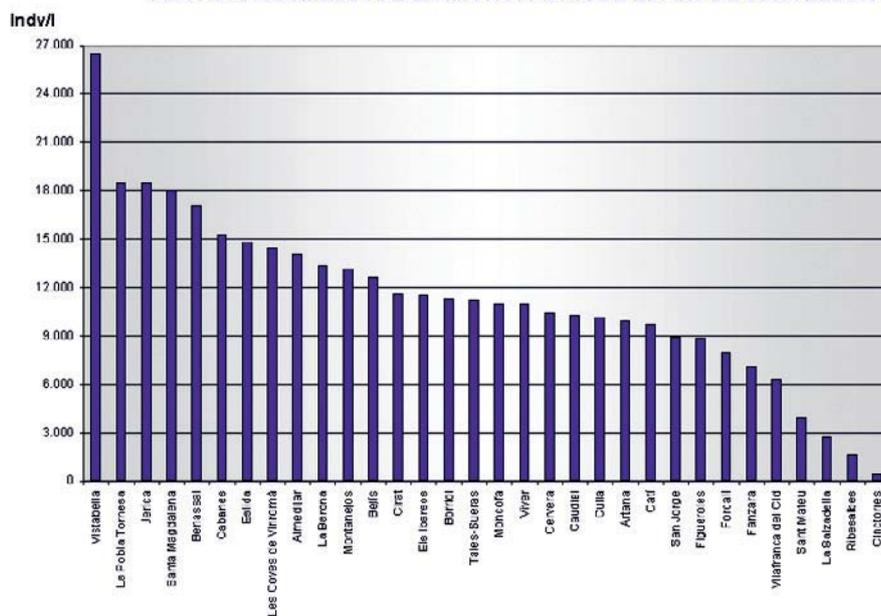


Figura 4.6. Abundancia media por EDARs de la microfauna (individuos por litro).

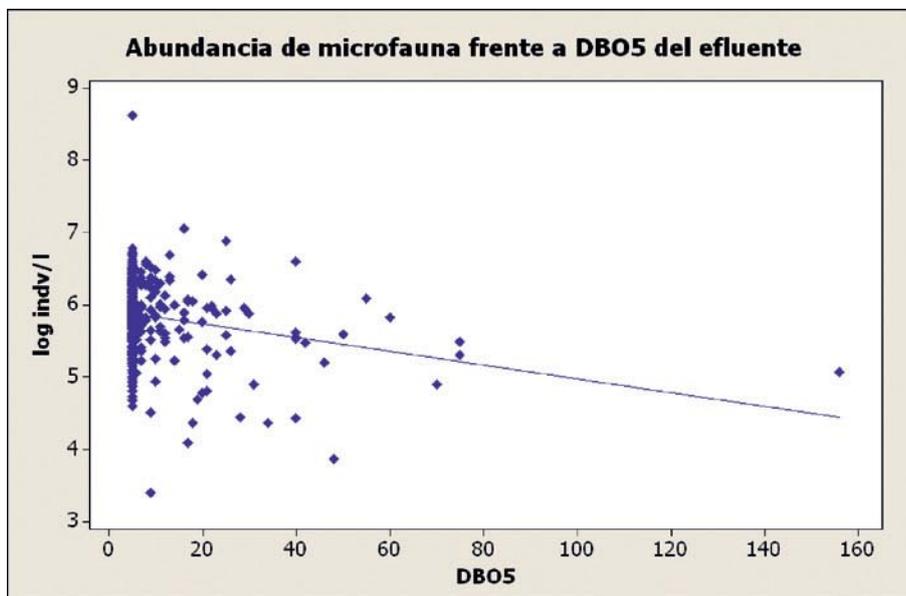


Figura 4.7. Representación de los puntos obtenidos por el par de datos formado por el logaritmo de la concentración de individuos por muestra frente a la DBO_5 del efluente de esta.

En la figura 4.7. se observa como (siguiendo la línea de tendencia) a menor concentración de microfauna mayor es la DBO₅ del efluente. Esto corrobora los postulados de Drakides (1978) y Madoni (1988, 1994) si bien observamos buena calidad de efluentes en muestras en las que la población se encuentra por debajo de 10⁶ indv/l.

Análisis de la biodiversidad

Tal y como comentábamos al principio del punto 4.4.2. no solo el tamaño de la población microfaunística aporta la información suficiente para establecer una relación directa tamaño vs. calidad del efluente. La estructura de la población completa la información necesaria para evaluar el ecosistema y establecer con mayores garantías la relación microfauna vs. calidad efluente.

Como podemos observar en la figura 4.8., el 97 % de la población de las EDARs de Castellón muestreadas son protozoos, siendo el 3 % restante micrometazoos.

Dentro de los protozoos destacar el predominio de la población de ciliados sésiles compuesta principalmente por peritricos bacterívoros (99 %) frente a la población de ciliados sésiles carnívoros (suctores 1 %).

La composición relativa de la microfauna evoluciona con la edad del fango. Con el envejecimiento del cultivo microbiano se produce la sucesión de poblaciones de protozoos apareciendo cuando las edades son altas los micrometazoos (especialmente rotíferos).

