

EL AGUA RESIDUAL COMO RECURSO DE NUTRIENTES

WASTEWATER AS A NUTRIENT RESOURCE

MÁSTER UNIVERSITARIO EN HIDROLOGÍA Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

Presentado por:
D^a DEYSI MARICELA TAIPICAÑA PROAÑO

Dirigido por:
Dr. ELOY GARCÍA CALVO

Alcalá de Henares, a 27 de mayo de 2019

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer principalmente a Dios por darme la oportunidad de cumplir uno de mis más anhelados sueños, a mi padre por su apoyo incondicional y a mi madre, mi ángel, que, aunque ya no la tenga en este mundo, fue ella quien inculcó en mí, la fuerza y la convicción para volar tan alto como me lo proponga.

Agradezco profundamente a mi tutor Eloy García Calvo, porque supo guiarme, durante este proceso de aprendizaje.

También agradezco desde lo más hondo de mi corazón a todas las personas que me han acompañado en este trayecto.

A Oscar, por su apoyo, su paciencia y su amor infinito.

A mis compañeras de casa por su comprensión y sus muestras innumerables de cariño.

A mis compañeros del máster y en especial a Paula por ser mi confidente, la amiga que la vida me puso, para darle un toque de locura a mis días.

Por último y no menos importante a la Universidad de Alcalá de Henares por la oportunidad brindada para cumplir una de mis metas, y por los conocimientos impartidos a través de cada uno de los docentes que forman parte de esta importante casa del saber.

ÍNDICE

RESUMEN	8
1. INTRODUCCIÓN	9
2. AGUAS RESIDUALES URBANAS	11
3. TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES	12
4. TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS DE AGUAS RESIDUALES.....	15
4.1. Clasificación de los Tratamientos Biológicos	15
4.1.1. Fangos Activados	16
4.1.2. Eliminación biológica de nutrientes del agua residual	17
5. TRATAMIENTO DE FANGOS	21
5.1. Digestión anaerobia de fangos	21
6. PRECIPITACIÓN QUÍMICA DEL FÓSFORO EN UNA EDAR	22
7. RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	23
7.1. Importancia de la recuperación de nutrientes	25
7.1.1. Nitrógeno	26
7.1.2. Fósforo.....	26
7.2. Recuperación del Nitrógeno de las Aguas Residuales	27
7.3. Recuperación de Fosforo de las Aguas Residuales	29
7.4. Procesos de recuperación de fósforo	30
7.4.1. Precipitación de estruvita.....	32
8. MARCO LEGISLATIVO.....	38
9. CONCLUSIONES	40
10.BIBLIOGRAFÍA	41

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema del proceso de fangos activados.....	16
Figura 2. Transformaciones del nitrógeno en los procesos de tratamiento biológico.....	17
Figura 3. Fósforo recuperado de la fase líquida durante el tratamiento de agua residual ..	20
Figura 4. Eliminación de fósforo al interior de un organismo acumulador de PAO.....	31
Figura 5. Recuperación de fósforo a partir de lodos de depuradora y cenizas de lodos de depuradora: tecnologías químicas húmedas.....	31
Figura 6. Estruvita vista al microscopio.....	32
Figura 7. Incrustaciones de estruvita en la línea de fangos de la EDAR Murcia-Este.....	35

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Valores típicos de los principales contaminantes del agua residual urbana (doméstica bruta).....	13
Tabla 2. Legislación Europea referente al agua.....	39
Tabla 3. Legislación Española referente al agua.....	40

TABLA DE ABREVIATURAS

AGV: Ácidos Grasos Volátiles

DBO: Demanda Biológica de Oxígeno

DQO: Demanda Química del Oxígeno

N: Nitrógeno

P: Fósforo

UNESCO: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura

AOB: Bacterias Amonio Oxidantes

NOB: Bacterias Nitrito Oxidantes

PAOs: Bacterias Acumuladoras de Polifosfatos

PHA: Poli-Hidroxi Alcanotatos

MAP: Fosfato de Magnesio y Amonio

EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales

DMA: Directiva Marco del Agua

RESUMEN

En este estudio se analiza la disponibilidad de los recursos procedentes de las aguas residuales, específicamente el nitrógeno y el fósforo que son nutrientes que se encuentran en dichas aguas en elevadas concentraciones, las estaciones depuradoras tienen la función de eliminar o disminuirlos previo su vertido, ya que de no hacerlo, serían causantes de eutrofización y alteración del medio acuático en general; sin embargo en los últimos años la preocupación por la escasez de estos nutrientes ha impulsado un replanteamiento en cuanto a su tratamiento, ya que ahora lo que se pretende es su recuperación, sobre todo cuando se trata del fósforo que actualmente es extraído de explotaciones mineras en forma de fosfatos metálicos, es considerado un recurso limitado y con el ritmo de extracción actual se prevé su disponibilidad para los próximos 60 años en el caso menos prometedor, esto se debe a la gran demanda de este elemento, esencialmente para la agricultura ya que constituyen los macronutrientes requeridos por las plantas para su crecimiento.

Hoy por hoy, en los tratamientos convencionales el fósforo es eliminado por vía química o biológica, se pierde cuando es incinerado o se destina a un vertedero y sólo es aprovechado cuando el fango biológico se destina a compostaje.

La precipitación o cristalización de estruvita, fosfato de magnesio y amonio, está siendo considerada como uno de los procesos más prometedores cuando de recuperar el fósforo de las aguas residuales se trata. La implementación de un proceso de cristalización de estruvita en una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR), no solo elimina fósforo del proceso, sino que permite recuperarlo de tal forma que sea fácil de reutilizar, como fertilizante y como materia prima para la industria del fósforo y aun es tema de debate la reutilización de fósforo en la industria cosmetológica.

1. INTRODUCCIÓN

El agua residual en los últimos años está siendo considerada como una fuente de recursos, pues el crecimiento demográfico y las grandes demandas de agua obligan a tomar conciencia sobre el uso óptimo y aprovechamiento de cada recurso disponible, en este contexto se puede aprovechar la presencia de nutrientes como el nitrógeno y fósforo considerados esenciales para la agricultura

Estos nutrientes presentes en las aguas residuales provienen de las excretas a través de las heces y la orina, a esto se suman los residuos orgánicos domésticos, lo que aumenta la carga de nitrógeno y de algunos compuestos del fósforo. Dichos nutrientes son necesarios para el crecimiento de las plantas lo que los hace útiles para la agricultura, no así al ser vertidos en cuerpos de agua pues son los causantes de eutrofización, deteriorando progresivamente las masas de agua y los ecosistemas presentes en ella.

En la actualidad, la escases de recursos y la preocupación por la contaminación, ha impulsado a hacer un replanteamiento sobre el tratamiento del nitrógeno y fósforo presentes en el agua residual, siendo así, lo óptimo es recuperarlos y no eliminarlos; el nitrógeno está disponible en la atmósfera por lo que no es considerado escaso, sin embargo, el fósforo es motivo de preocupación por ello se han desarrollado técnicas para su recuperación.

Dicho esto, los objetivos principales para el desarrollo de este trabajo son los siguientes:

- Determinar la importancia de la recuperación del nitrógeno y el fósforo de las aguas residuales urbanas.
- Conocer los métodos de recuperación del nitrógeno y fósforo de las aguas residuales urbanas
- Analizar el método de recuperación más viable tanto para el nitrógeno como para el fósforo

Basándonos en el Real Decreto-Ley 11/1995 de 28 de diciembre (BOE 312, de 30-12-95) se muestra la composición de las aguas residuales urbanas, las cuales presentan una elevada concentración de nutrientes básicamente el nitrógeno y el fósforo provenientes de fuentes domésticas y de la industria. En las aguas domésticas encontramos nitrógeno en las excretas humanas principalmente en la orina como amonio, el fósforo proviene de las excretas humanas mayoritariamente, seguido por el uso de detergentes.

Es importante evitar que elevadas concentraciones de los nutrientes ya mencionados lleguen a los cuerpos de agua por lo que es necesario implementar una serie de tratamientos para evitar la acumulación de estos, que son los causantes de la eutrofización, alterando, de esta manera el equilibrio ecológico de los ríos, lagos, mares etc.

En este contexto, las estaciones depuradoras de aguas residuales cumplen con las funciones que hasta hace pocos años atrás en primera instancia era disminuir o eliminar contaminantes y/o parámetros que al ser vertidos a un cuerpo de agua pudieran ser causantes de alteraciones o del deterioro del mismo; sin embargo, en los últimos años, la preocupación por el cambio climático, el crecimiento demográfico, la sobreexplotación de los recursos y el impacto que estos factores afectan al medio ha surgido la necesidad de considerar el agua residual como un recurso.

De tal manera los nutrientes que ingresan a las EDAR, ahora son considerados recursos que deben ser aprovechados y para ello se debe tener ciertas consideraciones, como la evaluación de balances de energía y los costes.

De acuerdo con la UNESCO, (2017) y Richert et al., (2011) una de las opciones más viables para la recuperación de nitrógeno, es la separación de orina en la fuente, para esto se debe tomar en cuenta el almacenamiento, el transporte, la distancia hasta el agricultor, las técnicas para su distribución y así considerar la utilidad de este método de recuperación.

Según Cornel et al. (2011) en las EDAR, basándose en el consumo de energía requerido aproximadamente 9-13kWh/kg $\text{NH}_3 - \text{N}$, para recuperar el nitrógeno que ingresa a la planta resulta más costoso que el método de Haber- Bosch que capta el nitrógeno de la atmósfera y lo convierte en fertilizante, hasta ahora debido a la disponibilidad de este elemento en el aire no es motivo de preocupación.

Por otro lado, el fósforo está siendo motivo de alarma, puesto que las fuentes de rocas fosfáticas cada vez son menos, según Steen, (1998) el fósforo natural será aprovechable los próximos 60–240 años, sin dejar de lado que cada vez se encuentran fuentes de fósforo con metales pesados o con menos pureza lo que implica más coste para la obtención de este elemento.

