

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

El proceso de fangos activados ha sido el método adoptado tradicionalmente para la eliminación eficiente de la materia orgánica biodegradable del agua residual y para obtener un efluente con baja concentración de materia en suspensión (MES). Sin embargo, la elevada eutrofización provocada en las aguas receptoras, por el vertido de volúmenes crecientes de aguas residuales urbanas, ha llevado al desarrollo de procesos de eliminación conjunta de materia orgánica y de nutrientes. El fósforo y el nitrógeno presentes en el agua residual estimulan el crecimiento de algas y de otras formas de vida acuáticas fotosintéticas que aceleran la eutrofización del agua receptora, reducen significativamente la concentración de oxígeno disuelto en el agua y producen cambios indeseables de las poblaciones acuáticas.

Hasta mediados de los años 1960, el principal objetivo de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) era la reducción de la materia orgánica, de la materia en suspensión y de los organismos patógenos. A partir de los años 1970 comienza la construcción y la modificación de los sistemas de depuración para favorecer además la eliminación de nitrógeno y de fósforo. En los Estados Unidos, Luzack y Ettinger (1962) y Levin y Shapiro (1965) trabajaron con plantas convencionales de fangos activados explotadas en régimen de alta carga orgánica con objeto de eliminar nitrógeno. En 1972 Barnard modificó el diseño utilizado hasta entonces a fin de conseguir también la eliminación de fósforo. Durante el mismo año se construyó en Suráfrica la primera planta con estas características. Desde entonces se han desarrollado múltiples configuraciones para alcanzar la eliminación de nitrógeno y de fósforo. Sin embargo, no fue hasta mediados de los años 1980 cuando se consiguieron configuraciones capaces de eliminar eficientemente ambos nutrientes de forma simultánea.

Los beneficios de utilizar procesos de eliminación biológica de nutrientes (EBN) han sido analizados por numerosos investigadores (Randall *et al.*, 1992; Cloete, 1997). Los beneficios más importantes consisten en la reducción tanto de los requerimientos de oxígeno durante el tratamiento del agua como del volumen de fango producido y del crecimiento de organismos filamentosos, gracias a un efecto selector de las distintas etapas del proceso, así como en una mejora de la decantabilidad del fango.

Aunque el proceso de EBN ha sido ampliamente utilizado como una alternativa económica para la eliminación de nitrógeno y de fósforo del agua residual, es un proceso más complicado y sensible que los sistemas convencionales de fangos activados. Ello es debido a los numerosos factores que afectan su rendimiento, como por ejemplo las características del agua residual afluente al proceso, la temperatura y la concentración de nitrato y/o de oxígeno disuelto en los flujos de recirculación, entre otros.

La importancia de las características del agua residual afluente al proceso de depuración está siendo investigada desde mediados de los años 1980, con el fin de determinar su idoneidad para obtener la calidad buscada en el efluente y como exigencia para el control, la optimización y el desarrollo de nuevos procesos de tratamiento (Marais *et al.*, 1983). Randall *et al.* (1992) indicaron que es posible predecir de forma razonable las concentraciones de nitrógeno o de fósforo en el efluente, si se consigue caracterizar suficientemente el agua residual afluente. Del mismo modo, Janssen (1994) señaló que

una composición adecuada del agua residual, expresada mediante las relaciones DBO/P y DBO/N, es un prerrequisito para el buen funcionamiento de un proceso de EBN. Según Jenkins *et al.* (1993), puede considerarse que un agua residual contiene los nutrientes necesarios cuando su relación $DBO_5/N/P$ es como mínimo 100/5/1.

Se ha investigado el efecto de la composición orgánica del agua residual urbana (ARU), principalmente la DQO fácilmente biodegradable, los ácidos grasos volátiles (AGV) y el potencial de generación de dichos ácidos, sobre el funcionamiento de un proceso de EBN (Roeleveld y van Loosdrecht, 2002; Ginestet *et al.*, 2002; Wentzel *et al.*, 1985; Dold *et al.*, 1980; Henze *et al.*, 1987; Gujer *et al.*, 1999; Siebritz *et al.*, 1993; Gibson y Dold, 1993; Randall *et al.*, 1992). Según los estudios de diferentes investigadores (Oldham y Stevens, 1985; Pitman, 1991; Abu-ghararah y Randall, 1991; Danesh y Oleszkiewicz, 1997; Christensson, 1997) se requieren aproximadamente 20 mg AGV-DQO para eliminar 1 mg de fósforo. Generalmente las ARU no contienen esas cantidades de AGV, en particular cuando su concentración de DQO es baja.

La eliminación biológica de nutrientes (nitrógeno y fósforo) se puede conseguir modificando el proceso convencional de fangos activados, mediante la incorporación de zonas con o sin aireación que generan una secuencia de zonas anaerobias, anóxicas y aerobias. En el proceso de EBN se trata de mantener una población de microorganismos (bacterias, protozoos, hongos y rotíferos) permanentemente expuesta a esta secuencia de estados de aireación, de modo que sean capaces de degradar la materia orgánica presente en el agua residual a la vez que transformar y reducir los nutrientes. El tipo de microorganismos predominantes en cada caso será función de la naturaleza del agua tratada, de las condiciones ambientales y del diseño y la forma de explotación de la EDAR.