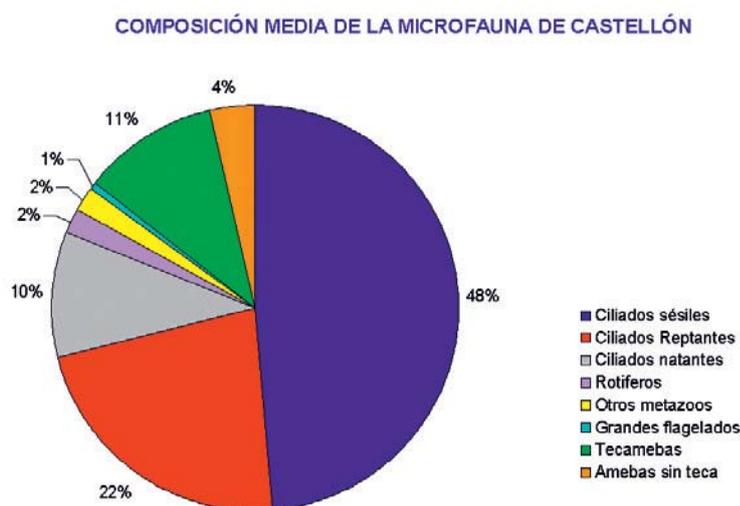


Figura 4.8. Composición porcentual media de la microfauna de los procesos de fangos activos muestreados en la provincia de Castellón.

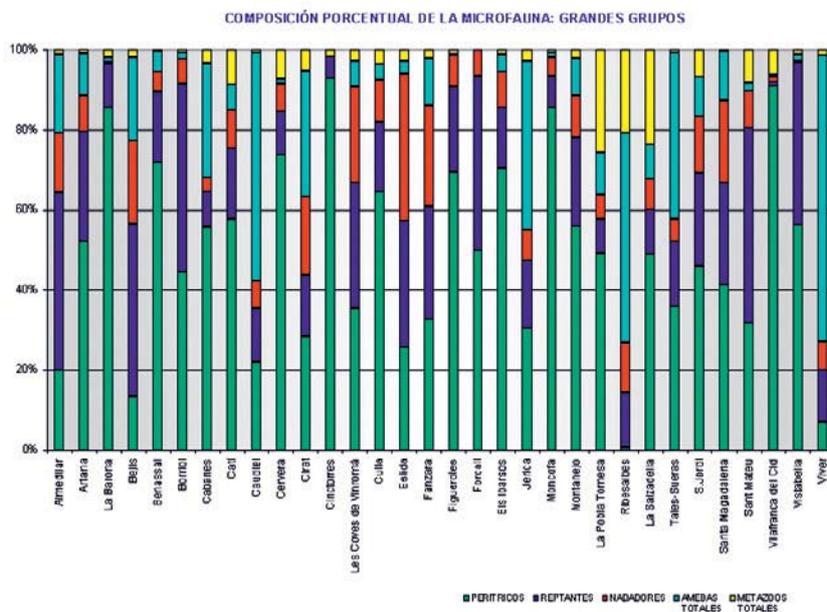
Dadas las características del proceso biológico (condiciones extremas) y la elevada tasa metabólica de los seres vivos que lo forman, la sucesión de poblaciones microbianas tiene lugar de una forma rápida y continua reflejando en la estructura poblacional los cambios que tienen lugar en el biotopo. Así pues, la microfauna reflejará en su composición y estructura, con mayor celeridad que lo haría la pérdida de calidad del efluente, que se ha producido un vertido o que la oxigenación del reactor es insuficiente.

Si bien aquí se recoge la composición media de la microfauna, cada EDAR, como biotopo único, tiene una composición característica propia, es más, en cada muestra se integran las condiciones operacionales de la EDAR en ese momento y por tanto la composición y estructura de la microfauna será singular para esas condiciones. Es lógico prever que las condiciones dentro de una misma EDARs variarán menos que las condiciones entre distintas EDARs pudiendo definir una estructura poblacional propia para la microfauna de cada EDAR.

En la figura 4.9. podemos observar la composición porcentual media de cada uno de los principales grupos de protozoos en cada una de las EDARs.

Destacar EDARs como Vilafranca del Cid en la que la población protozoaria se limita prácticamente a un cultivo de *Vorticella microstoma complex* o la EDAR de Ribesalbes en la que el grupo predominante es el de los Rizópodos (amebas).

Figura 4.9. Composición porcentual media de la microfauna por EDARs.



En general, la codominancia de los diferentes grupos de ciliados (sésiles, rep-tantes y móviles) aparece en EDARs con efluentes de gran calidad (Eslida, Les Coves de Vinromà, Jérica, etc.). La EDAR de Viver, con un efluente de gran calidad, presenta una microfauna en la que la dominancia es para el grupo de las tecamebas, en concreto *Euglypha sp.*

En esta gráfica observamos como existe una relación inversamente proporcio-nal entre la DQO y DBO_5 del efluente con respecto al número de especies pre-sentes en la muestra. Las EDARs con peor calidad de efluente presentan una menor biodiversidad.

Este efecto es especialmente apreciable en el valor de DBO_5 que recoge más selectivamente el correcto funcionamiento del proceso de oxidación biológica de la materia orgánica.

La EDAR con mayor número de especies halladas por término medio es la de Les Coves de Vinromà con 10,55 especies por muestra, le siguen instalaciones como Eslida (9,45 especies/muestra), Cabanes (8,90 especies/muestra) o Cirat (8,45 especies/muestra). Como término medio el número de especies halladas por muestreo es de 6,46 especies/muestra para todas las EDARs muestreadas.

Las EDARs con peor calidad de efluente se corresponden con las que pre-sentan una menor biodiversidad, así tenemos EDARs como Cinctorres (1,64 especies/muestra), Forcall (2,8 especies/muestra) o Vilafranca del Cid (3,22 es-pcies/muestra).

Figura 4.10. Nº de especies en-constradas como término medio en los muestreos vs. la DQO total y DBO_5 del efluente