Es por esto que está latente la necesidad de aprovechar de manera óptima los recursos que en este caso nos brindan las aguas residuales, dicho esto, la precipitación de estruvita es el método que permite recuperar el fósforo como fertilizante, según Shu et al., (2006) la estruvita procesada anualmente por una EDAR que trata 100 m³/d de aguas residuales puede ser suficiente para aplicarla como fertilizante a 2,6 ha de tierra de cultivo, mientras que si se recuperara estruvita en todas las EDAR del mundo la reducción en la explotación de minas de fósforo sería del 1,6%.

Balmér, (2004) menciona también en su estudio económico que los procesos más ventajosos se tratan del uso agrícola de los fangos procedentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales y la recuperación de fósforo de las EDAR con eliminación biológica de nutrientes.

Dentro del contexto de la recuperación de nutrientes se encuentran implícitos los tratamientos convencionales para eliminar nutrientes presentes en las aguas residuales urbanas que trataremos a continuación.

2. AGUAS RESIDUALES URBANAS

Según el Real Decreto-Ley 11/1995 de 28 de diciembre (BOE 312, de 30-12-95), las aguas residuales urbanas son aquellas aguas residuales domésticas o la mezcla de las mismas con aguas residuales industriales y/o aguas de escorrentía pluvial.

De acuerdo a dicha directiva:

Las aguas residuales domésticas son aquellas aguas residuales procedentes de zonas de vivienda y de servicios y generadas principalmente por el metabolismo humano y las actividades domésticas.

Las aguas residuales industriales son todas aquellas aguas residuales vertidas desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad comercial o industrial que no sean aguas residuales domésticas ni aguas de escorrentía pluvial.

Las aguas procedentes de las escorrentías pluviales de las precipitaciones caídas sobre las zonas objeto de estudio.

Las aguas residuales domésticas comprenden las aguas que proceden de la cocina, de las lavadoras, del baño y las aguas negras que proceden del metabolismo humano.

Las aguas residuales industriales proceden de actividades industriales que descargan sus vertidos a la red de alcantarillado municipal y presentan una composición muy variable dependiendo del tipo de industria.

Las aguas pluviales arrastran partículas y contaminantes presentes tanto en la atmósfera como en la vía pública. Los primeros minutos de la precipitación arrastra una serie de contaminantes importantes. (García et al., 2006)

3. TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES

El propósito de aplicar tratamientos a las aguas residuales es el de conseguir un agua con parámetros aptos para ser vertidos y que se encuentren dentro de los límites permisibles con la finalidad de evitar impactos negativos al medio, estos límites dependerán de la legislación y del lugar donde se va a realizar su posterior descarga.

Los principales elementos de las aguas residuales que se deben controlar y eliminar pueden resumirse en los siguientes:

- Sólidos en suspensión.
- Sólidos inorgánicos disueltos, tales como calcio, sodio y sulfatos.
- Sustancias con requerimiento de oxígeno, es decir consumen el oxígeno del medio en el que se descargan, llevándolo incluso a su agotamiento, sustancias como la materia orgánica y compuestos inorgánicos que tienen la facilidad de oxidarse.
- Nutrientes objeto de este estudio como son el nitrógeno y el fósforo que provienen principalmente de las excretas humanas, los detergentes y fertilizante. El nitrógeno, el fósforo y el carbono son nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas, es por ello que al ser vertidos en los cursos de agua pueden provocar el crecimiento de vida acuática no deseada, y al ser vertidos en exceso en el suelo pueden causar contaminación del agua subterránea.
- Agentes patógenos, organismos como virus, bacterias, hongos y protozoos presentes en el agua que puede causar o transmitir enfermedades.

- Metales pesados que comúnmente llegan a las aguas residuales procedentes de algunas actividades comerciales e industriales, si se pretende reutilizar el agua es necesario eliminarlos.
- Contaminantes emergentes o prioritarios que son sustancias procedentes de los productos de cuidado personal, de limpieza doméstica, farmacéuticos (residuos de antibióticos, Hormonas, etc.) (Garcia et al., 2006)

En la siguiente tabla se recogen los valores usuales de parámetros presentes en las aguas residuales urbanas de origen principalmente doméstico.

Tabla 1.- Valores típicos de los principales contaminantes del agua residual urbana (doméstica bruta)

Parámetro	Concentración Débil	Concentración Media	Concentración Fuerte
Sólidos en Suspensión (mg/l)	100	220	350
DBO5 (mg O2/l)	110	220	400
DQO (mg O2/l)	250	500	1000
Nitrógeno Total (mg N/l)	20	40	85
Orgánico (mg/l)	8	15	35
Amoníaco libre (mg/l)	12	25	50
Nitritos (mg/l)	0	0	0
Nitratos (mg/l)	0	0	0
Fósforo Total (mg P/l)	4	8	15
Orgánico (mg/l)	1	3	5
Inorgánico (mg/l)	3	5	10
Grasas (mg/l)	50	100	150
Coliformes Fecales (ufc/100ml)	105-107	106-107	106-108

Fuente: (Tomado de Metcalf y Eddy, 1995)

Estos contaminantes pueden ser tratados por métodos físicos, químicos y/o biológicos. Los métodos individuales son conocidos como operaciones físicas unitarias, procesos químicos unitarios y procesos biológicos unitarios. Se conocen como operaciones físicas unitarias en las que se utilizan fenómenos físicos para la eliminación de contaminantes mientras que los procesos químicos unitarios son aquellos que se consigue la eliminación mediante la adición de productos químicos o por el desarrollo de reacciones químicas y los procesos biológicos unitarios son aquellos en los que la eliminación de contaminantes se lleva a cabo gracias a la acción metabólica de los microorganismos.

La agrupación de estas operaciones y procesos constituyen los llamados pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario que se llevan a cabo en

las EDAR por su orden de ejecución, incluyendo un tratamiento de fangos producto de las sedimentaciones.

- El **pretratamiento** de las aguas residuales tiene como objetivo la eliminación de los sólidos de mayor tamaño cuya presencia pueda provocar problemas de mantenimiento y funcionamiento de los diferentes procesos, operaciones y sistemas auxiliares. Está compuesto principalmente por métodos físicos como: Desbaste (Rejas), Homogeneización y regulación del caudal (depósito), Desarenado (sedimentación), Desengrasado (flotación)
- El **tratamiento primario** se trata del proceso o conjunto de procesos cuya función es la de separar por medios físicos y/o químicos las sustancias en suspensión no retenidas por el pretratamiento. Se incluyen además los tratamientos que requieren la adición de productos químicos o coagulantes que rompen el estado coloidal de las partículas y forman flóculos de gran tamaño, para acelerar la decantación. Según la legislación, debe suponer la separación de al menos el 20% de la DBO y el 50% de los sólidos en suspensión. Los procesos que pueden incluirse en el tratamiento primario son: coagulación-floculación sedimentación y flotación.
- El **tratamiento secundario** se refiere a los procesos de tratamiento biológico de aguas residuales, tanto aerobios como anaerobios. Constituye una etapa clave en la eliminación de sustancias coloidales no sedimentables, materia orgánica disuelta y nutrientes y ha de incluir una sedimentación secundaria. Entre los procesos englobados en este grupo se encuentra el tratamiento biológico por fangos activados, los reactores de soporte sólido, los sistemas de lagunaje y la sedimentación.
- El **tratamiento de lodos** es el conjunto de operaciones que ayudan a reducir el volumen de los lodos procedentes de las sedimentaciones primaria y secundaria, previos a su evacuación. Normalmente incluye algunas de las siguientes operaciones: Digestión anaerobia, espesado (floculación, sedimentación, flotación) y secado (Filtración, centrifugación, eras de secado).
- El **tratamiento terciario** está encaminado a la obtención de un efluente de alta calidad generalmente con la finalidad de que pueda ser reutilizado mediante la eliminación de microorganismos patógenos y sustancias no eliminadas en tratamientos previos incluyen procesos de eliminación de nutrientes, osmosis

inversa, electrodiálisis, intercambio iónico, adsorción con carbón activo, procesos de oxidación química (ozonización), desinfección, etc.

Debido a su importancia en cuanto a la eliminación de nutrientes del agua residual, se trata a continuación con más detalle los tratamientos biológicos.

4. TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS DE AGUAS RESIDUALES

En los tratamientos biológicos ciertos microorganismos tienen un papel protagónico ya que son capaces de consumir los compuestos orgánicos solubles y coloidales presentes en el agua residual para utilizarlos como alimento. Los microorganismos convierten esta materia orgánica en productos finales y en tejido celular. Estos microorganismos crecen y posteriormente son separados de la fracción líquida a la que se le ha eliminado la materia orgánica carbonosa. Si no se lleva a cabo esta separación no se alcanza un tratamiento completo ya que el tejido celular, de naturaleza orgánica, sale con el efluente.

En el agua residual los tratamientos biológicos tienen como principal objetivo, reducir la materia orgánica y eliminar nutrientes como el nitrógeno y el fósforo.

La eliminación y control de los nutrientes presentes en las aguas residuales son necesarios por varias razones, principalmente porque al verter aguas con altas concentraciones de nitrógeno y fósforo puede causar eutrofización en los cuerpos receptores, además por procesos de nitrificación se reduciría el oxígeno disuelto desequilibrando el medio acuático.

4.1. Clasificación de los Tratamientos Biológicos

La clasificación depende de la forma en la que los microorganismos crecen en el biorreactor:

- **Biomasa o cultivo en suspensión**, cuando los microorganismos se encuentran suspendidos en medio líquido, los sistemas más característicos son los fangos activados, la digestión aerobia, las lagunas aireadas, el lagunaje y los sistemas basados en micrófitos que utilizan plantas sumergidas o flotantes.
- **Película fija o cultivo fijo** cuando los microorganismos no se encuentran suspendidos en el agua sino fijos sobre algún tipo de soporte formando una película entre estos se encuentran los filtros percoladores, los biodiscos, los lechos de turba y los filtros verdes.

- **Eliminación biológica de nitrógeno y fósforo.**

Según Metcalf & Eddy, (1995) el proceso de fangos activados cuyos microorganismos se encuentran suspendidos en un medio líquido, es por mucho el más utilizado para el tratamiento de las aguas residuales.

