

# Eliminación de fósforo en las aguas residuales

E.Ronzano y J.L. Dapena

## INTRODUCCIÓN

El fósforo favorece la eutrofización. Se ha demostrado que la ausencia de este elemento es más importante que la del nitrógeno para limitar el crecimiento de las algas planctónicas, especialmente en algunos tipos (algas «azules-verdes»), capaces de fijar el nitrógeno atmosférico.

En este capítulo pasaremos revista a los diferentes métodos de eliminar el fósforo en las aguas residuales, así como a las condiciones de diseño de las diversas técnicas utilizadas.

## FÓSFORO EN LA VIDA BIOLÓGICA

El fósforo es un elemento esencial para la vida biológica, tanto para los organismos inferiores como para los de estructuras más complejas. Además, el papel del fósforo en la *vida* es de gran complejidad, ya que interviene en la formación de múltiples constituyentes de las células. En particular citaremos:

- *La membrana* citoplasmática, así como el ADN.
- *Las enzimas* denominadas *transferasas*: ADP (adenoxina-difosfato) y ATP (adenoxina-trifosfato) que tienen la propiedad de almacenar o devolver energía, pasando de una forma a otra:



- *Las enzimas polifosfatasas-kinasas*, las cuales pueden almacenar o restituir los polifosfatos.

## FÓSFORO DE LAS AGUAS RESIDUALES

### Concentraciones

Con objeto de no tener en cuenta la dilución más o menos elevada de las aguas

residuales, es conveniente relacionar la concentración de fósforo con la de la DBO<sub>5</sub>. Un examen de diversos estudios manifiesta que la relación P/DBO<sub>5</sub> varía del 3,2% al 6,6 %, en el caso de aguas residuales con predominio de urbanas (ARU). Por ejemplo:

- USA (manual WPCF): .....5 %
- Suecia: .....4 %
- Alemania (media de 94 instalaciones): ....6,6 %
- Francia (media pequeñas instalaciones): ..4,4 %
- Francia (ciudad de París): .....3,7 %
- Sudáfrica: .....3,2-4,5 %

Vemos que el valor más probable se sitúa alrededor del 4,5 %, dato que podemos utilizar en ausencia de valores más precisos.

En consecuencia, la carga de fósforo aportada por habitante podemos estimarla en 3 ó 4 g/día.

### **Origen y composición**

Se estima que por lo menos el 85 % del fósforo vertido y aportado al medio ambiente procede de la red de colectores de las ARU, suponiendo un nivel de vida adecuado con instalaciones sanitarias completas. Esta fracción proviene de los desechos humanos y de los detergentes. La agricultura es la causante del 15% restante, siendo su influencia relativamente pequeña, debido a que, al contrario que en el caso de los nitratos, el fósforo se absorbe y se almacena bien en el suelo.

El fósforo aparece como fosfato en las formas siguientes:

- *Ortofosfatos solubles*: Fácilmente precipitables, pueden proceder directamente de los vertidos o del resultado de una degradación en el proceso del tratamiento de los polifosfatos orgánicos o inorgánicos.
- *Polifosfatos*: Orgánicos o inorgánicos, que pueden bien degradarse en ortofosfatos, o bien permanecer inertes. A su vez pueden estar en solución o en suspensión más o menos sedimentable.

La relación entre estas diversas formas es muy variable, y no se pueden proporcionar datos demasiado concretos:

- En una ARU bruta, los ortofosfatos pueden representar del 15 % al 35% de los fosfatos totales.
- En las ARU decantadas, la proporción aumenta en un 5% a un 10%.
- En una ARU con tratamiento secundario (biológico), la fracción de ortofosfatos llega a alcanzar el 50% o incluso el 90%.
- Si comparamos las formas inorgánicas y orgánicas, estas últimas representarían del orden de un 30%.

### **Fracción sedimentable**

Sólo una reducida fracción de los fosfatos (en su mayoría de origen orgánico) es sedimentable. Esta fracción se estima normalmente entre el 5 y el 15 % del total. En una primera estimación, podemos considerar el 10% como valor razonable.

## FÓSFORO DE LOS FANGOS

### Fangos primarios

Anteriormente hemos estimado en el 10% la fracción del P sedimentable y por lo tanto incluida en los fangos primarios.

### Fangos en exceso

La fracción del fósforo asimilada por los fangos activados se puede a su vez dividir en dos partes:

a) Contenido en las *materias volátiles inertes*, bien como residuos de la endogénesis o bien preexistentes en el agua decantada. Se puede admitir para esta fracción:

$$P = 1,5\% \text{ MSA}_{vi}$$

Siendo  $\text{MSA}_{vi}$  = fracción volátil de las materias inertes en suspensión de la cuba de aeración.

b) Contenido en la *masa activa*:

$$P = P_a \cdot \text{MSA}_a$$

Siendo  $\text{MSA}_a$  = fracción activa de las materias en suspensión de la aeración.

$P_a$  = Contenido en fósforo de la materia activa.

Según Marais, se puede estimar  $P_a$  en:

3 %: Para un reactor biológico completamente *aerobio*.

6 %: Para un reactor biológico aerobio con zona anoxia en cabeza.

Del 6 al 35 %: Para un reactor aerobio con zonas anaerobia y anoxia en cabeza.

Se admite que la asimilación del fósforo es *normal* para valores de  $P_a$  comprendidos entre el 3 y el 6%; por encima de estos valores se la considera como una *extra-asimilación (Luxury uptake)*, que veremos con detalle más adelante.

La *masa activa residual* producida por la eliminación de 100 g de DBO<sub>5</sub> puede expresarse por la relación:

$$\text{MSA}_a = ( 71 / ( 1 + 0,16 \text{ SRT} ) ) \text{ g (8)}$$

(siendo  $\text{SRT}$  la edad del fango en días)

La masa de fósforo contenida en esta fracción es por lo tanto:

$$P - \text{MSA}_a = P_a \cdot 71 / ( 1 + 0,16 \text{ SRT} ) \text{ (60)}$$

La masa volátil inerte es la suma de:

a) *Los residuos de la endogénesis*, que se estiman en el 20% de la masa activa eliminada:

$$\text{MSAvi} = 0,2 \cdot 71 \cdot 0,16 \text{ SRT} / (1 + 0,16 \text{ SRT}) = 2,27 / (0,16 + 1 / \text{SRT})$$

b) *Las pre-existentes*. En un agua decantada se puede estimar que:

$$\text{MS} / \text{DBO} = 0,73$$

Consideramos que el 20% de estas materias son volátiles inertes. Por consiguiente, a una DBO<sub>5</sub> de 100 g se le puede asociar un MSAvi de:

$$100 \cdot 0,73 \cdot 0,20 = 15 \text{ g}$$

Para el conjunto tendremos:

$$\text{MSAvi} = (2,27 / (0,16 + 1 / \text{SRT})) + 15 \text{ g}/100 \text{ g DBO}_5$$

De acuerdo con el valor estimado del 1,5 %, la fracción de fósforo en las materias volátiles inertes es:

$$\text{P MSAvi} = 0,034 / (0,16 + 1 / \text{SRT}) + 0,225 \text{ (61)}$$

Es muy importante distinguir entre masa inerte y masa activa, puesto que el tratamiento posterior de los fangos actúa de forma diferente sobre las dos fracciones.

*Inertes*: permanecen estables y el fósforo queda incluido en los fangos.

*Activas*: una digestión anaerobia o una estabilización aerobia producen la estabilización de la masa activa, de la cual sólo subsistirán los residuos inertes. El fósforo desprendido retornará a cabeza de la instalación. En este caso se puede considerar que *SRT* es igual a infinito.

### Fangos frescos y digeridos

El fósforo realmente eliminado es el contenido en los fangos que salen de la planta de tratamiento. Según haya o no retorno del fósforo a cabeza de la estación, se pueden considerar dos casos.

*Fangos frescos*: no estabilizados o estabilizados o digeridos para su utilización en forma líquida en agricultura, o bien deshidratados con reactivos minerales (cal y cloruro férrico). En los dos casos no hay rebose de la digestión a cabeza de la planta.

*Fangos digeridos o estabilizados*: con deshidratación mediante reactivos orgánicos.

Para facilitar los cálculos se ha confeccionado la Tabla 7.2 en la que se recogen las ecuaciones 60 y 62. Gráficamente se representan los resultados en la Figura 7.1.

La ecuación 60 se plantea para los dos límites usuales para el contenido en fósforo de la materia activa (3 % y 6%). La relación MS/DBO se ha tomado 0,73.