En un proceso de EBN, ciertas bacterias del líquido de mezcla asimilan materia orgánica a la vez que liberan fosfatos bajo condiciones anaerobias. En condiciones anóxicas (ausencia de oxígeno disuelto, pero presencia de nitratos) o aerobias, la materia orgánica es utilizada por las bacterias para su crecimiento, lo que promueve la asimilación de fósforo.

Con objeto de evaluar la eficacia de un proceso de EBN de flujo continuo para tratar aguas residuales domésticas con baja concentración de DQO biodegradable, así como para eliminar conjuntamente el nitrógeno y el fósforo del agua, se diseñó y construyó una planta experimental con la configuración del proceso Virginia Initiative Plant (VIP).

Al igual que otros procesos de EBN, el proceso VIP incluye una secuencia de zonas anaerobia, anóxica y aerobia, seguidas de un decantador secundario. Sin embargo, este proceso tiene la peculiaridad de que el fango recirculado desde el decantador (RF) se vierte al reactor anóxico y no directamente a la zona anaerobia, a fin de evitar la entrada de oxígeno a éste último, como ocurre en los procesos A^2O o Bardenpho. Igualmente, el líquido de mezcla nitrificado (R_{AE}) se recircula al reactor anóxico, mientras que el líquido de mezcla desnitrificado (R_{AX}) se recircula a razón de una a dos veces el caudal afluente (Q a $2Q$) desde la zona anóxica hasta el inicio del reactor anaerobio. Las recirculaciones R_{AE} y RF utilizadas oscilan entre $1Q$ y $2Q$ y entre $0,5Q$ y $1Q$, respectivamente, siendo Q el caudal afluente. Esta estrategia operativa tiene como objeto mejorar las condiciones de funcionamiento de la zona anaerobia, reduciendo la aportación de nitratos a la misma, ya que el R_{AX} contiene una concentración de nitratos menor que el RF.

El volumen conjunto de las zonas anaerobia y anóxica constituyen entre un 30 y un 50% del volumen total del reactor. La zona anaerobia se diseña normalmente con un tiempo de contacto entre 0,9-2,0 horas respecto al caudal afluente. Mientras que el valor

más bajo es aconsejable para aguas sépticas con un alto contenido en DQO soluble, el valor superior se emplea con aguas de bajo contenido en DQO soluble, permitiendo que parte de la materia orgánica particulada se transforme en soluble por fermentación (Sedlak, 1991). Los reactores anóxico y aerobio se diseñan con un tiempo de retención hidráulico (TRH) entre 1-2 horas y entre 4-8 horas, respectivamente (Neethling, 1995).

La eliminación de fósforo en un proceso VIP se consigue mediante la selección natural de bacterias especializadas en cada tanque. En la zona anaerobia se desarrollan bacterias capaces de liberar ciertas cantidades de fosfatos (15 a 30 mg P/L) de la biomasa (HRSD, 1991), a la vez que consumen una porción de materia orgánica soluble fácilmente biodegradable (Sedlak, 1991; Muyima *et al.*, 1997). En la zona aerobia, estas mismas bacterias metabolizan los compuestos orgánicos almacenados durante la fase anterior, utilizándolos como fuentes de energía y de carbono para el crecimiento celular y para la acumulación de polifosfatos a partir de los ortofosfatos disponibles en el líquido de mezcla. La cantidad de fosfatos incorporados en las células (8% en peso del líquido de mezcla) durante esta etapa sobrepasa la cantidad de fosfatos disueltos durante la anaerobiosis (HRSD, 1991). El fósforo acumulado en la biomasa celular se elimina mediante la purga de fangos.

La eliminación biológica del nitrógeno se consigue por dos procesos sucesivos, la nitrificación y la desnitrificación. En la nitrificación, el amoníaco es oxidado a nitritos y a nitratos en condiciones aerobias. Durante la desnitrificación, y en condiciones anóxicas, los nitratos y los nitritos son utilizados por las bacterias heterótrofas facultativas como aceptores finales de electrones para la respiración celular. El resultado final de todo ello es la producción de nitrógeno gas que se escapa a la atmósfera, así como el consumo de carbono orgánico biodegradable (Aravinthan *et al.*, 2000; Drysdale *et al.*, 2000). El agua residual afluente debe contener suficiente carbono orgánico para permitir la desnitrificación y establecer una población de bacterias capaz de realizar la eliminación biológica de fósforo (Brinch *et al.*, 1994).

Un beneficio adicional de la configuración VIP es que ofrece la posibilidad de que las zonas anaerobias y/o anóxicas funcionen como selectores biológicos, reduciendo así el crecimiento de organismos filamentosos, responsables principales del efecto indeseable provocado por un esponjamiento del fango o bulking (Randall *et al.*, 1992).

Teniendo en cuenta estas circunstancias, así como los medios disponibles en el laboratorio de Ingeniería Ambiental del Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la Universidad Politécnica de Cataluña, se ha desarrollado la presente tesis doctoral, centrada básicamente en dos aspectos: 1) la caracterización y la disponibilidad de las fuentes de carbono presentes en el ARU y 2) la optimización de la eliminación biológica de nutrientes en el tratamiento de un ARU de baja carga orgánica mediante un proceso de EBN de flujo continuo. Los objetivos de esta tesis doctoral se detallan en el Capítulo 2 de este documento.