4.1.1. Fangos Activados

Este proceso es utilizado para eliminar materia carbonosa, consiste en desarrollar una población microbiana con la capacidad de consumir los residuos orgánicos existentes en el agua residual en condiciones aerobias es decir en presencia de oxígeno. Cuenta con un tanque reactor que permite la mezcla y aireación, trabajando en continuo para promover el crecimiento de los microorganismos consumidores de materia orgánica, seguido de un tanque decantador cuya función es la sedimentación o clarificación del efluente del reactor para separar la biomasa del efluente líquido. (Metcalf y Eddy, 1995)

Una fracción del fango sedimentado se recircula a la entrada del reactor para mantener dentro una concentración de biomasa activa, suficiente para continuar el proceso y otra fracción ha de purgarse del sistema para mantener el proceso estable esto constituye los llamados fangos activados.

El esquema de un proceso de fangos activados se muestra en la Figura 1, bajo este esquema se puede alcanzar diferentes niveles de tratamiento, como, por ejemplo, eliminación de materia orgánica exclusivamente, eliminación de nutrientes, o eliminación conjunta de materia orgánica y nutrientes.

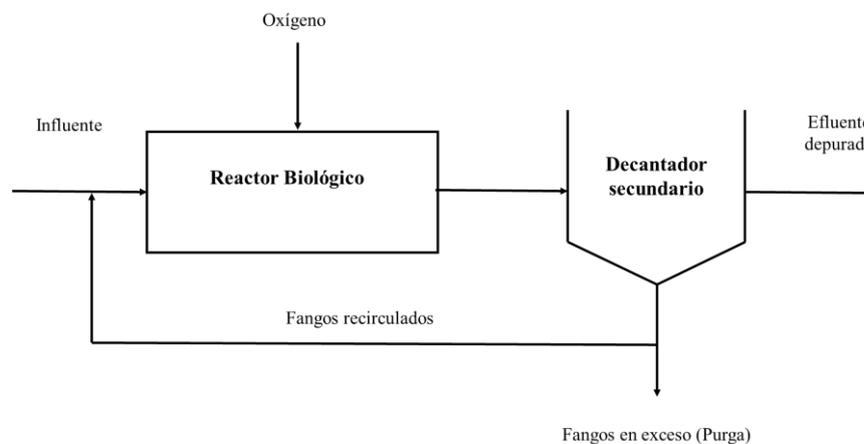


Figura 1. Esquema del proceso de fangos activados.(Tomado de Pastor, 2008)

4.1.2. Eliminación biológica de nutrientes del agua residual

Según Pastor, (2008) los procesos de eliminación de nutrientes son más complejos que los de eliminación exclusiva de materia orgánica, aunque se basan en el esquema del proceso de fangos activados. Se requiere la combinación de etapas anaerobias, anóxicas y aerobias para alcanzar la calidad requerida en el efluente de la estación depuradora de aguas residuales.

– Eliminación Biológica del Nitrógeno

El nitrógeno presente en las aguas residuales urbanas se encuentra mayoritariamente en forma de nitrógeno amoniacal o nitrógeno orgánico y la eliminación de estos elementos se lleva a cabo generalmente mediante procesos biológicos, entre un 10-30 % del nitrógeno total es empleado en el sistema de fangos, para satisfacer las necesidades nutricionales de la biomasa. Para que la eliminación del nitrógeno se lleve a cabo es necesaria la actuación ambigua de dos procesos que corresponden a la nitrificación y la desnitrificación.

En la figura 2 observamos que la nitrificación es la etapa en la que el nitrógeno amoniacal, es oxidado primero a nitrito y luego a nitrato por la presencia de microorganismos aerobios que usan el oxígeno molecular como aceptor de electrones, mientras que la siguiente etapa de desnitrificación transforma el nitrato en nitrógeno gas, esto sucede por los microorganismos heterótrofos facultativos que utilizan los nitratos como aceptores de electrones para la respiración celular. (Viadel, 2015)

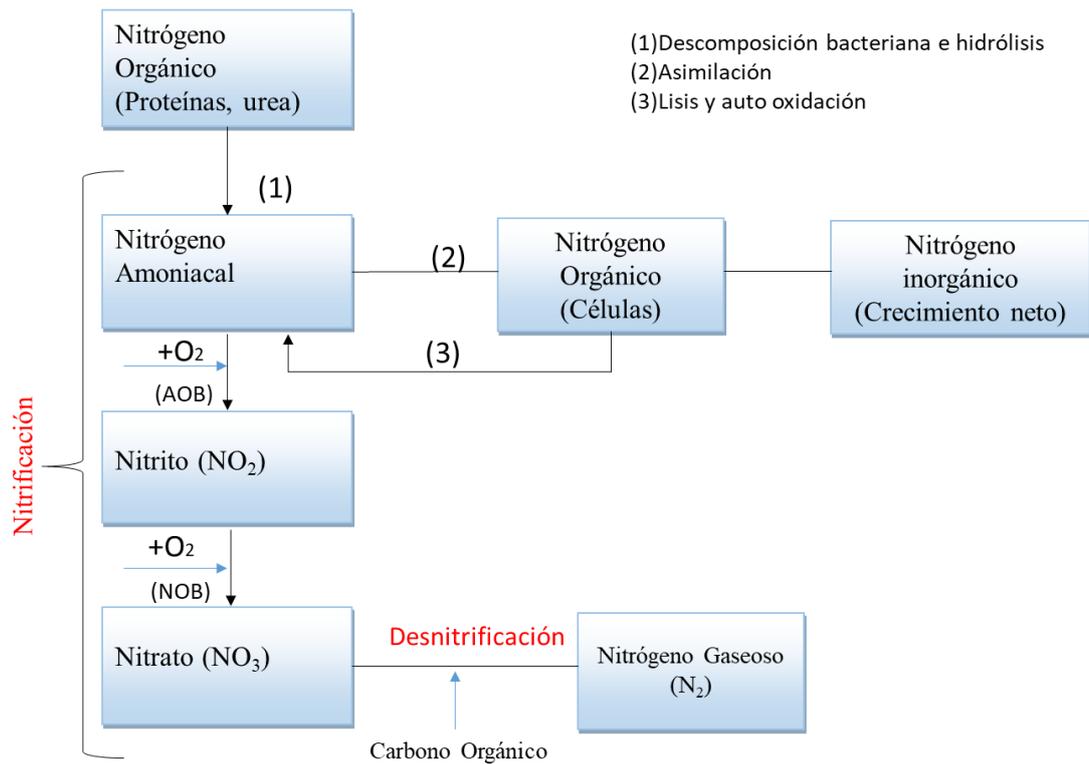
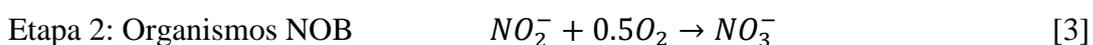
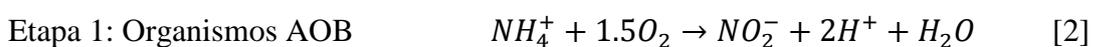


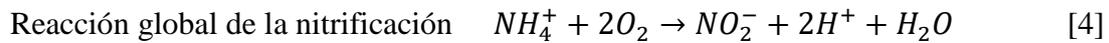
Figura 2. Transformaciones del nitrógeno en los procesos de tratamiento biológico. (Tomado de Metcalf y Eddy, 1995)

Nitrificación. - La nitrificación es un proceso generalmente realizado por bacterias quimiolitotóxicas que utilizan el carbono inorgánico como fuente de carbono para la síntesis celular, y el nitrógeno inorgánico para obtener energía. Los microorganismos que intervienen en este proceso son las bacterias amonioxidantes (AOB) cuya función es la conversión del nitrógeno amoniacal a nitrito formando como producto intermedio la hidroxilamina, y las bacterias nitritoxidantes (NOB) tienen como función la transformación de nitrito a nitrato. (Claros, 2012)

En las ecuaciones [2] y [3] se encuentra representada la estequiometría de las reacciones de oxidación de amonio y oxidación del nitrito, respectivamente. En cada una de estas etapas se produce energía que será utilizada por los microorganismos para el crecimiento y funciones celulares.

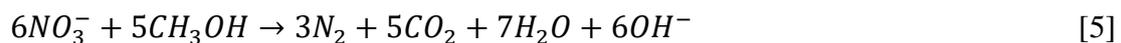


La reacción global de oxidación de amonio para ambos grupos de bacterias se encuentra representada en la Ecuación [4]



Desnitrificación. - La desnitrificación es un proceso por el cual el nitrato se convierte en nitrógeno gas en presencia de una fuente de carbono orgánica. Generalmente el principal objetivo de la desnitrificación es la eliminación del nitrógeno y al incluir esta etapa permite un ahorro de energía pues se utiliza los nitratos como aceptores de electrones en lugar de oxígeno, por lo que suele producirse en ambientes denominados anóxicos. Por otra parte, la nitrificación supone un consumo de alcalinidad, sin embargo, la desnitrificación produce aumento de la misma. (Claros, 2012)

En la ecuación [5] muestra la reacción general de desnitrificación utilizando metanol como fuente de carbono orgánico.



El proceso de desnitrificación contribuye al aumento del pH debido a que la concentración de alcalinidad se incrementa y la concentración de ácido carbónico disminuye. Por esta razón la aplicación del proceso de desnitrificación en las corrientes de agua residual de baja alcalinidad resulta muy atractivo pues compensa el descenso del pH ocurrido en el proceso de nitrificación.

– **Eliminación biológica del Fósforo**

El fósforo se encuentra en las aguas residuales en forma de ortofosfato (PO_4^{3-}), polifosfatos ($\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$) y en un pequeño porcentaje en formas orgánicas del fósforo, siendo estos dos últimos elementos los que engloban hasta el 70% del fósforo presente en el agua residual. Los microorganismos utilizan el fósforo para el transporte de energía y para la síntesis celular es por ello que entre el 10 y el 30% del fósforo se elimina durante el tratamiento biológico secundario, siendo insuficiente pues no cumple con los parámetros para su posterior vertido. (Viadel, 2015)

Para la eliminación biológica del fósforo se requiere de bacterias acumuladoras de polifosfatos (PAOs), estas son capaces de almacenar en su interior el fósforo en cantidades muy superiores a las que necesitan para llevar a cabo la síntesis celular. Para que estas bacterias proliferen es necesario que el fango presente alternadamente condiciones aerobias y anaerobias y requieren de ácidos grasos volátiles durante la etapa anaerobia. (LLoret, 2015) El proceso de eliminación biológica de fosforo se lleva a cabo de la siguiente manera.