**Tabla 7.1**

		Baja Carga	Alta Carga
- EDAD DEL FANGO SRT	Días	15	3
- P DE LOS FANGOS:			
• PRIMARIOS: (13,5 - 12,1)	mg/l	1,4	1,4
• EXCESO:			
a) Masa activa residual:			
$2 \times \frac{Tl}{1 + 0,16 SRT} \times Pa (Pa = 0,03 : 0,06)$	mg/l	1,3-2,5	2,9-5,8
b) Masa inerte			
$2 \times \left( \frac{0,034}{0,16 + \frac{1}{SRT}} + 0,255 \right)$	mg/l	0,8	0,6
c) Inerte digeridos (SRT = )	mg/l	0,9	0,9
- PRODUCCIÓN DE FANGOS			
• PRIMARIOS	MS g	200	200
	MVg	100	100
• EXCESO	MS g	136	180
	MVg	92	136
• FRESCOS	MS g	336	380
	MVg	192	236
• DIGERIDOS (50% MV)	MS g	240	262
- PROPORCIÓN DE P EN LOS FANGOS			
• FRESCOS	%	1-1,4	1,3-2
• DIGERIDOS DESHIDRATADOS			
CON FLOCULANTE MINERAL	%	1,5-2	1,9-3
CON FLOCULANTE ORGÁNICO	%	1	0,9

## EJEMPLO

Sea un agua de las siguientes características:

- DBO<sub>5</sub> agua bruta: 300 mg/l, DBO<sub>5</sub> agua decantada: 200 mg/l.
- P agua bruta: 13,5 mg/l, P agua decantada: 12,1 mg/l.

**Tabla 7.2**

### CONTENIDO EN FÓSFORO DE LOS FANGOS ACTIVADOS ASIMILACIÓN NORMAL

$$Pa = 3\% \text{ y } 6\% \text{ P/MSA activa}$$

g de P para 100 g de DBO<sub>5</sub> ( MS / DBO<sub>5</sub> = 073)

SRT días	Inerte *	3%		6%	
		Activa **	Total	Activa	Total
0	0,22	2,13	2,35	4,26	4,48
1	0,25	1,84	2,09	3,67	3,92
2	0,28	1,61	1,89	3,23	3,51
3	0,29	1,44	1,73	2,88	3,17
4	0,31	1,30	1,61	2,60	2,91
5	0,32	1,18	1,50	2,37	2,69
6	0,33	1,09	1,42	2,17	2,50
8	0,34	0,93	1,27	1,87	2,21
10	0,36	0,82	1,18	1,64	2,00
12	0,36	0,73	1,09	1,46	1,82
15	0,38	0,63	1,01	1,25	1,63
20	0,39	0,51	0,90	1,01	1,40
25	0,40	0,43	0,83	0,85	1,25
INF	0,44	0,00	0,44	0,00	0,44

$$* 0,034 / (0,16 + 1 / \text{SRT}) + 0,225$$

$$** ( 71 / (1 + 0,16 \text{ SRT}) ) Pa$$

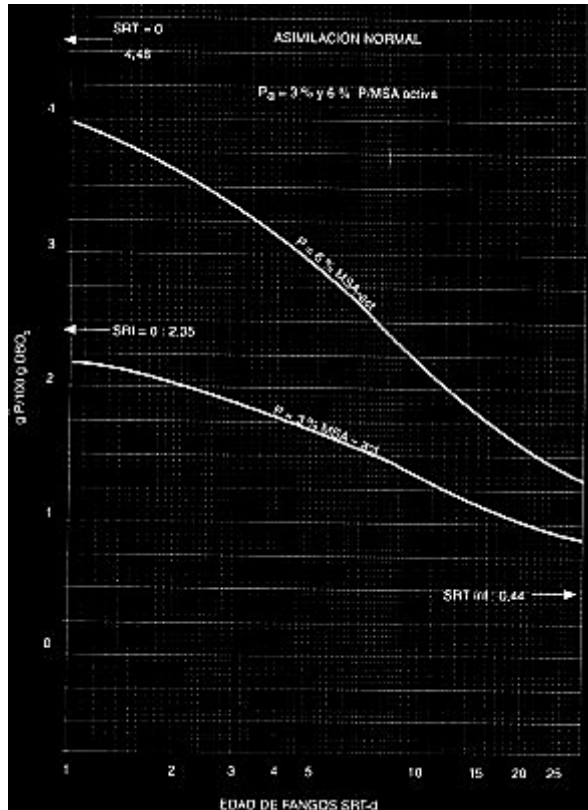
- MS agua decantada 200 mg/l.

El estudio se hace para dos posibles tratamientos biológicos, a baja carga y a media carga. El cálculo de los fangos en exceso se realiza según los valores de la Tabla 4.1. Se supone un volumen de agua tratada de 1 m<sup>3</sup>/día.

Las recomendaciones suizas (Ref. 110) para la utilización de fangos digeridos dan el valor:

$$P/MS = 2,4\% \text{ (en } P_2O_5) \text{ o } P/MS = 1,05\% \text{ en } P$$

Un estudio sobre la composición de Tos fangos dio los resultados siguientes:



**Figura 7.1.** Fósforo de los fangos activados.

- Fangos frescos, .....P/MS 1,3 / 3,5 %
- Fangos digeridos, .....P/MS 0,9 / 3 %

Estos valores proceden en su mayoría de instalaciones de media carga, caracterizadas en general por una edad del fango de 3 días.

### CONTENIDO EN FÓSFORO DEL AGUA TRATADA

La masa de fósforo contenida en el agua tratada es la del agua bruta deduciendo la fracción incorporada en los fangos, y «realmente» saliente de la planta de tratamiento. En el ejemplo anterior hemos visto que, para una  $DBO_5$  del agua bruta de 300 mg/l, se podía estimar la concentración de P en el 4,5 % de dicha  $DBO_5$ , es decir 13,5 mg/l. Según las diferentes soluciones estudiadas, los fangos pueden extraer entre 2,2 y 8,1 g, es decir del 16 al 60% con respecto a la concentración de entrada. Para conseguir en el agua tratada una concentración de 1 a 2 mg/l de P, exigida algunas veces en las condiciones de vertido al medio natural, es necesario recurrir a un tratamiento especial, que es uno de los componentes del proceso denominado *tratamiento terciario*. Este tratamiento terciario puede realizarse:

- a) Mediante precipitación química.
- b) Por una extra-asimilación del fósforo en los fangos activos.

c) Por un procedimiento combinado de precipitación química y extra-asimilación.

## **FACTORES QUE INFLUYEN EN LA ASIMILACIÓN DEL FÓSFORO EN LOS FANGOS ACTIVADOS**

### **Edad del fango**

Anteriormente hemos visto que la cantidad de fósforo asimilada por los fangos activados depende de la masa activa, la cual a su vez es función de la edad del fango.

### **Concentración de fósforo en el agua**

Según estudios efectuados por Morgan y Frun (Ref. 1), el contenido en fósforo del agua a tratar influye en su asimilación por los fangos activados. En el mismo estudio se muestra la influencia del contenido en fósforo sobre el rendimiento de depuración. Hemos anotado los resultados, convirtiendo la DQO en DBO<sub>5</sub> sobre la base: DQO = 1,6 DBO<sub>5</sub>, puesto que se trata de un agua residual sintética, y admitiendo, por la misma razón, que los fangos son completamente volátiles.

La Figura 7.2 muestra:

- El rendimiento de eliminación del TOC en %.
- La concentración del fósforo en los fangos en % de P/MV.
- La concentración de fósforo en el agua tratada en mg/l.

Todos estos valores se expresan para concentraciones crecientes de P en el agua a tratar, dadas por la relación P/DBO<sub>5</sub>.

En la Figura 7.2 se pueden definir tres zonas, A, B y C:

#### **Zona A: $0,1 < \text{gP}/100\text{g DBO}_5 < 0,7$**

- En esta zona no hay fósforo en el agua tratada.
- La proporción de fósforo en los fangos crece linealmente, pero no en proporción del P en el agua bruta, puesto que también crece la producción de fangos.
- La influencia sobre el rendimiento de eliminación del TOC es más o menos importante, y los resultados son muy imprecisos.

#### **Zona B: $0,7 < \text{gP}/100\text{g DBO}_5 < 2,7$**

- La concentración del fósforo en el agua tratada crece linealmente.
- La concentración del fósforo en los fangos continúa creciendo, pero cada vez menos, hasta hacerse casi asintótica al final de la zona.
- La influencia sobre el rendimiento en la eliminación del TOC es cada vez menor, hasta que al final desaparece.

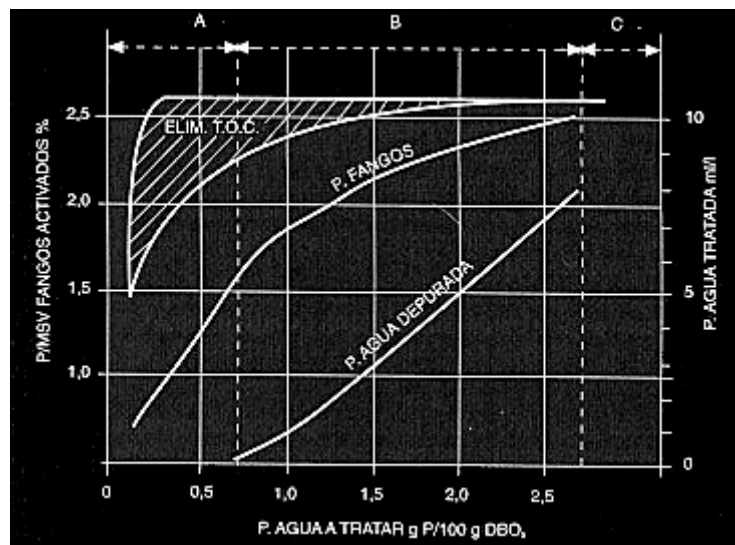
#### **Zona C: $\text{gP}/100 \text{ g DBO}_5 > 2,7$**

- La concentración en fósforo del agua tratada continúa creciendo.
- La proporción de P en los fangos se mantiene constante.
- No hay influencia sobre el rendimiento de eliminación de la contaminación (TOC).