Fase anaerobia: Las bacterias acumuladoras de polifosfatos (PAOs) toman ácidos grasos volátiles provenientes de las aguas residuales o de la biodegradación de la materia orgánica producida por las bacterias acidogénicas, para luego almacenarlos en forma de poli-hidroxi-alcanotatos (PHA). Para que el almacenamiento se lleve a cabo las (PAOs) utilizan sus reservas intracelulares de polifosfatos como fuente de energía liberando fósforo al medio. (LLoret, 2015)

Fase aerobia: Las bacterias usan sus reservas de PHA para convertir los fosfatos inorgánicos en polifosfatos de alto contenido energético y acumulan fósforo más allá de sus necesidades metabólicas, lo que implícitamente provoca una reducción neta del fósforo en el efluente. Además la célula vacía su stock de sustratos carbonosos, llena el stock de polifosfatos y se multiplica. (Venegas, 2015)

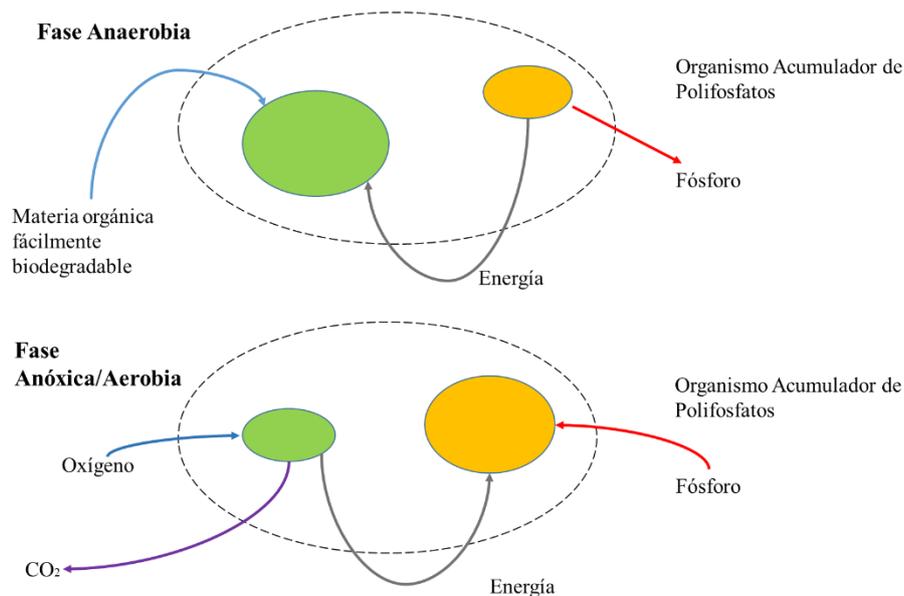


Figura 3. Eliminación de fósforo al interior de un organismo acumulador de PAO (Tomado de LLoret, 2015)

5. TRATAMIENTO DE FANGOS

El producto que se obtiene de los procesos de las estaciones depuradoras de aguas residuales en una suspensión sólido-líquido de materia en agua, es llamado fango. El manejo de este producto es dificultoso pues tiende a descomponerse.

Por tal motivo requieren de un tratamiento cuya finalidad es reducir su contenido en agua y materia orgánica, acondicionándolos para ser reutilizados o evacuados. Además, se pueden conseguir algunos de los siguientes objetivos:

- Producir gas metano.
- Reducir el olor del fango.
- Reducir la concentración de patógenos cuando el fango se destina a uso agrícola.

Para eliminar la humedad del fango se utilizan procesos como el espesamiento, deshidratación y secado. Para eliminar materia orgánica se emplean procesos de digestión, compostaje, incineración y oxidación con aire húmedo.

Los procesos de digestión se clasifican en dos grupos, digestión aerobia si tienen lugar en presencia de oxígeno y digestión aerobia en ausencia de oxígeno. La digestión anaerobia, suele ser la más utilizada esto se debe a que la cantidad de biomasa producida por unidad de sustrato degradado es menor en los tratamientos anaerobios que en lo aerobios.

Esto sumado a que la mayoría de los sustratos de la digestión anaerobia se transforman en metano, producto que puede ser recuperado y reutilizado, por lo tanto, al no requerir de aire, este tipo de digestión es ventajosa desde el punto de vista energético, sin embargo, hay que tener en cuenta el consumo energético debido a las necesidades de calor para aumentar la temperatura del fango alimentado cuando se trabaja en el intervalo mesofílico (30 a 38°C) o termofílico (49 a 57°C). (Pastor, 2008)

5.1. Digestión anaerobia de fangos

La digestión anaerobia es un proceso biológico empleado para la estabilización de fangos, en este proceso se produce la descomposición de materia orgánica e inorgánica en ausencia de oxígeno para luego ser convertida en dióxido de carbono y metano con trazas de otros

elementos, mediante la acción de un conjunto de microorganismos en ausencia de aceptores de electrones de carácter inorgánico (O_2 , NO_3^- , SO_4^{2-}).

La digestión anaerobia se lleva a cabo mediante la acción conjunta de diferentes microorganismos anaerobios. Las diferentes fases del proceso son:

Hidrólisis. En la hidrólisis se lleva a cabo la transformación por vía enzimática de compuestos de alto peso molecular como proteínas, carbohidratos y lípidos, a elementos estructurales básicos como diferentes tipos de oligosacáridos y azúcares, alcoholes, aminoácidos y ácidos grasos que puedan servir como fuente de energía y de carbono celular. La hidrólisis de estas partículas orgánicas es llevada a cabo por enzimas extracelulares excretadas por las bacterias fermentativas.

Acidogénesis-Acetogénesis. En la acidogénesis, los compuestos solubles producidos en la etapa anterior, son fermentados por los microorganismos acidogénicos que producen, principalmente, ácidos grasos de cadena corta, dióxido de carbono e hidrógeno que pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicos.

Cuando algunos productos de la fermentación (valerato, butirato, propionato, algunos aminoácidos, etc.) no pueden ser metabolizados directamente, necesitan ser transformados en productos más sencillos, acético, hidrógeno y CO_2 , mediante la acción de los microorganismos acetogénicos.

Metanogénesis. las bacterias responsables de este proceso son anaerobias estrictas que convierten el hidrógeno y el ácido acético en gas metano y en dióxido de carbono

6. PRECIPITACIÓN QUÍMICA DEL FÓSFORO EN UNA EDAR

La eliminación del fósforo contenido en el agua residual se lleva a cabo con la incorporación de fosfatos a los sólidos en suspensión y la posterior eliminación de estos. El fósforo se puede incorporar tanto a los microorganismos (eliminación biológica de fósforo) como a precipitados químicos.

Para la eliminación del fósforo mediante precipitación química, se adiciona sales de hierro, aluminio o calcio en menor cantidad. Debido a la adición de estas sales se forman precipitados mixtos de hidróxidos y fosfatos que decantan rápidamente. El mayor problema

en cuanto a este proceso es la gran producción de fangos a los cuales pueden llegar precipitados tóxicos quedándose en estos y evitando la degradación biológica lo que implícitamente dificulta su aprovechamiento en la agricultura y en su vertido. (Viadel, 2015)

La precipitación química es uno de los procesos que permite la recuperación de nutrientes, en el apartado 7.3.2. Precipitación de estruvita, se tratará más a fondo este proceso.

Hoy por hoy, las aguas residuales están siendo consideradas como un recurso proveedor de nutrientes y el termino recuperación va tomando fuerza; para que dicha recuperación, en este caso de nitrógeno y fósforo, se lleve a cabo se requiere de tratamientos biológicos, químicos y tratamientos de fangos, por lo que es sumamente importante tener claros conceptos básicos en cuanto al tratamiento de aguas residuales ya contemplados anteriormente.

7. RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES DE LAS AGUAS RESIDUALES

Las aguas residuales constituyen un recurso abundante y valioso que ha pasado de ser una carga a ser eliminada o una molestia a ser ignorada, y juega ahora un papel importante en la economía circular cuyo objetivo es buscar el equilibrio entre el desarrollo, la protección de recursos y la sostenibilidad ambiental; estas aguas ya no deberían ser consideradas como “residuo” pues son una fuente rentable y sostenible de energía, nutrientes y materia orgánica, entre otros subproductos útiles, y la extracción de estos va mucho más allá de la salud humana y ambiental, sino también en la mitigación del cambio climático. (UNESCO, 2017)

Los nutrientes son uno de los componentes aprovechables que tienen las aguas residuales, pueden ser extraídos y utilizados para diferentes fines productivos, actualmente se registran avances en la creación de nuevas tecnologías para la recuperación de nitrógeno y fósforo, tanto de las aguas residuales como de los lodos. Según la UNESCO, (2017) y Richert et al., (2011) una de las propuestas de gestión ecológica de aguas residuales es la recolección y utilización de la orina ya que esta contiene el 88% de nitrógeno y el 66% de fósforo, componentes esenciales para el crecimiento de las plantas.

Como se prevé que en las próximas décadas los recursos minerales de fósforo serán escasos o, incluso podrían agotarse, se presenta, una alternativa realista y viable que sería la posibilidad de recuperarlo de las aguas residuales. (UNESCO, 2017)

Los procesos alternativos de tratamiento de aguas residuales que se basen en la recuperación de energía y nutrientes, y a su vez permitan cumplir con parámetros aptos ya sea para el posterior vertido a cuerpos de agua o para ser reutilizadas, son en la actualidad un desafío clave puesto que el valor de estos nutrientes, su disponibilidad en las aguas residuales y el aumento en el costo de la energía, son los principales impulsores para rediseñar las plantas de tratamiento de aguas residuales como sistemas de recuperación de recursos. (Batstone et al., 2015).