Se puede observar:

- El 2,5 % de P en las MSA volátiles corresponde aproximadamente al 3 % de P en la MSA activa, (la planta piloto funcional a alta carga; *SRT* de 1 a 2 días). Este valor del 3 % es el que nosotros habíamos adoptado en instalaciones sin desnitrificación.
- Los límites de las zonas consideradas se encuentran muy próximos a los de otro estudio similar (Ref. 2).
- En un agua residual normal, en la cual  $P/DBO_5$  es del orden del 5 al 7 %, el fósforo nunca es limitante para el rendimiento de depuración, y su asimilación en los fangos es máxima.



**Figura 7.2.** Asimilación del fósforo en los fangos activados. <Ref 1 Morgan y Frun.>

### Reactor anóxico

Ya habíamos comentado que un reactor anóxico en cabeza de la instalación consigue aumentar la asimilación del fósforo (Ver pág. 137).

### Índice de fangos IM

Algunos estudios han demostrado que existe una relación entre la asimilación del fósforo y el I.M. Un I.M. bajo aumenta la concentración del fósforo en los fangos. Pero realmente es una relación de consecuencia, puesto que los factores que favorecen la asimilación son los mismos que producen la disminución del índice de fangos T.M.

### Asimilación normal y extra-asimilación

Hemos considerado que, en una instalación convencional, con o sin reactor anóxico, la concentración de fósforo en los fangos activados, con relación a la materia volátil, varía del 2 al 3%.

En algunos casos muy particulares, debido a una cualidad especial del agua residual o

en las instalaciones previstas especialmente para la eliminación biológica del fósforo, la relación anterior puede aumentar hasta el 10% o más. En estos casos favorables, casi la totalidad del fósforo puede eliminarse con los fangos, consiguiéndose concentraciones muy bajas de P en el agua tratada. De ahí que la asimilación del fósforo no pueda considerarse normal y suele denominarse *extra-asimilación* (*Luxury uptake* en la literatura anglosajona).

## Condiciones para la obtención de una extra-asimilación

### A) HISTORIAL

Hacia los años 1955-1960, las investigaciones demostraron que una aeración intensa conseguía aumentar la asimilación del fósforo en los fangos activados. Sin embargo, los altos tiempos de retención y consumos de energía hacían inviable el proceso. En 1974, Barnard demostró que una sucesión de anaerobiosis y aerobiosis conseguía que el proceso fuese económicamente aceptable.

### B) EXPLICACIÓN DEL FENÓMENO

Aun habiendo tantas hipótesis como institutos de investigación que han estudiado el problema, el fenómeno descrito por Barnard está todavía mal explicado y sin conocimiento claro.

Como recordatorio vamos a resumir la hipótesis denominada *acinetobacter*, que es la más aceptada actualmente por los científicos.

- La cepa bacteriana *acinetobacter* tiene dos particularidades que son específicas de la misma:
- Su crecimiento se favorece por la alternancia de fases anaerobias y aerobias.
- Puede absorber ácidos grasos y almacenarlos bajo la forma PHB (poli-B - hidroxibutirato).

En fase *anaerobia*, la energía necesaria para la síntesis es suministrada por la hidrólisis de los polifosfatos con desprendimiento del fósforo al líquido. En fase *aerobia* el PHB se metaboliza normalmente y la energía liberada sirve para almacenar los polifosfatos.

### C) REACTOR ANAEROBIO

Este reactor no debe contener ni oxígeno disuelto ni nitratos, o al menos si los contiene debe ser en concentraciones despreciables. En una instalación convencional puede alimentarse directamente por el agua decantada o bruta y por la recirculación de fangos activados (ausencia de nitrificación). Sin embargo, en una instalación en la que se realice nitrificación, es preciso que los fangos activados recirculados hayan sufrido previamente una desnitrificación en un reactor anóxico. De aquí surge la necesidad de un circuito de recirculación auxiliar, con licor desnitrificado obtenido a la salida de la cuba anóxica.

### D) FACTORES QUE INFLUYEN EN LA EXTRA-ASIMILACIÓN

a) DBO<sub>5</sub> rápida (DBO<sub>5r</sub>). «DBO<sub>5</sub> rápida», es la abreviatura de «DBO<sub>5</sub> rápidamente biodegradable»; cuanta más cantidad exista en el reactor anaerobio, mayor será el fósforo que pueda ser asimilado por los fangos activados y evacuado con éstos.

- *Factor de propensión*

Marais ha definido un nuevo factor:

Pf = Factor de propensión.

Entendemos por *propensión* la tendencia o *propensión* a asimilar el fósforo. Este factor se utilizará posteriormente para determinar la fracción del fósforo contenida en la masa activa de los fangos. Según los parámetros de Marais, con conversión de DQO en DBO<sub>5</sub> resulta:

$Pf = (DBO_{5ran} - 13) f_{xa}$ .

Pf = factor de propensión en mg/l de DBO<sub>5r</sub>.

DBO<sub>5ran</sub> = concentración de DBO<sub>5</sub> rápidamente degradable contenida en el reactor anaerobio en mg/l.

f<sub>xa</sub> = fracción de fangos activados en fase anaerobia con relación a la masa total de fangos (anaerobia + anoxia + aerobia).

- *Estimación de la DBO<sub>5ran</sub>*

- La DBO<sub>5</sub> rápida del agua decantada puede estimarse como valor medio en:

$DBO_{5r} = 0,33 DBO_5$  (disuelta)

- La presencia de oxígeno y de nitratos, aun en bajas concentraciones, arrastra un consumo de DBO<sub>5r</sub> que hay que deducirlo del que entra en el reactor anaerobio. Se estima:

· 1 g de oxígeno consume: 1,6 g de DBO<sub>5r</sub>

· 1 g de nitratos consume: 4,6 g de DBO<sub>5r</sub>

Tomando adecuadas precauciones para limitar la entrada de oxígeno y de nitratos en el reactor anaerobio, se pueden estimar las concentraciones entrantes en:

· Oxígeno contenido en el agua decantada y en el licor recirculado: 1 mg/l

· Nitratos en el licor recirculado: 1 mg/l

Por consiguiente, es preciso deducir de la DBO<sub>5r</sub> del agua decantada: (tasa de recirculación = 1)

$3,2 + 4,6 = 8 \text{ mg/l}$  (aprox.)

Considerando la tasa de recirculación  $R = 1$ , y debido a que el licor recirculado no contiene DBO<sub>5</sub> rápida, la concentración en DBO<sub>5ran</sub> (en el reactor) será por consiguiente la DBO<sub>5r</sub> del agua decantada, previa deducción de los consumos parásitos, dividida por 2, es decir:

$$- DBO_{5r} = 0,33 DBO_5$$

$$- DBO_{5ran} = 0,17 DBO_5 - 4 \quad (62)$$

El factor de propensión definido por Marais puede expresarse entonces:

$$Pf = (0,17 \text{ DBO}_5 - 17) f_{xa} \text{ (en mg/l de DBO}_5) \text{ (63)}$$

- *Valor límite inferior de la DBO<sub>5</sub> disuelta*

Para que se produzca una extra-asimilación, es decir, superior a 0,06 g de P por g de masa activa, es preciso que Pf sea positivo, aproximadamente:

$\text{DBO}_5 > 125 \text{ mg/l}$  (recordamos que nos estamos refiriendo a DBO<sub>5</sub> disuelta)

Este valor límite podrá ser inferior, si el agua decantada contiene una fracción de DBO<sub>5r</sub> superior al 33 % que hemos admitido como valor medio, o incluso superior por la razón opuesta.

- *Aumento del factor de propensión*

Es siempre útil, y a veces indispensable, aumentar la DBO<sub>5</sub> rápida. Uno de los procedimientos, sugerido por el profesor Marais, puede ser la utilización de la «fermentación ácida» de los fangos frescos primarios. En efecto, esta fermentación transforma una parte de la fracción orgánica de los fangos en ácidos volátiles y otros compuestos volátiles solubles. El fango espesado se envía al tratamiento general de fangos, y el sobrenadante al reactor anaerobio, previo tamizado o decantación. Es posible, pero impensable económicamente, añadir contaminación fácilmente degradable de origen externo como el metanol o ácido acético, tal como se hace para la desnitrificación biológica del agua potable.

Una de las mejores fuentes de contaminación rápidamente degradable es el agua residual agroalimentaria. Dichas aguas presentan generalmente una fracción importante de este tipo de contaminación y muy poco contenido en fósforo. Marais señala una referencia en que la conexión posterior de un vertido, procedente de una fábrica de levaduras, mejoró notablemente el funcionamiento de la estación depuradora, principalmente respecto a la eliminación de nutrientes: medias de 0,36 mg/l de P y de 4,3 mg/l de N total (NTK + NO<sub>3</sub>) en el agua tratada.

b) *Fracción de fangos en anaerobiosis*

En el supuesto de que el factor de propensión sea positivo, puede aumentarse actuando sobre  $f_{xa}$ , es decir, sobre la fracción de fangos en fase anaerobia.

Aparte de consideraciones económicas, la fracción de fangos en anaerobiosis a añadir a la anóxica no debe sobrepasar el 50-60%.

En el sistema UCT que proponemos, y que estudiaremos posteriormente, el licor desnitrificado recirculado se mezcla con el agua a tratar, y, debido a esto, la concentración de fangos activados en el reactor anaerobio es del orden de la mitad que en los demás reactores de anoxia y nitrificación. Esto supone que una fracción de fangos del 15 % significa en volumen una fracción del 30 %

Los valores recomendados por Marais son los siguientes:

$\text{DBO}_5$  (disuelta) < 135 mg/l; ..... $f_{xa}$ : 0,20 a 0,25

135 mg/l < DBO<sub>5d</sub> < 230 mg/l;...fxa: 0,15 a 0,20  
DBO<sub>5d</sub> > 230 mg/l;.....fxa: 0,10 a 0,15

#### E) FRACCIÓN DE FÓSFORO EN LOS FANGOS ACTIVADOS

Llamamos Pa a la fracción de fósforo contenida en la masa activa de los fangos activados.

$$Pa = g P/g MSAa$$

Siendo MSAa las materias en suspensión activas en aeración.

Según Marais, Pa y Pf están relacionadas por la expresión:

$$Pa = 0,35 - 0,29 e^{-0,4 Pf} \text{ (Pf en mg/l de DBO)} \quad (64)$$

Se observa que, para un factor de propensión alto, por ejemplo 10 mgll, Pa alcanza prácticamente su máximo valor de 0,35 g/g.

- Para Pf = 0; Pa es igual al mínimo valor de 0,06 g/g.

- Para Pf negativo se adopta un valor nulo.

Podemos igualmente expresar la fracción del fósforo asimilado en los fangos activos con relación a la DBO<sub>5</sub> eliminada.

La producción de masa activa, teniendo en cuenta la endogénesis, se expresa por:

$$MSAa = 0,71 / (1 + 0,16SRT) \quad (8)$$

en la que:

MSAa: g de MSAa/g DBO<sub>5</sub>.

SRT: edad del fango en días.

La relación 64 queda:

$$PD = (0,35 - 0,29 e^{-0,40 Pf}) \cdot 71 / (1 + 0,16 SRT) \quad (65)$$

siendo:

PD: masa de fósforo asimilada en g por 100 g de DBO eliminada.

En la Figura 7.3 se representa la ecuación (65) en función de la edad del fango y para diversos valores del factor Pf. También se indica la concentración normal de P en el agua decantada, basada en una relación del 4-5 % de P/DBO en el agua bruta.

Observando dicha figura se deduce:

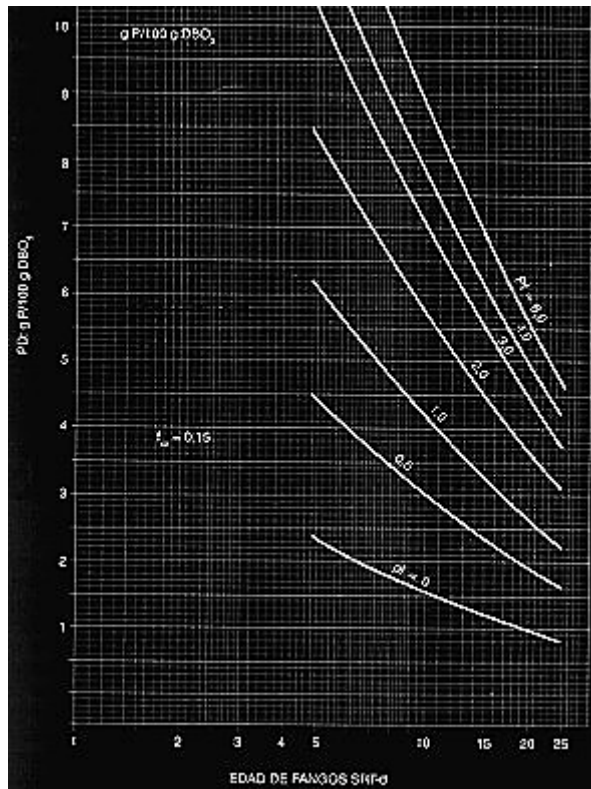
a) Con una edad del fango de 15 días y fxa = 0,15, para conseguir que la totalidad del fósforo se incorpore a los fangos, es preciso que Pf esté comprendido entre 3,0 y 6,0 mg/l de DBO<sub>5</sub>. Ahora bien, estos valores de Pf se consiguen sólo con aguas relativamente concentradas: de 220 a 235 mg/l de DBO<sub>5</sub> disuelta, o 330 a 500 mg/l de DBO<sub>5</sub> total.

b) La dilución de la contaminación y/o una baja fracción de la DBO<sub>5</sub> rápida son los factores que impiden una correcta eliminación biológica del fósforo.

c) Existe una oposición entre las condiciones necesarias para una buena nitrificación (edad del fango alta) y una buena eliminación del fósforo, que necesita una edad del fango baja. Ante esta contradicción, normalmente se favorecen las condiciones de la

nitrificación, puesto que siempre es posible completar la eliminación biológica del fósforo con una adición de reactivos.

d) Para simplificar, hemos despreciado el fósforo contenido en la materia orgánica inerte, como habíamos tenido en cuenta en la página 137. Pero en el caso de extraasimilación, este fósforo sólo representa del orden de 0,4 g de P/100 g DBO<sub>5</sub> con edades del fango de 15 a 20 días, es decir, el 7 % del valor obtenido para estas mismas edades y un factor de pensión de 3 a 4 mg/l de DBO<sub>5</sub>.



**Figura 7.3.** Asimilación del fósforo en los fangos activados.

## F) EJEMPLO DE CÁLCULO

Sea un agua residual de las siguientes características:

- DBO<sub>5</sub> agua bruta: 300 mg/l
- DBO<sub>5</sub> agua decantada: 200 mg/l
- P agua bruta: 13,5 mg/l
- P agua decantada: 12,2 mg/l

Tomamos SRT = 15 días.

Suponemos DBO<sub>5</sub> disuelta = DBO<sub>5</sub> agua decantada = 200 mg/l.

Fijamos f<sub>xa</sub> = 0,15 (DBO<sub>5d</sub> < 230 mg/l)

$$P_f = (0,17 \cdot 200 - 17) \cdot 0,15 = 2,25 \text{ mg/l (63)}$$

$$PD = (0,35 - 0,29e^{-0,40 \times 2,55}) \cdot 71 / (1 + 0,16 \cdot 15) = 5,11\text{g}/100\text{g} \text{ (65)}$$

Es decir, para  $DBO_{5d} = 200 \text{ mg/l}$

- P asimilado =  $0,0511 \cdot 200 = 10,22 \text{ mg/l}$
- Concentración de P en el agua tratada:
- P agua tratada =  $12,2 - 10,2 = 2,0 \text{ mg/l}$

## G) CONCLUSIÓN

Se ha visto que la extraasimilación del fósforo por los fangos activados es un fenómeno difícil y relativamente aleatorio, debido a la gran influencia de algunos parámetros (concentración en  $DBO_5$  y fracción rápidamente degradable) sobre los cuales no podemos actuar. En nuestra opinión, debemos considerar los procesos de eliminación biológica del fósforo como un medio de economizar reactivos de precipitación química, pero no como el único medio para garantizar una norma de vertido a lo largo del funcionamiento de una planta.

Debemos tomar reservas sobre los resultados de funcionamiento dados por algunos investigadores, muy a menudo preocupados por los Royalties que les puedan proporcionar sus patentes. Algunos resultados dan cifras exactas pero «olvidan», por ejemplo, indicar si se han añadido reactivos y en qué cantidad.

Por el contrario, los investigadores independientes como el profesor Marais de la Universidad de Ciudad del Cabo, u organismos como el WPCF de USA, recalcan el carácter aleatorio del proceso y la necesidad de recurrir más o menos ocasionalmente a una precipitación química complementaria.

## PRINCIPALES PROCESOS PARA LA ELIMINACIÓN DEL FÓSFORO

Los principales procesos para la eliminación o disminución del contenido en fósforo de las aguas residuales son los siguientes:

### **Biológicos (4.7)**

- Conjuntamente con el nitrógeno:
  - Proceso PHOREDOX.
  - Proceso UCT (Universidad de Ciudad del Cabo).
- Con o sin eliminación del nitrógeno:
  - Proceso A/O.

### **Químicos (4.8)**

- Pre-precipitación.
- Post-precipitación.
- Precipitación simultánea.
- Precipitación simultánea y post-precipitación.

### **Mixtos (biológicos + químicos) (4.9)**

- Proceso PHOS-STRIP.