Según Cornel et al., (2011) la principal fuente de nitrógeno y fósforo son las excretas humanas, las cargas per cápita son de aproximadamente 11 a 13 g N/C.d y 1,8 a 2 g P/C.d, respectivamente, esto es igual a 6:1 en relación al peso y en relación molar es igual a 13:1 N: P.

El nitrógeno y el fósforo presentes en las aguas residuales domésticas superan lo requerido para el crecimiento de microorganismos en las EDAR. Con un tratamiento aeróbico común, dependiendo de la estructura de la planta y el tiempo de retención de lodos, aproximadamente el 20-30% del nitrógeno y el 30-40% del fósforo permanecen en el exceso de lodos, mientras que en plantas con eliminación de fósforo y/o eliminación biológica mejorada de fósforo por precipitación química se retiene hasta el 95% del fósforo

El caso más simple de aprovechamiento del nitrógeno y el fósforo presente en las aguas residuales es para riego agrícola, con un tratamiento previo, para controlar la concentración de estos nutrientes y sean acordes a los requeridos evitando así la fertilización excesiva de los suelos. Según Cornel y Meda, (2008) en Europa, las plantas de tratamiento de aguas residuales sin el proceso de eliminación de nutrientes descargan agua con concentraciones habituales de nutrientes aproximadamente de 55 mgN/l y 7 mgP/l por ello la cantidad de agua residual cuyo destino sea para riego debe ser limitada.

Un claro ejemplo es el cultivo de trigo, la cantidad total de agua requerida está entre 6000 y 10 000m³/ha. Pero al irrigar este cultivo con aguas residuales tratadas, la cantidad de agua que se requiere debe limitarse a 1000–3800m³/ha, evitando así que la cantidad de nutrientes que entra al suelo para ser aprovechada por este tipo de plantas exceda la cantidad requerida que es de 60–210 kgN/ha, según Cornel y Meda, (2008).

La cantidad de agua residual para riego dependerá de la concentración de nutrientes y la tasa de evaporación y en el caso de no disponer de agua para dilución, como agua de lluvia o agua de superficie podría requerirse una eliminación parcial de nutrientes, mediante la nitrificación completa o la nitrificación/desnitrificación de una parte del flujo de las aguas residuales para posteriormente mezclarlas con el resto del flujo.

En cuanto al uso de aguas residuales tratadas para irrigación, el requerimiento de esta se limita a los periodos de riego, lo que implicaría la necesidad de almacenar esta agua rica en nutrientes, pero problemática a su vez porque favorecería el crecimiento de algas en el caso de ser almacenadas en depósitos abiertos y en el caso de almacenamientos cerrados serian causantes de obstrucción. Por lo tanto, la eliminación de nutrientes puede ser necesaria para evitar efectos perjudiciales en los depósitos de agua. (Cornel y Weber, 2004)

Por otro lado, el uso agrícola de los lodos de aguas residuales está relacionado con el reciclaje de los nutrientes que se quedan en los lodos, esto aún es motivo de discusión debido a la posible contaminación con metales pesados o con trazas de elementos orgánicos, etc. Según Meda et al., (2007) En Alemania, por ejemplo, la aplicación de lodos de depuradora en la agricultura disminuyó del 42% en 1995 al 31% en 2003.

7.1. Importancia de la recuperación de nutrientes

Su importancia radica en que los nutrientes son esenciales para el desarrollo de las plantas ya que estas necesitan absorber del suelo, relativamente en grandes cantidades principalmente elementos como el nitrógeno, fosforo, potasio, azufre, calcio y magnesio, estos nutrientes se encuentran en cantidades mayores a 0,05% en peso seco, por ello son considerados macronutrientes. (Navarro y Navarro, 2013)

El nitrógeno y el fósforo son nutrientes que encontramos en las aguas residuales, de allí parte la importancia de su recuperación o reutilización, como fertilizante, o para verter el agua con condiciones aptas para el riego, es decir con la cantidad adecuada de nutrientes, pues una concentración elevada de estos sería perjudicial para los cultivos. (Cornel et al., 2011)

En las aguas residuales podemos encontrar el nitrógeno y el fósforo de forma disuelta, el nitrógeno se encuentra principalmente como amonio y en menor cantidad como nitrógeno orgánico, por ejemplo, las proteínas y la urea; mientras que al fósforo lo encontramos como

fosfato inorgánico principalmente y en menor porcentaje lo encontramos como fósforo orgánico. (Cornel et al., 2011)

7.1.1. Nitrógeno

Es un elemento que está disponible en todo el mundo en cantidades suficientes pues hace parte del aire presente en la atmósfera en un 98%, es decir hay materia prima suficiente para la producción de fertilizantes, sin embargo, la producción de estos a partir de nitrógeno elemental con el proceso Haber-Bosch consume mucha energía, ya que requiere una elevada presión y temperatura para que el nitrógeno y el hidrógeno en presencia de catalizadores reaccionen de acuerdo a la siguiente ecuación [1]. (Cornel et al., 2011)



Dependiendo del proceso, la energía que se requiere es aproximadamente 9-13kWh kg⁻¹ NH₃ – N, por lo tanto, el incentivo para aprovechar el nitrógeno de las aguas residuales, en su mayoría presente en forma de nitrógeno amoniacal y orgánico, es por el ahorro de energía que representaría, más que por la cantidad de nitrógeno. (Cornel et al., 2011)

Hay que tener en cuenta que la excreción humana de nitrógeno asciende a 11g al día, aproximadamente 4 kg por persona al año, el ahorro potencial de energía es un máximo de 40kWh por persona al año, en el caso de que todos los iones de amonio contenidos en las aguas residuales puedan reemplazar el amoníaco producido por el proceso Haber-Bosch, podría ahorrarse alrededor de 3.9–6.9kWh en la planta de tratamiento de aguas residuales en el caso de que se pueda omitir la nitrificación y la desnitrificación, energía que se consume para la eliminación de nitrógeno. (Cornel et al., 2011)

7.1.2. Fósforo

El fósforo es considerado esencial para todos los organismos, pues es uno de los componentes principales del ADN y es un elemento clave ya que conforma el ATP, principal fuente de energía para las funciones celulares, el fósforo es un nutriente esencial para las plantas identificado por Justus von Liebig (1803–73) como un factor limitante para su crecimiento. (Cornel et al., 2011)

Además, es un componente vital de las células y no puede ser reemplazado por otro elemento, es por ello que es considerado un elemento importante, no es como otros recursos

que podrían ser sustituidos o bien tener alternativas, como en el caso del nitrógeno, que puede ser obtenido técnicamente del aire a través del proceso Haber-Bosch.

El ciclo del fósforo inorgánico es un proceso que describe el ciclo de erosión, el transporte a los océanos, sedimentación y alteración de rocas que contienen fósforo, por lo tanto este ciclo toma varios millones de años en llevarse a cabo, además del ciclo inorgánico existen dos ciclos orgánicos, uno tiene lugar en tierra (suelo-plantas-humanos/animales-residuos orgánicos-suelo) y el otro en el agua y el tiempo que estos ciclos toman en llevarse a cabo es entre unas pocas semanas y hasta un año. (Cornel et al., 2011)

Estos ciclos cerrados originalmente naturales son interrumpidos cuando los compuestos de fósforo presentes en los excrementos animales y humanos no se utilizan en la fertilización, el fósforo contenido en las aguas residuales se descarga al océano o cuando los lodos de las depuradoras son depositados en vertederos o son incinerados.

Aunque en la actualidad la disponibilidad del fósforo está equilibrado por la producción de fertilizantes químicos gracias a los depósitos de fósforo presentes en la corteza terrestre sin embargo según lo citado por Steen, (1998) esta disponibilidad de los actuales depósitos de fósforo natural se pronostica para los próximos 60–240 años. (Cornel et al., 2011)

7.2. Recuperación del Nitrógeno de las Aguas Residuales

El Dr. James Barnard en su discurso de apertura en la Conferencia de Recuperación de Nutrientes en 2009 en Vancouver, declaró que “el nitrógeno se puede recuperar de las aguas residuales, pero el costo de la recuperación es muy superior a la de la fijación de nitrógeno de la atmosfera”; Barnard, (2009), mencionó además que se realizaron varios intentos para recuperar el amoníaco a valores altos de pH del efluente y posteriormente recuperarse como sulfato de amonio, pero el método no era económicamente viable.

Existen también informes de investigación sobre la eliminación del amoníaco de las denominadas aguas de proceso, es decir, las aguas residuales con altas concentraciones de amonio (>1000 mg/l), provenientes de las corrientes laterales producto de la deshidratación de los lodos. Al reducir los altos valores de pH, el amoníaco pasa a su fase gaseosa y posteriormente se transforma en sales de amonio o agua de amoníaco, es decir pasa a ser una solución acuosa con un contenido de amoníaco de aproximadamente el 25% en peso. Estos

procesos sirven más bien para la reducción de la carga de amonio que para la recuperación de nitrógeno. Además, consumen mucha energía y requieren de grandes cantidades de productos químicos. (Kollbach y Grömping, 1996)

De acuerdo con Cornel et al., (2011) el proceso más prometedor en cuanto a la recuperación del nitrógeno es la precipitación combinada con el fosfato como estruvita (fosfato de magnesio y amonio (MAP)) de las aguas con elevadas concentraciones de amonio. Con las condiciones apropiadas el fósforo y el nitrógeno se pueden separar agregando sales de magnesio para luego ser reclamados como productos valiosos, sin embargo, aun con la aplicación de la precipitación combinada sólo se elimina un pequeño porcentaje de nitrógeno como estruvita, puesto que la relación molar de N:P es 13:1 en aguas residuales, en comparación con 1:1 en estruvita, a menos que se pretenda agregar fósforo adicional en la cantidad requerida.