**Tabla 7.3**  
**EXTRA-ASIMILACIÓN DE P EN LOS FANGOS ACTIVADOS**

gp/100 g DBO<sub>5</sub> fxa = 0,15

SRT días	Pf mg/l de DBO <sub>5</sub>						
	0	0,5	1,0	2,0	3,0	4,0	6,0
5	2,4	4,5	6,2	8,7	10,4	44,5	12,8
7	2,0	3,8	5,2	7,4	8,8	9,7	10,8
10	1,6	3,1	4,3	6,0	7,2	7,9	8,8
12	1,5	2,7	3,8	5,3	6,4	7,1	7,9
15	1,3	2,4	3,3	4,6	5,5	6,1	6,8
17	1,1	2,2	3,0	4,2	5,0	5,6	6,2
20	1,0	1,9	2,6	3,7	4,4	4,9	5,5
22	0,9	1,8	2,4	3,5	4,1	4,6	5,1
25	0,8	1,6	2,2	3,1	3,7	4,1	4,6
Pa	0,06	0,113	0,156	0,220	0,263	0,291	0,324

## PROCESOS BIOLÓGICOS

### Condiciones generales para una correcta eliminación del fósforo

Existe un acuerdo general acerca de las condiciones adecuadas para obtener una correcta eliminación del fósforo. Un resumen propuesto por Barnard (Ref. 114) es el siguiente:

1. El depósito de aeración debe ser en *flujo pistón*, con una relación longitud/anchura no inferior a 20.
2. Deben evitarse los procesos de mezcla integral y alimentación escalonada.
3. Introducir en cabeza del tratamiento los fangos y el agua, es decir, no utilizar el proceso de contacto-estabilización.
4. *No utilizar aeración escalonada*, con objeto de limitar la concentración de oxígeno aguas abajo del reactor; por el contrario, antes de entrar en el clarificador, es deseable una concentración de 3 a 4 mg/l.
5. *La tasa de nitrificación debe minimizarse* (ya hemos mencionado el conflicto entre buena nitrificación y buena eliminación de fósforo).
6. *Retorno rápido* de los fangos del decantador secundario. Las condiciones de anaerobiosis provocan la solubilización del fósforo.
7. *El tratamiento de los fangos* no debe dar lugar a la solubilización del fósforo, ya que retornaría a cabeza de la instalación.

Además de estas condiciones generales, el mismo profesor Barnard añade las siguientes:

- Paso del licor o fangos en retorno por un *reactor anaerobio* que permita el desprendimiento del fósforo, y, a continuación, por una fase *aerobia* que permita su precipitación o absorción por la masa bacteriana.
- En el reactor anaerobio, la presencia de *nitratos* tiene el riesgo de aumentar el potencial de oxidación-reducción y hacer desaparecer las condiciones de anaerobiosis.

Para satisfacer este último imperativo, Barnard ha desarrollado su sistema PHOREDOX



(BARDENPHO) de 4 reactores, el cual permite una buena nitrificación-desnitrificación. De esta forma, la recirculación de fangos, tomada del decantador secundario, aporta muy pocos nitratos al reactor anaerobio.

Marais ha desarrollado su sistema UCT partiendo de una idea diferente: una desnitrificación elevada no siempre es necesaria y a veces es imposible de conseguir cuando la relación NTK/DBO del agua a tratar es muy alta; en este caso, es suficiente una nitrificación con dos reactores (anoxia + aerobia). Para evitar la introducción de nitratos en la zona anaerobia con los fangos recirculados, éstos se conducen al reactor anóxico, y con otra recirculación complementaria se introduce licor desnitrificado en cabeza del reactor anaerobio, en el que se mezcla con el agua a tratar.

Los dos sistemas pueden compararse de forma resumida de la siguiente manera:

- Cuando es posible una *alta desnitrificación*, debido a que existe una proporción suficiente de contaminación carbonada con relación al NTK, los dos sistemas funcionan bien, pero el PHOREDOX es más fácil de explotar. Además, el reactor anaerobio del proceso UCT recibe licor desnitrificado y no fangos concentrados, con lo cual la concentración del reactor es la mitad del método PHOREDOX; por lo tanto necesita un volumen doble para la misma  $fxan$ .
- Cuando la *desnitrificación no puede ser muy elevada*, a causa de una contaminación carbonada insuficiente, el sistema UCT es mucho más apropiado que el PHOREDOX.

En efecto:

- Con el sistema UCT, si la tasa de recirculación principal (fangos) es del 50 al 100% con respecto al caudal nominal, el agua intersticial de los fangos sólo arrastra al reactor anóxico del 25 al 50% de los nitratos producidos, los cuales pueden reducirse antes de alimentar con el licor al reactor anaerobio.
- Con el PHOREDOX hay pocas posibilidades de actuación, salvo la posibilidad de limitar la nitrificación mejorando ligeramente la desnitrificación, a base de convertir una parte del depósito de aeración en cabeza en reactor anóxico.
- Ningún sistema es superior al otro, pero en circunstancias dadas, uno de ellos puede adaptarse mejor a las condiciones del agua a tratar.

En resumen, el criterio de elección puede ser:

- Posibilidad de alta *desnitrificación* en continuo: método PHOREDOX.
- *Desnitrificación incompleta* o aleatoria: método UCT.

### **Sistema PHOREDOX**

Por razones de nombre comercial, particularmente en USA, el PHOREDOX se llama a veces BARDENPHO modificado. Se compone de los 4 reactores de un sistema BARDENPHO (anoxia-aerobia-anoxia-aerobia), a los cuales se les añade un quinto reactor anaerobio y además la recirculación principal, en lugar de enviarse al primer reactor anóxico, se conduce a la entrada del reactor anaerobio.

El orden de magnitud de los volúmenes respectivos de los reactores, en porcentaje del volumen total y los tiempos de retención para una desnitrificación elevada, es:

- Anaerobio: 10%;  $t = 1$  h.
- Anóxico: 26 %;  $t = 2,6$  h.

- Aerobio: 45 %;  $t = 4,5$  h.
- Anóxico: 14%;  $t = 1,4$ h.
- Aerobio: 5 %;  $t = 0,5$  h.

(Valores para una temperatura de 18 a 25° C).

### **Sistema UCT**

El sistema original del UCT (University of Cape Town) fue desarrollado por Marais y sus colaboradores. Se compone de tres reactores (anaerobio-anóxico-aerobio); la recirculación principal *R* (ver Figura 7.4), se conduce a la entrada del reactor anóxico; una recirculación anexa *A* permite aumentar el grado de desnitrificación; una segunda recirculación auxiliar *L* alimenta el reactor anaerobio con licor desnitrificado (tomado a la salida de la cuba anóxica).

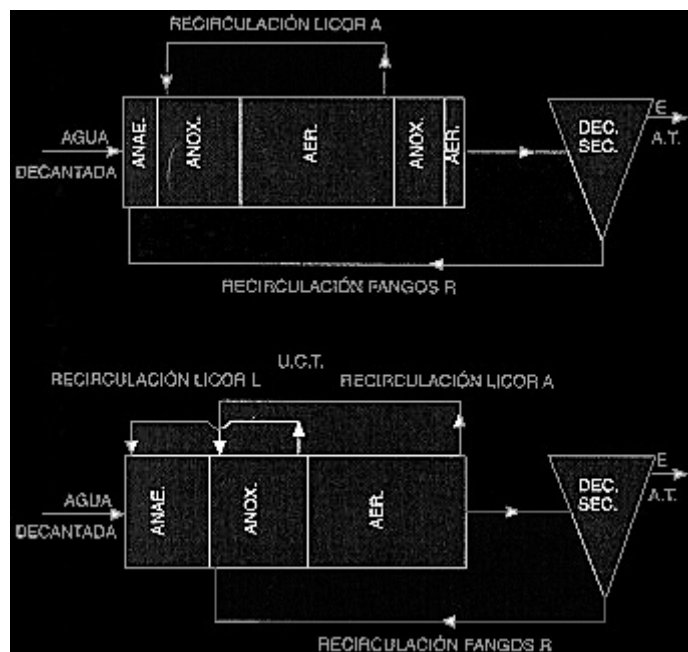
Si la contaminación carbonada es insuficiente, solamente es necesario actuar sobre la recirculación *A* para limitar los nitratos aportados por esta recirculación, incluso suprimiéndola.

El sistema puede continuar funcionando para grados de nitrificación entre 25 y 50%, con recirculaciones de fangos del 50 al 100%.

Con objeto de evitar la regulación del caudal de recirculación *A*, en función de la presencia o no de nitratos a la salida del reactor anóxico, Marais propone dividir en dos partes dicho reactor anóxico. La primera parte se calcula con objeto de eliminar todos los nitratos aportados por la recirculación de fangos *R*, pudiéndose así alimentar el reactor anaerobio sin nitratos. La segunda parte del reactor anóxico se diseña para reducir los nitratos aportados por la recirculación del licor *A*, hasta el límite de posibilidades del tiempo de retención o de la disponibilidad de contaminación carbonada.

### **Sistema A/O**

Este sistema es muy sencillo y consta de un reactor anaerobio antes de la cuba de aeración; el conjunto puede funcionar con o sin nitrificación. Sin embargo, esta sencillez conlleva limitaciones en su utilización. En efecto, la norma MOP FD-7 (*Nutrient Control* Ref. L9) indica:



**Figura 7.4.** *Procesos PHOREDOX y UCT.*

«La concentración en DBO<sub>5</sub> soluble en el agua a tratar debe ser suficientemente elevada para asegurar la ausencia de cualquier aceptador de electrones (oxígeno y eventualmente los nitratos aportados por la recirculación)».

### **Problema de los fangos**

Se han efectuado decenas de estudios, y otras tantas publicaciones aparecen todos los años en todo el mundo sobre el tema de la extra-asimilación del fósforo.

Existen estudios detallados sobre los procedimientos a adoptar para conseguir una asimilación máxima del fósforo en los fangos activados, pero nada o casi nada se encuentra sobre la forma de *conservar* esta extra-asimilación en el curso de la línea de tratamiento de los fangos.

Los fangos activados en exceso, mezclados o no con los fangos primarios, nunca deben pasar de aerobiosis a anaerobiosis, debido al peligro de que se produzca un desprendimiento de fósforo, que retomará a cabeza de la instalación con los filtrados, centrados o reboses de los espesadores.

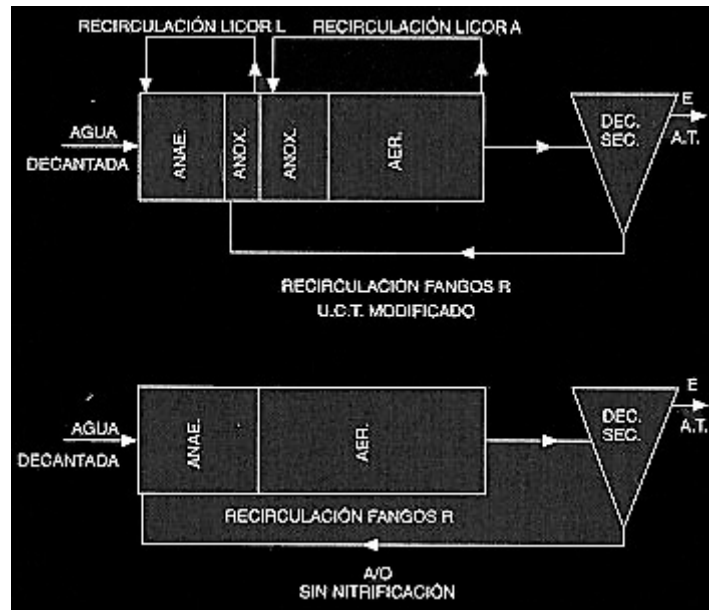
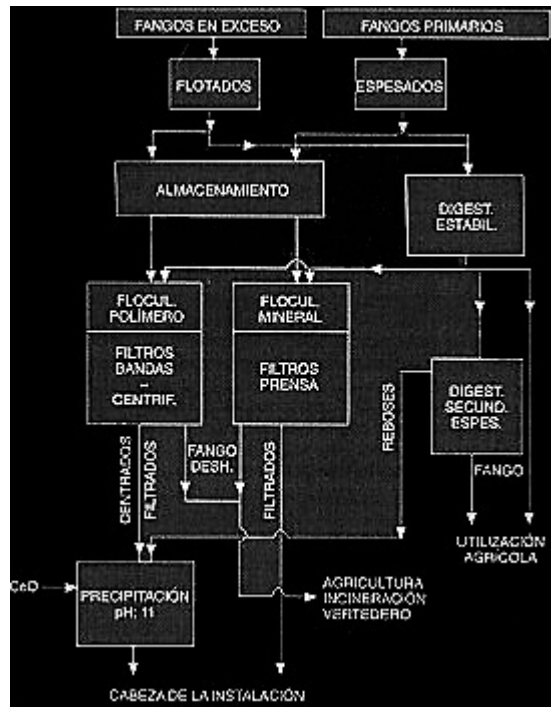


Figura 7.5. Proceso UCT modificado y A/O.

¿Qué podemos hacer para evitar esta desasimilación del fósforo?  
A nuestro entender, deben tomarse las siguientes precauciones.

- a) *El espesamiento de los fangos en exceso debe efectuarse necesariamente por el sistema de flotación con aire disuelto, con objeto de mantener los fangos en condiciones aerobias.*
- b) *El almacenamiento de los fangos frescos o fangos en exceso debe ser lo más reducido posible. El tiempo de funcionamiento de la deshidratación de los fangos frescos y el espesamiento de los fangos por flotación deberá coincidir.*
- c) *El acondicionamiento de los fangos frescos con sales metálicas y cal resuelve el problema, puesto que el fósforo, eventualmente desprendido de los fangos activados, se precipita con la cal o con el hidróxido metálico.*



**Figura 7.6.** Asimilación de fósforo. Deshidratación de fangos líneas posibles.

d) El acondicionamiento con polímeros no produce ningún efecto de recuperación del fósforo desasimilado; por precaución, los filtrados o centrados deben recogerse siempre a continuación de un proceso de precipitación con cal a pH 11,0, antes de retornarlos a cabeza de la instalación.

e) La *digestión anaerobio* debe funcionar forzosamente sin rebose; todo el fango digerido debe pasar a la deshidratación, con o sin espesamiento, pero los reboses eventuales deben tratarse con cal, como los filtrados del acondicionamiento con polímeros.

La utilización agrícola por vía líquida de los fangos digeridos es el mejor medio de evacuar el fósforo, pero sin post-espesamiento después de la digestión o con un tratamiento de los reboses como se ha indicado.

## PROCEDIMIENTOS QUÍMICOS

### Diferentes formas de eliminación

Como consecuencia de lo indicado en el capítulo anterior, los compuestos del fósforo en las aguas residuales se presentan en tres formas:

- Como *MS sedimentable*: eliminado por simple decantación primaria.
- Como *MS coloidal*: En este caso, para su eliminación se necesita una floculación, realizada de forma natural con los fangos activados (desfosfatación simultánea) o bien provocada por la dosificación de floculantes (pre o post-desfosfatación).
- Como *MS soluble*: A la solución que contiene fósforo se le añade una sal de aluminio o de hierro o cal, de forma que se produzca un compuesto insoluble (fosfatos metálicos

o formaciones fosfato/calcio), es decir, produciendo una precipitación del fósforo en forma de sal.

## **Utilización de los reactivos precipitantes**

### **A) SALES METÁLICAS**

#### *A-1: pH óptimo*

El pH óptimo suele ser inferior (5,3 para  $\text{Fe}^{+3}$  y 6,3 para  $\text{Al}^{+3}$ ) al que se encuentra normalmente en las ARU, y es diferente al óptimo para el tratamiento biológico. Como no resulta práctico efectuar correcciones del pH, es necesario suministrar una dosis de sal trivalente por encima de la relación molar teórica 1/1 y llegar hasta 1,5-2  $\text{Fe}^{+3}$  o  $\text{Al}^{+3}$  por mol de P.

#### *A-2: Sedimentabilidad*

Las sales metálicas de P insolubles sedimentan con dificultad, por lo que es necesario flocular con un exceso de coagulante y además añadir un polímero orgánico como ayudante de floculación; esta operación también es necesaria para eliminar los compuestos de fósforo presentes en forma coloidal.

#### *A-3: Dosificación*

Como en otros tipos de tratamiento similares, la dosificación de reactivos puede hacerse de forma más o menos sencilla, en función de la importancia de la instalación y del grado de control deseado:

- En continuo.
- Dosificación programada en función de la hora del día, o incluso de la clase de día.
- Dosificación proporcional al caudal de agua residual y dosis constante a lo largo del día.
- Dosificación proporcional al caudal de agua y a varias dosis, según un programa preestablecido a lo largo de la jornada.
- Dosificación proporcional al caudal y a una dosis, función de la indicación de un analizador del contenido en fosfatos del agua tratada.

#### *A-4: Principales reactivos utilizados*

A priori, no existe ninguna razón técnica para elegir entre las sales de aluminio o las de hierro. En los dos países más avanzados en el proceso de desfosfatación química (Suecia y Suiza) se utilizan reactivos distintos: en Suiza, prácticamente sólo utilizan sales de hierro, y en Suecia principalmente sales de aluminio.

El Fe se utiliza normalmente en forma trivalente a partir del cloruro férrico o del clorosulfato férrico. También comienza a utilizarse el sulfato ferroso, cuyo precio puede ser del orden de la mitad del cloruro férrico. Este último se consigue con un mejor grado de pureza que para el resto de los reactivos, desde el punto de vista del contenido en metales pesados. Aunque es bivalente, se oxida de forma trivalente en los tanques de aeración, consumiendo una pequeña cantidad de oxígeno: 1 mol de  $\text{O}_2$  por 4 moles de Fe, lo cual supone del orden del 5 % de las necesidades de oxígeno para el tratamiento

biológico con nitrificación.

El sulfato ferroso se utiliza poco, pero la elección final depende de las condiciones locales de suministro.

El sulfato de alúmina puede obtenerse en forma cristalizada o en solución; su precio normalmente es más elevado que el de las sales de hierro, pero también puede ocurrir que unas condiciones locales especiales hagan más ventajosa su utilización.

#### *A-5: Almacenamiento*

Si la diferencia de precio no penaliza demasiado el suministro en forma líquida, debe utilizarse esta forma, puesto que simplifica extraordinariamente la explotación y mantenimiento; incluso el almacenamiento puede realizarse en las propias cisternas de transporte, evitándose el trasvase del producto.

Deben tomarse precauciones en la época invernal, protegiendo las cisternas, para evitar la congelación en caso de bajas temperaturas.