Otro método viable para el control y recuperación de nutrientes es la separación de orina ya que esta contiene el 90% del nitrógeno presente en las aguas residuales y aproximadamente el 50% del fosforo, además de cerca del 50% del potasio. El objetivo es separar la orina de las heces, ya que la orina es casi libre de patógenos. Durante el almacenamiento, el valor de pH aumenta debido al hidrólisis, lo que nuevamente contribuye a la desinfección del producto; al separar la orina, las plantas de tratamiento de aguas residuales se alivian pues se podrían omitir los pasos de nitrificación y desnitrificación. (Cornel et al., 2011)

Más allá de la teoría, la puesta en práctica muestra que en realidad solo una fracción de la orina esperada se recolecta por separado, lo que reduce considerablemente la tasa de recuperación. Según Larsen y Lienert, (2007) informan una tasa de recolección del 60-75% en un proyecto de demostración en Suiza, mientras que Genath, (2009) solo del 30-40 % en un proyecto de demostración en Berlín, Alemania. Según Tilley et al., (2009) indican una tasa de recolección promedio del 30% con un rango de 10 a 75% para un proyecto comunitario sobre la separación de orina y recuperación de nutrientes en Nepal.

El uso de la orina como fertilizante es particularmente atractivo en aquellos países donde la distancia entre la fuente de obtención de orina y su lugar de aplicación como los campos agrícolas son cortas. Esto se aplica básicamente en las áreas rurales y en aquellos lugares

donde los fertilizantes no están al alcance de muchas personas por su elevado costo. En el caso de transportar el nitrógeno a mayores distancias, es necesario considerar la mejora de la concentración de nutrientes, debido a que la concentración del mismo en la orina es aproximadamente el 1% por peso en comparación con el 40% por peso en los fertilizantes comerciales. (Cornel et al., 2011)

Según Maurer et al., (2003) desde el punto de vista energético, la vaporización del contenido del agua en la orina es el método más competitivo, con un cálculo de energía aproximadamente en 5kWh/kg N, en referencia a los altos requerimientos de energía del proceso de Haber-Bosch; sin embargo, la generación de MAP (estruvita) a partir de la orina parece requerir mayor demanda de energía, pero al incluir el fósforo el balance energético vuelve a ser favorable. Se debe tener en cuenta el desequilibrio estequiométrico existente entre el N y P, que en la orina es aún más característico que en las aguas residuales. Otra incógnita muy importante relacionada con el uso de la orina como fertilizante es el tratamiento que se requerirá para eliminar productos farmacéuticos y los disruptores endocrinos resultado del metabolismo humano.

7.3. Recuperación de Fosforo de las Aguas Residuales

Las fuentes de fósforo a las aguas superficiales son muy diversas, la cantidad de fosfatos que entran a las aguas superficiales de Europa, el 24% proviene de residuos humanos en las aguas residuales, el 11% del empleo de detergentes, el 34% de la ganadería, el 7% de la industria, el 16% del empleo de fertilizantes y el 10% restante debido a procesos naturales de erosión. En este contexto, aproximadamente la tercera parte de las aportaciones de fosfatos a las aguas superficiales proviene de las aguas residuales. (Pastor, 2008)

El tratamiento convencional de las estaciones depuradoras de aguas residuales está enfocado en la eliminación del fósforo, sin embargo, considerando la alta demanda de este recurso y las limitadas fuentes de obtención de mismo, la eliminación del fósforo ha dejado de ser una alternativa viable por lo que en los últimos años se ha llevado a cabo estudios encaminados a la recuperación de fósforo en diferentes corrientes de aguas residuales, purines, orina, etc. (Lapeña, 2014)

La recuperación de fósforo de las aguas residuales, cada vez toma más importancia debido a las grandes cantidades de fósforo presentes en los efluentes industriales y domésticos, encontrándonos con concentraciones de este elemento de 10 mg P/l.

Sumado a esto, el interés por reciclar el fósforo se enfoca también en la disminución de los depósitos de rocas fosfáticas, pues las reservas de buena calidad se van agotando con el tiempo, esto llevaría a la explotación de rocas fosfáticas con alto grado de impurezas, haciendo de esta manera que los costes de tratamiento para obtención de fósforo aumenten. (Pastor, 2008)

En lo que respecta al contenido de impurezas, el fósforo recuperado de las EDAR tiene generalmente un bajo contenido de metales pesados en relación al encontrado en las rocas fosfáticas, esto hace que la industria del fósforo se vea interesada en la recuperación de este elemento porque así se requerirá un menor pretratamiento. Por ejemplo, el contenido de cadmio en las rocas fosfáticas varía entre 0,1 y 850 mg de cadmio por kilogramo de fósforo, estas impurezas no se eliminan completamente del producto final por lo que al fertilizar se introduciría también metales pesados al suelo irrigado. (Larsen et al, 2001)

Se debe tener presente la percepción que la sociedad tiene sobre la utilización de los productos recuperados, es por ello que al considerar la viabilidad de la recuperación del fósforo para que posteriormente sea utilizado ya no se trata de cuestiones técnicas si no de la aceptación de la sociedad por la percepción negativa.

7.3.1. Procesos de recuperación de fósforo

Para recuperar el fósforo de las aguas residuales existen diferentes alternativas (Pastor, 2008):

Uso agrícola de los fangos de depuradora. - Los fangos generados en las EDAR pueden ser utilizados en la agricultura con un proceso de desinfección previo. El fango actuaría como un sustituto de los fertilizantes químicos y al ser aplicados al suelo se obliga a controlar el posible contacto con organismos patógenos para proteger la salud pública. Para reducir eficazmente los patógenos se utilizan métodos como el compostaje, adición de cloro o radiación de alta energía.

Extracción de fósforo de cenizas de incineración de fangos de la EDAR. - Consiste en la elutriación de la ceniza obtenida, con agua desionizada a distintas temperaturas o con vapor, para después por un proceso de filtración dar lugar a una solución concentrada de fósforo que después sería sometida a un proceso de precipitación para recuperar el fósforo. Según Matsuo, (1996) este método sería adecuado solo en el caso de que la incineración sea la ruta normal del tratamiento de los fangos o lodos.

Al aplicar este tratamiento es posible eliminar los metales los metales pesados, y al mismo tiempo mejorar la disponibilidad de fósforo en las plantas, pues las cenizas se exponen, en condiciones adecuadas, a sustancias que contienen cloro, cloruro de potasio o cloruro de magnesio, y se tratan térmicamente a temperaturas de >1000 C, un gran porcentaje de los metales pesados se convierten en cloruros de metales pesados que se vaporizan, eliminándolos así de las cenizas (Cornel et al., 2011)

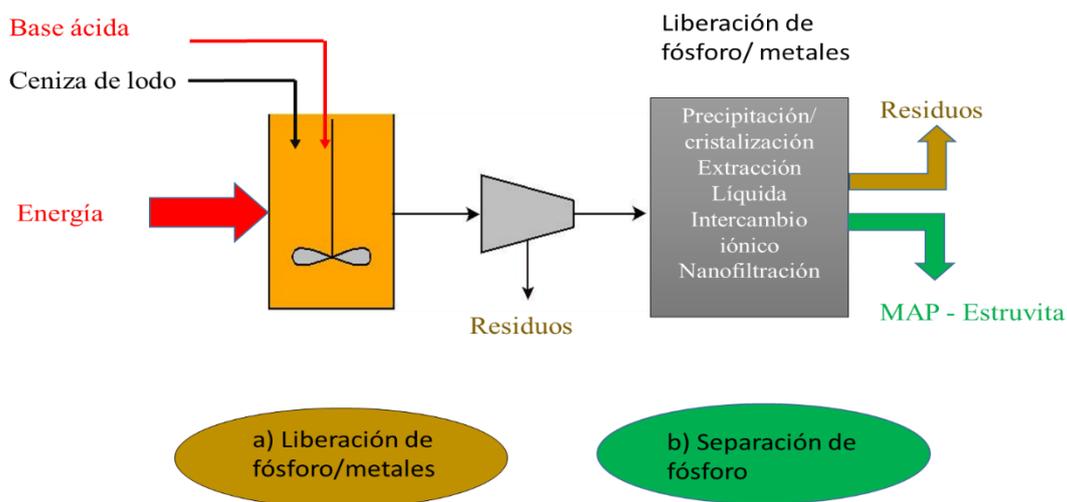


Figura 3. Recuperación de fósforo a partir de lodos de depuradora y cenizas de lodos de depuradora: tecnologías químicas húmedas. (Adaptado de Cornel y Schaum, 2009)

Recogida separada de los residuos de los inodoros. - Como ya se mencionó anteriormente, al igual que el nitrógeno, el fósforo es un nutriente que procede de los excrementos humanos. Normalmente el 80% del nitrógeno, el 50% de fósforo y el 90% del potasio de la carga total de nutrientes que llega a una EDAR proviene de la orina. (Larsen et al, 2001)

Recuperación de fósforo de las EDAR.- Posterior al tratamiento anaerobio del fango, con un tratamiento biológico de nutrientes, el fósforo puede ser recuperado de esta corriente con altas concentraciones de nutrientes, llevándola a un tanque de precipitación / cristalización, donde el fósforo se elimina como fosfato de calcio o MAP (estruvita), agregando sales de

calcio o magnesio y, cuando sea necesario, cristales semilla como la arena (Giesen et al, 2005) o el hidrato de silicato de calcio. (Cornel et al., 2011)

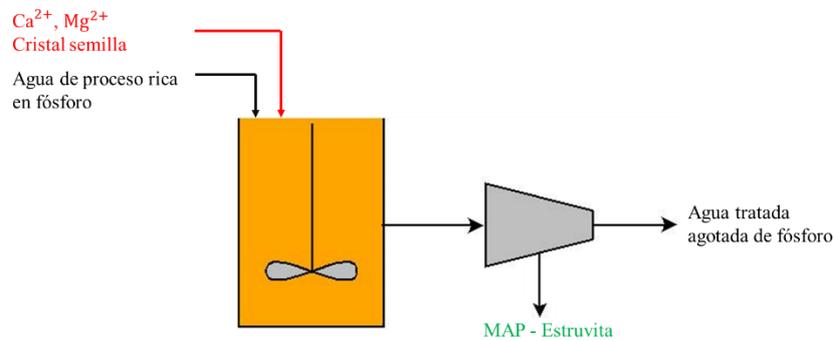


Figura 4. Fósforo recuperado de la fase líquida durante el tratamiento de agua residual. (Adaptado de Cornel y Schaum, 2009)

Balmér, (2004) ha realizado un estudio económico de las alternativas comentadas anteriormente para recuperar el fósforo, llegando a la conclusión que los procesos más ventajosos se tratan del uso agrícola de los fangos procedentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales y la recuperación de fósforo en estaciones depuradoras de aguas residuales con eliminación biológica de nutrientes.

7.3.2. *Precipitación de estruvita*

La mayoría de procesos incluyen la separación de fósforo por precipitación/cristalización de fosfato de calcio o estruvita MAP (“magnesium ammonium phosphate”)

La estruvita es el nombre por el que se conoce normalmente al fosfato de magnesio y amonio hexahidratado. La morfología de los cristales de estruvita es ortorrómbica (Figura 5), aunque también se puede encontrar en forma esférica o dendrítica.

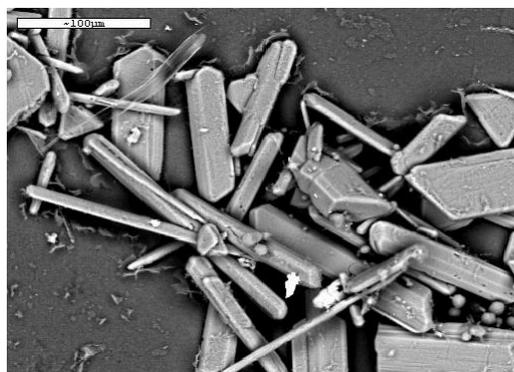


Figura 5. Estruvita vista al microscopio. (Tomada de Pastor, 2008)

La estruvita está compuesta por cantidades molares iguales de magnesio, amonio y fosfato, así como también por seis moléculas de agua de hidratación. La reacción de formación de estruvita ocurre como se presenta en la ecuación [6]:



– **Recuperación de fósforo de las aguas residuales como estruvita**

En los últimos años se han realizado estudios sobre la recuperación del fósforo existente en las aguas residuales, principalmente como hidroxiapatita o como estruvita. Las tecnologías que se han empleado se basan en procesos de intercambio iónico, o en procesos de precipitación en tanque agitado, lecho fluidizado o columnas aireadas. Los reactivos utilizados para ajustar el pH, la fuente de magnesio, la solución de fósforo empleada para el proceso son los variantes entre un estudio y otro. (Pastor, 2008)

Según Battistoni et al., (2002; Ueno y Fujii, (2001); Hirasawa et al., (2002); y Bowers y Westerman, (2005) el tipo de reactor más empleado para la cristalización del fósforo ha sido el reactor de lecho fluidizado y según Münch y Barr, (2001) las columnas agitadas con aire. Otros autores (Mangin y Klein, 2004) prefieren el empleo de reactores de tanque agitado por la facilidad y flexibilidad en cuanto al manejo, y es el reactor que más se emplea para la cristalización a nivel industrial.

Los reactores de lecho fluidizado presenta un inconveniente pues son difíciles de controlar, dado que los caudales se deben mantener constantes durante el proceso para mantener el lecho en estado fluidizado. En cuanto al proceso de intercambio iónico se tiene el proceso REM-NUT, según Liberti et al, (2001) en el cual se combina el proceso de intercambio iónico para la eliminación simultánea de iones fosfato y amonio, y un proceso de precipitación química para la obtención de estruvita.

Sin embargo, independientemente del proceso que se vaya a utilizar para la precipitación de la estruvita, existen varios factores que influyen en la producción de la misma:

La composición química del efluente. - Se refiere a la materia orgánica, la presencia de detergentes, la fuerza iónica en el agua residual de partida. (Viadel, 2015)

El pH.- Es un factor importante en la reacción de precipitación de la estruvita, ya que aumentando el pH se favorece el proceso. Battistoni et al., (2000) en su trabajo obtuvo

estruvita a pH entre 8-10 bajo diferentes razones molares de calcio y magnesio en el influente. Debido a que las aguas residuales tienen un pH cercano a la neutralidad es necesario ajustarlo para esto se suele utilizar NaOH según Stratful et al., (2001); $Mg(OH)_2$ según Münch y Barr, (2001); y Ueno y Fujii, (2001) o por medio de aireación para eliminar el CO_2 por “stripping” según Battistoni et al., (2001)

De acuerdo con Doyle y Parsons, (2002) al utilizar $Mg(OH)_2$ no se puede controlar de manera independiente el pH y tampoco la concentración de magnesio que entra al reactor, sin embargo, el aumento de la concentración de Mg_{2+} favorece la precipitación de la solución, por lo tanto, el pH necesario para precipitar y recuperar la estruvita se reduciría.

La relación molar Mg:N:P.- La variación en las concentraciones de cada elemento puede tener un gran efecto sobre la composición del producto obtenido. Stratful et al., (2001) mencionan que en el caso de tener amonio en exceso favorecerá la formación de cristales de estruvita de mayor pureza, mientras que un exceso de magnesio puede disminuir la pureza de la estruvita según Demeestere et al.,(2001).

Al trabajar con aguas residuales, el elemento que se encuentra en menores concentraciones a las necesarias para precipitar la estruvita es el magnesio, por tal motivo, en muchas ocasiones es necesario añadir una fuente de magnesio a la hora de llevar a cabo la precipitación. Comúnmente se suele emplear cloruro de magnesio o hidróxido de magnesio. Hay autores como (Lapeña, 2014) que utiliza agua de mar como fuente de magnesio, disminuyendo así los costes en reactivos.

El tiempo de retención hidráulico.- En el trabajo de (Pastor, 2008) se estudió la eficiencia de recuperación del fósforo llegando a la conclusión que no influye en la eficiencia de la precipitación, ni en la eficiencia de recuperación de estruvita, sin embargo si influye en el tamaño de los cristales, pues estos varían.

El grado de sobresaturación. - Según Pastor, (2008) es un parámetro que influye en la eficiencia de recuperación de fósforo, es decir, para que una solución cristalice es necesario que la solución este sobresaturada, y se dice que esta sobresaturada cuando no está en equilibrio por lo tanto para disminuir esa sobresaturación y equilibrarse, dicha solución se cristaliza.

La temperatura. - Aunque no existen muchos estudios referentes al efecto de la temperatura según, Andrade y Schuling (1999) concluyeron que cuando la temperatura se eleva de 0-20°C, la solubilidad de la estruvita crece, pero, por encima de esa temperatura decrece. Webb y Ho (1992) observaron que el producto de solubilidad de la estruvita era ligeramente inferior a 25°C que a 30°C. Por otro lado, Celen y Türker (2001) indican que la temperatura de reacción no tuvo influencia en la solubilidad de la estruvita, en efluentes de digester anaerobio a temperaturas entre 25 y 40°C.

La presencia de iones de calcio: la formación de estruvita se ve afectada por la interacción entre los iones calcio y magnesio. Es importante considerar esto, puesto que el calcio es un catión que se encuentra comúnmente en las aguas residuales. Dependiendo de las concentraciones relativas de estos iones se puede inhibir la formación del fosfato de calcio o de la estruvita según Battistoni et al., (1997).

– **Problemas causados por precipitación incontrolada de estruvita en EDAR**

El fósforo, resultado de la actividad metabólica de las bacterias heterótrofas como nutriente o por las PAOs en forma de polifosfato en el tratamiento biológico es liberado al medio provocando la precipitación incontrolada de estruvita, que es un fenómeno común en los tratamientos anaerobios de los lodos. Las concentraciones elevadas de fosfato producen en el interior del digester procesos de precipitación incontrolada de varios compuestos como ortofosfatos, amonio y magnesio, iones que forman el mineral estruvita. (Viadel, 2015)

Este fenómeno ocurre de manera espontánea en tuberías, codos, bombas y reduce el volumen útil del digester, afectando al sistema, pues las incrustaciones de estruvita provocan atascos en las conducciones generando una disminución en la eficiencia de los procesos.

Por lo tanto, la recuperación de fósforo en forma de estruvita ($MgNH_4PO_4$), es un proceso que además de favorecer la obtención de un recurso natural no renovable de manera sostenible, ayuda a mantener la calidad de los ecosistemas acuáticos y a su vez al controlar la precipitación se evita problemas de obstrucción en las EDAR.



Figura 6. Incrustaciones de estruvita en la línea de fangos de la EDAR Murcia-Este (Tomada de Pastor, 2008)

– **Ventajas de la recuperación de fósforo en forma de estruvita en una EDAR**

Ventajas que presenta el introducir un proceso de recuperación de fósforo en forma de estruvita en una EDAR:

Ventajas agrícolas

De acuerdo con Molinos et al., (2010) la estruvita puede utilizarse como fertilizante, ya que este compuesto presenta propiedades similares a los fertilizantes utilizados convencionalmente.

La composición de la estruvita es de un 28,9% de P_2O_5 , 5,7% de nitrógeno amoniacal y 16,4% de MgO (Bridger et al., 1962.). Estas buenas características nutricionales, especialmente en fósforo, la hacen óptima para uso como fertilizante.

- En un estudio realizado por Ahmed et al., (2006) compararon la eficiencia de la estruvita, llegando a la conclusión que la estruvita tiene un valor fertilizante similar al fosfato di-cálcico como fuente de fosfato pero que a su vez presenta la ventaja adicional de contener nitrógeno disponible y la presencia de magnesio en el material recuperado, características que la hacen preferible como fertilizante frente a los fosfatos cálcicos.
- La estruvita es un buen fertilizante ya que su actividad lenta, debido a su baja solubilidad, permite ser utilizada en una sola dosis sin riesgo de perjudicar el crecimiento de las plantas según Bridger et al, (1962.)

- Su naturaleza insoluble en el agua, le otorga otra ventaja como fertilizante ya que reduce problemas de eutrofización en los cuerpos de agua próximos y disminuye su infiltración a las aguas subterráneas. (Ali, 2005)
- Aporta nutrientes fundamentales como magnesio, nitrógeno y fósforo
- La estruvita presenta un bajo contenido en metales pesados siendo dos o tres veces inferior a la cantidad presente en las rocas fosfáticas comerciales como mencionan Brett et al., (1997); ventaja que lo hace interesante para la industria del fósforo, pues su recuperación evitara un pretratamiento requerido en sus procesos.