También hay que tener en cuenta la corrosión que pueda producir el cloruro férrico.

#### *A-6: Pureza*

Un estudio realizado en Suiza (R - 126) demuestra la presencia de metales indeseables (cromo, zinc, cobre, cadmio y plomo) en los reactivos comerciales que se utilizan en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales. Una actuación de la Administración sobre los suministros consiguió disminuir notablemente los contenidos en estos elementos indeseables.

Por lo tanto, no se deben utilizar reactivos sin un control previo efectivo.

#### **B) CAL**

Para conseguir, con la dosificación de cal, una estabilidad suficiente de los precipitados formados, se necesita trabajar a pH comprendido entre 10,5 y 11,5. En consecuencia, la dosis de cal es independiente de la cantidad de fósforo que se desea eliminar y es función de las características propias del agua (principalmente de su contenido en bicarbonatos).

Este elevado pH de funcionamiento limita la utilización de dicho reactivo, y en la práctica sólo existen algunas instalaciones en USA y ninguna que conozcamos en Europa.

Sin embargo, debemos mencionar el caso particular del procedimiento PHOSTRIP, cuyo detalle veremos más adelante. En este proceso, una parte del circuito de recirculación de fangos se trata con cal a pH 11,0 y después se mezcla con el resto del caudal de fangos y con el agua a tratar biológicamente. El pH obtenido para el conjunto es adecuado para el desarrollo biológico.

En los capítulos siguientes, solamente hablaremos de los métodos que utilizan sales metálicas.

#### **Pre y post-desfosfatación**

En una planta de tratamiento de aguas residuales, el reactivo precipitante del fósforo puede añadirse en tres puntos del proceso, de forma que podemos definir tres procedimientos de desfosfatación:

- a) Pre-precipitación: Antes de la decantación primaria.
- b) Post-precipitación
  - b. 1. Después del tratamiento biológico, realizando un proceso físico-químico en el agua tratada (tratamiento terciario).
  - b. 2. Precipitación simultánea realizada en la etapa del tratamiento biológico; es el procedimiento más interesante y uno de los más utilizados. Lo veremos con detalle en la página siguiente.
- c) Precipitación simultánea y post-precipitación combinadas

#### A. PRE-PRECIPITACIÓN

Este procedimiento realmente deriva de la necesidad de un tratamiento físico-químico, el cual se adopta por razones ajenas a la necesidad de eliminar fósforo. En este caso, el consumo de reactivos es como mínimo el doble del necesario para realizar solamente la desfosfatación. Además, en este tratamiento es casi siempre necesario recurrir a una dosificación complementaria de un ayudante de coagulación.

La elección de este sistema debe tomarse por razones ajenas al problema del fósforo (condiciones de vertido, período estacional, para cubrir puntas de contaminación etc.).

#### B. POST-PRECIPITACIÓN

Nos limitamos a citar este procedimiento, puesto que no presenta ningún interés al necesitar las mismas dosis de reactivos que un sistema de precipitación simultánea, y además el complemento de una instalación de clarificación.

Podría justificarse el procedimiento si fuera necesario mejorar las características del agua tratada después de un tratamiento biológico, pero en este caso es mejor solución recurrir a una filtración sobre material granular. Los resultados en la eliminación del fósforo no mejoran los de una precipitación simultánea. En Suiza existe una planta con este sistema (posiblemente, la única en todo el país) y lo ha abandonado para utilizar el método de la precipitación simultánea.

#### C. PRECIPITACIÓN POSTERIOR Y SIMULTÁNEA COMBINADAS

Se trata de un procedimiento estudiado por Eawag en Suiza y aplicado principalmente en la planta de Zurich. Su objetivo es obtener concentraciones de fósforo en el agua tratada inferiores a 0,2 mg/l, sin incremento en el consumo de reactivos y al mismo tiempo con una considerable mejora en la calidad del agua tratada.

El procedimiento consiste en lo siguiente:

- En el proceso biológico se efectúa una precipitación simultánea con objeto de conseguir en el agua tratada un contenido en fósforo inferior a 1 mg/l.
- El agua tratada pasa a continuación por un filtro, previamente mezclada con una pequeña dosis de reactivo.

Los resultados de un seguimiento de 37 días en la estación de Hochdorf, que está realizando este procedimiento desde el año 1980, se indican en la Tabla 7.4.



**Tabla 7.4**

	DBO	P total	P disuelto
Salida primario	85 ± 21	6,70 ± 1,94	4,58 ± 1,60
Salida biológico	8 ± 5	1,08 ± 0,56	0,69 ± 0,43
Salida filtro	2 ± 0,9	0,14 ± 0,11	0,10 ± 0,09

## Precipitación simultánea

### A. INTERÉS DE ESTE PROCEDIMIENTO

*Inversión:* Muy baja. Sólo se precisa una instalación de almacenamiento de reactivos (muy a menudo realizada en las propias cisternas de transporte) y un equipo de dosificación. Si se parte de productos sólidos es necesario añadir la correspondiente preparación de solución previa a la dosificación.

*Consumo de reactivos:* Es el mismo que en el caso de una post-precipitación.

*Inconvenientes:* Más adelante veremos que se presentan pocas incidencias negativas desde el punto de vista de la actividad de los fangos activados, sedimentabilidad de los fangos y digestión de los mismos.

### B. REALIZACIÓN PRÁCTICA

#### *Dosificación*

La dosificación del coagulante depende de la naturaleza del agua residual y de la concentración en fósforo deseada en el agua tratada.

Para conseguir una concentración de 1 mg/l de P total pueden adoptarse los siguientes valores guía:

- Aguas residuales domésticas .....Al/P = 1,5/1,0
- Aguas urbanas, con mezcla importante de aguas industriales .....Al/P = 2,0/1,0

El Manual Nutrient Control (Ref. L9; pág. 145) indica:

Relación molar \_\_\_\_\_ Fe \_\_\_\_\_ M

- Sobre P total .....1,5.....1,6
- Sobre P disuelto .....2,3.....2,1

El Manual MOP (*Manual of Practice*, Ref. L3; pág. 181) da para el caso de aluminio las relaciones molares siguientes:

Rendimiento de eliminación %:..... 75..... 85..... 95  
Al/P .....1,38.....1,72.....2,3

Para conseguir una concentración en el efluente de 1 mg/l de P total, recomendamos utilizar los valores guía siguientes:

- Aguas urbanas: Al/P ó Fe/P..... 1,5/1,0
- Aguas urbanas con mezcla importante de aguas industriales: Al/P ó Fe/P... 2,0/1,0

La Figura 7.7 ilustra los datos anteriores, con la inclusión de un estudio de Eawag (Suiza).

Debemos tener en cuenta que el fango activado y su recirculación desempeñan un excelente papel de «tampón»: Una sobredosis de reactivos producirá una cierta cantidad de hidróxido no utilizado en la precipitación, pero este exceso retomará con los fangos activos a cabeza de la instalación hasta que se consuma el exceso.

#### *Punto de inyección*

El reactivo debe inyectarse en el punto en el que se consiga la mejor mezcla posible. En los casos en los que la precipitación química sea un complemento de la desfosfatación biológica, debe inyectarse en el último cuarto del depósito de aeración, y mejor en el floculador previo a la decantación secundaria, excepto en el caso de utilizar hierro bivalente por la necesidad de éste de una previa oxidación a  $\text{Fe}^{+3}$ .

El sistema de tuberías de distribución debe ser fácilmente accesible y desplazable, de forma que se pueda cambiar el punto de inyección si es necesario.

### C. INCIDENCIA SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA TRATADA

- El contenido en Fe del agua tratada aumenta notablemente, pero sin sobrepasar los límites impuestos para los vertidos. La concentración de Fe varía entre 0,08 y 0,56 mg/l con medias del orden de 0,2 mg/l (Ref. 126, pág. 18).
- Se comprueba una ligera coloración del efluente en función del reactivo: blanco-grisáceo para el sulfato de alúmina y amarillento con el cloruro férrico.

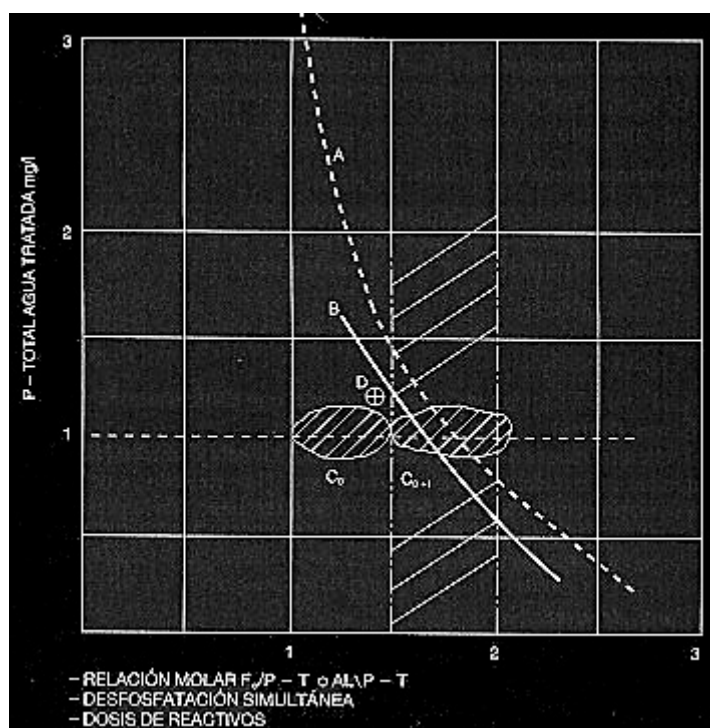


Figura 7.7.

- Podemos citar una pequeña ventaja a su favor. En algunas instalaciones aparecen en el agua tratada pequeños flóculos muy ligeros, llamados por algunos «cabezas de alfiler» (*Pinpoints*); su único inconveniente es que perturban la calidad *visual* del agua tratada, puesto que al ser muy ligeros no afectan apenas al contenido en MS. Con la precipitación química se reducen o desaparecen los *Pmpoints*.
- Estudios comparativos, con y sin precipitación, muestran que se produce una mejora en la reducción del TOC, del orden del 15 al 20% y del 20-30% de nitrógeno orgánico (Ref. 126, pág. 18).

#### D. INFLUENCIA SOBRE LA CALIDAD DE LOS FANGOS EN EXCESO

Debido a la presencia de Fe y fósforo suplementario en los fangos activados, disminuye la fracción orgánica, y, en consecuencia, la fracción activa. En la Tabla 7.5 se indican los valores medios para un fango activo con y sin precipitación.

**Tabla 7.5**

	Sin precipitación	Con precipitación	
MS total g	100	100	122,6
MS volátil g	69,9	57	69,9
MS mineral g	30,1	43	52,7
Fe g	1,2	8,4	10,3
P g	1,5	3,6	4,4

Como consecuencia, resulta una disminución del 23 % de la fracción volátil, lo que nos hace suponer que lo mismo ocurrirá con la fracción activa. Pero, afortunadamente, esta disminución de la fracción activa viene acompañada de un aumento de la sedimentabilidad del fango, que permite aumentar la concentración de MS en la cuba de aeración, consiguiéndose mantener la misma masa de organismos activos que en el caso de no existir precipitación.

- También se observa una influencia sobre el grado de crecimiento de los organismos nitrificantes: positivo para el Fe trivalente y negativo para el Fe bivalente.

La causa de esta disminución para el hierro bivalente no se ha podido explicar, puesto que, en definitiva, el  $Fe^{+2}$  pasa a  $Fe^{+3}$  en la cuba de aeración.

#### E. INFLUENCIA SOBRE LA MASA DE FANGOS EN EXCESO

El precipitado producido en la desfosfatación con sales de hierro es un fosfato de hierro hidratado:  $FePO_4 \cdot 8(H_2O)$ . Es decir, que 1 g de P precipitado produce 9,5 g de MS. En el agua bruta, la fracción ORTO podemos estimarla en el 66%, pero como en el tratamiento una parte de la fracción orgánica se transforma a su vez en ORTO, la fracción de esta última se eleva hasta el 75 % aproximadamente, con una banda de variación bastante ancha, que oscila entre el 50 y el 90%.

A la formación de fosfatos de hierro calculada debemos añadirle la fracción del fósforo

orgánico restante, así como los compuestos férricos formados, debidos a que la dosificación se efectúa por encima de la relación molar teórica de 1/1, por ejemplo 1,6 sobre el fósforo total.

Calculamos a continuación la MS formada a partir de 1 g de fósforo.

- P total .....1 g
- P disuelto .....0,75 g
- P orgánico .....0,25 g
- MS de P disuelto:  $0,75 \cdot 9,5 \dots 7,1$  g MS (1)
- MS de P orgánico:  $0,25 \cdot 4,0 \dots 1,0$  g MS (2)

(estimación)

- Dosis de Fe:  $56/31 \cdot 1,6 = 2,89$  g
- Fe precipitado con el P:  $0,75 \cdot 56/31 = 1,35$ g
- Fe en exceso:  $2,89 - 1,35 = 1,54$  g
- Equivalente en  $(OH)_3 Fe$ :  $107/56 \cdot 1,54 = 2,94$  g MS (3)
- Total MS =  $(1)+(2)+(3) = 7,1+1,2+2,94 = 11,04$  g MS

Es decir, redondeando, se producen «11 g de MS por g de P eliminado».

A continuación vamos a comprobar cómo afecta a la producción total de fangos la eliminación del P por vía química.

Para mayor claridad seguimos considerando el «agua tipo» estudiada hasta ahora:

- DBO<sub>5</sub> decantada: 200 mg/l
- P agua decantada: 12,1 mg/l
- P agua tratada: 1,0 mg/l

Estudiamos la producción de fangos en dos supuestos de edad del fango, 3 y 15 días. (Tabla 7.6.)

Los valores obtenidos del 47 % y 64% coinciden con los que se mencionan habitualmente en las publicaciones técnicas. Normalmente se considera el valor del 50% (Ref. 129).

**Tabla 7,6**

- Edad del fango:	días	3	15
• Zona anóxica		NO	SÍ
- P de los fangos (Tabla 7.2)			
• $1,73 \times 2$	mg/l	3,4	-
• $1,63 \times 2$	mg/l	-	3,2
- P a precipitar	mg/l	7,7	7,9
- Producción de fangos:			
• Biológicos (Tabla 4.1)	mg/l	180	136
• Precipitación del P:			
• $7,7 \times 11$	mg/l	85	-
• $7,9 \times 11$	mg/l	-	87
- Relación $\frac{\text{desfosfatación}}{T. \text{ biológico}}$	%	47	64

## F. INCIDENCIA SOBRE EL ESPESAMIENTO Y DESHIDRATACIÓN DE LOS FANGOS

Las experiencias sobre este aspecto no proporcionan resultados claros. El MOP8 (Waste Water Treatment Plant Manual of Practice), indica que no hay influencia con la utilización del Al, y un aumento de la carga de MS del 50% con Fe. Por el contrario, en Suiza algunos operadores han encontrado dificultades en el espesamiento, que se han solucionado mediante adición de cal. En el caso de la deshidratación ocurre lo mismo, pero frecuentemente es necesaria la utilización de una sobredosis de floculante, así como una disminución del rendimiento del sistema de secado.

## G. INCIDENCIA SOBRE LA ESTABILIZACIÓN

Con digestión anaerobia, varios estudios comparativos muestran que con la misma carga de MS no hay inhibición de la digestión. Pero debe tenerse en cuenta que la masa de fangos a tratar es mayor y se necesitaría mayor volumen de digestión para mantener la misma carga de MS en el digestor.

En preprecipitación, con dosis de reactivos del orden del doble del sistema simultáneo, se produce una reducción neta de eficacia de la digestión, quedando limitada la eliminación de la MV al 40%.

En el caso de la estabilización aerobia se comprueba que la reducción de MV no sobrepasa el 12%, y se deduce que la cuba de estabilización se transforma en un simple depósito de almacenamiento de fangos (Ref. 129).

## PROCEDIMIENTOS MIXTOS

El método PHOSTRIP es, según nuestra información, el único proceso mixto (químico y biológico) que ha tenido algún desarrollo práctico.

Como puede verse en la Figura 7.8, una parte del circuito de recirculación de fangos se deriva hacia un espesador anaerobio, en el cual las materias en suspensión son retenidas durante un periodo de tiempo del orden de 10-12 h. En estas condiciones de anaerobiosis, se produce (como hemos visto en los tratamientos biológicos) un

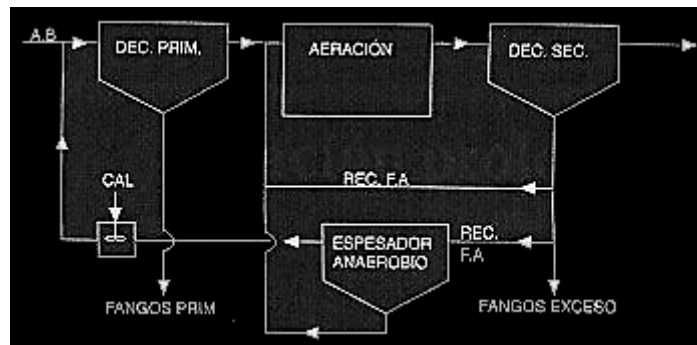
desprendimiento del fósforo de la masa activa, obteniéndose de esta manera:

a) Un sobrenadante: rico en fósforo disuelto, que se conduce a un reactor de floculación-precipitación con dosificación de cal. A continuación se pasa el líquido al decantador primario en donde se recoge el precipitado de fósforo. El pH de trabajo es del orden de 11.

b) Una extracción de fangos: pobre en fósforo, pero que contiene fangos activos, que después de estar en anaerobiosis se ponen en fase aerobia en la cuba de aeración. Este cambio de condiciones también produce una extra-asimilación de fósforo por la masa activa.

El caudal del sobrenadante del espesador anaerobio sólo representa el 10-20% del caudal medio del agua bruta.

La alcalinidad que se aporta con el tratamiento con cal a pH 11, con un efecto de decarbonatación, se soporta fácilmente por el tratamiento biológico, e incluso puede producir un efecto favorable si se está realizando simultáneamente un proceso de nitrificación.



**Figura 7.8.** *Proceso PHOSTRIP.*