Ventajas Técnicas

La recuperación de estruvita también produce efectos positivos en la EDAR, mostrados a continuación:

- Al conocer los mecanismos que favorecen la formación de estruvita se puede controlar su precipitación en otros puntos distintos al cristalizador, de esta manera se consigue reducir su precipitación incontrolada evitando incrustaciones en conducciones o estructuras hidráulicas
- Control de la concentración de fósforo que es recirculada con el sobrenadante a cabeza de planta al estar controlada la precipitación de fósforo mediante el proceso de cristalización. Por lo tanto, también se controla el rendimiento del proceso de eliminación biológica del fósforo. (Pastor, 2008).
- Reducción de la cantidad de fangos generados cuando se lleva a cabo la eliminación de fósforo mediante un proceso biológico, para una posterior recuperación del mismo, en comparación con la gran producción de fangos que generado por la eliminación química del fósforo.

Ventajas Económicas

Aunque las contribuciones en cuanto a la viabilidad económica de la recuperación de la estruvita son limitadas según Münch y Barr; y Ueno y Fujii, (2001) se obtienen beneficios económicos por la venta del producto.

Según Ueno y Fujii, (2001) la estruvita obtenida a partir de un agua residual por Unitika Ltd. en Japón, se está vendiendo a compañías de fertilizantes estadounidenses a 250 €/t, gastos de transporte excluidos

Münch y Barr, (2001) mencionan que después de su estudio señalaron que la estruvita se podría vender en Australia a precios de 188-314 €/t.

Por otra parte, el precio al que se vende en Estados Unidos la roca fosfática es de 21,3 €/t (U.S Geological Survey Home Page, s.f.), aunque esto varía dependiendo de la pureza de la misma. Ante estos valores sería más rentable seguir utilizando la roca fosfática como materia prima para la industria de los fertilizantes.

Según Shu et al., (2006), en su trabajo demostraron que una estación depuradora tratando 100 m³/d, 1000 m³/d y 55000 m³/d de aguas residuales, el ahorro generado en tratamiento de fangos y disposición de los mismos al precipitar estruvita puede alcanzar respectivamente los 0,68 €/d, 6,92 €/d y 374€/d. además indican que la inversión de una planta de procesado de estruvita tratando 55000 m³/d de agua residual se recuperaría en menos de cinco años.

8. MARCO LEGISLATIVO

A raíz de la entrada de España en la Comunidad Económica Europea en el año 1986, se convirtió como miembro pleno de derecho, y con la aceptación implícita del cumplimiento de responsabilidades en cuanto a temas de agricultura, pesca, asuntos sociales y medio ambiente.

Al tratar temas referentes al agua, ya sea, captación, manejo, distribución, tratamiento y vertido los instrumentos legislativos que se deben aplicar son las Directivas, dichas Directivas son obligatorias en lo referente a los resultados a alcanzar, pero permiten que los Estados Miembros decidan de los medios a utilizar.

Las más importantes son la Directiva 91/271/CEE relativa al tratamiento de aguas residuales urbanas, en la cual se regula las políticas para controlar la contaminación por fosfatos y/o nitratos o el problema de la eutrofización. Principalmente se trata de programas nacionales para implementar esta Directiva, en la cual se establecen dos obligaciones, en primer lugar, las “aglomeraciones urbanas” deberán disponer de sistemas de colectores para la recogida y conducción de las aguas residuales, y, en segundo lugar, se prevén distintos tratamientos a los que deberán someterse dichas aguas antes de su vertido a las aguas continentales o marinas. De acuerdo el destino de llegada del vertido se determinará que el tipo de tratamiento sea más o menos riguroso. Se consideran como zonas sensibles aquellas zonas consideradas como eutróficas o que podrían llegar a ser eutróficas en un futuro próximo si no se adoptan medidas de protección.

La 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, la que establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas para la protección de las aguas superficiales continentales (también en las de transición, costeras y subterráneas) para prevenir o reducir su contaminación, promover su uso sostenible, proteger el medio ambiente, mejorar el estado de los ecosistemas acuáticos, etc.

Estas directivas en general se refieren a la recogida, tratamiento y vertido de aguas residuales urbanas y de algunos sectores industriales, y su finalidad es proteger el medio ambiente del deterioro derivado del retorno de las aguas tratadas al medio natural. Además, se establecen unas zonas sensibles a la eutrofización que deben actualizarse regularmente, variando por tanto el tratamiento recibido de las aguas dependiendo de la zona en la que vaya a verterse.

En la Tabla 2 se muestra, de forma cronológica y resumida, la legislación aplicable en materia de aguas más relevante de la Unión Europea

Tabla 2. Legislación Europea referente al agua

LEGISLACIÓN EUROPEA
<ul style="list-style-type: none">• Directiva 2000/60 de 23 octubre de 2000 que regula el marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. (DMA)Directiva Marco de Agua• Directiva 98/83/CE del Consejo, de 3 de noviembre de 1998 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano.• Directiva 91/676, 12 diciembre de 1991 para la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura.• Directiva 91/271/CEE, de 21 mayo de 1991 sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Fuente: (Tomado de Pastor, 2008)

En España, la actuación en materia de control de la contaminación de las aguas está conformada por numerosas normas, algunas de ellas ambiciosas y exigentes, entre las que merece destacar las siguientes:

En la Tabla 3 se muestra, de forma cronológica y resumida, la legislación aplicable en materia de aguas más relevante de España

Tabla 3. Legislación Española referente al agua

LEGISLACIÓN ESPAÑOLA
<ul style="list-style-type: none">• Real Decreto 606/2003 de 23 mayo de 2003 sobre la modificación del Real Decreto 849/1986 de 11 abril, que aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla Títulos Preliminar, I, IV, V, VI y VIII de la Ley 29/1985, de Aguas.• Real Decreto 140/2003 de 7 febrero de 2003 por el que se aprueban los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano.• Real Decreto Legislativo 1/2001 de 20 julio por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Aguas.• Real Decreto 261/1996 de 16 febrero de protección aguas contra contaminación por nitratos de fuentes agrarias.• Real Decreto 509/1996 de 15 marzo por el que se desarrolla Real Decreto Ley 11/1995 de 28 diciembre de tratamiento de aguas residuales urbanas.• Real Decreto Ley 11/1995 de 28 diciembre sobre normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.• Real Decreto 1310/1990 de 29 octubre sobre la utilización en el sector agrario de lodos de las depuradoras.• Real Decreto 258/1989 de 10 marzo sobre vertidos de sustancias peligrosas desde tierra al mar.• Real Decreto 927/1988 de 29 julio por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y Planificación Hidrológica.• Ley 22/1988, de Costas.• Real Decreto 849/1986 de 11 de abril por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los Títulos Preliminar, I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas..

Fuente. (Tomado de Pastor, 2008)

9. CONCLUSIONES

La recuperación de estos nutrientes de las aguas residuales es de vital importancia ya que se está aprovechando de manera sostenible dichos elementos que, al ser macronutrientes utilizados por las plantas, la agricultura se vería impactada positivamente, además su

recuperación disminuirá la explotación indiscriminada de nitrógeno y fósforo de fuentes naturales, preservando reservas para el futuro.

Los métodos de recuperación de nutrientes deben ser considerados por su viabilidad energética, económica y técnica, siendo así en cuanto al nitrógeno tenemos el método de separación de orina en la fuente. En cuanto al fósforo, este puede ser recuperado según métodos como la precipitación de estruvita, el uso agrícola de los fangos de depuradora, la extracción de fósforo de cenizas de incineración de fangos de la EDAR y la recogida de los residuos de los inodoros.

El método de recuperación más viable para recuperar el nitrógeno es la separación de orina y en cuanto al fósforo es la precipitación de estruvita ya que es una tecnología que proporciona oportunidades para la recuperación de fósforo de manera sostenible y con facilidades para su reutilización tanto para la agricultura como para industrias que requieren de fósforo en sus procesos.

10. BIBLIOGRAFÍA

- Ahmed, S., Shiel, R., & Manning, D. (2006). Use of Struvite, a Novel P Source Derived from Wastewater Treatment, in Wheat Cultivation. *18th World Congress of Soil Science*. Philadelphia, Pennsylvania, USA.
- Ali, M. I. (2005). Struvite Crystallization from Nutrient Rich Wastewater. Tesis Doctoral. Australia.
- Balmér, P. (2004). Phosphorus recovery - an overview of potentials and possibilities. . *Water Science and Technology*, 49(10), 185-190.
- Barnard, J. (2009). Elimination of eutrophication through resource recovery. Vancouver, Canadá.
- Batstone, D., Hülsen, T., Mehta, C., & Keller, J. (2015). Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: A review. *Chemosphere*, 140; 2-11.
- Battistoni, P., Fava, G., Pavan, P., Musacco, A., & Cecchi, F. (1997). Phosphate removal in anaerobic liquors by struvite crystallization without addition of chemicals: preliminary results. *Water Research*, 31 (11), 2925-2929.
- Battistoni, P., Pavan, P., Prisciandaro, M., & Cecchi, F. (2000). Struvite crystallization: a feasible and reliable way to fix phosphorus in anaerobic supernatants. *Water Research*, 34,, 3033–3041.
- Battistoni, P., Pavan, P., Prisciandaro, M., & Cecchi, F. (2001). Phosphorus removal from a real anaerobic supernatant by struvite crystallization. *Water Research*, 35, 2167–78.
- Battistoni, P., De Angelis, A., Prisciandaro, M., Boccadoro, R., & Bolzonella, D. (2002). P removal from anaerobic supernatants by struvite crystallization: long term validation and process modelling. *Water Research*, , 36, 1927-1938.

- Bowers, K., & Westerman, P. (2005). Design of cone-shaped fluidized bed struvite crystallizers for phosphorus removal from wastewater. . *Transactions of the ASAE*, 48(3), 1217-1226.
- Brett, S., Guy, J., Morse, G., & Lester, J. (1997). Phosphorus removal and recovery technologies. . *London Selper Publications*.
- Bridger, G., Salutsky, M., & Starostka, R. (1962.). Micronutrient Sources, Metal Ammonium Phosphates as Fertilizers. *Agricultural and food chemistry*, 10 (3), 181-188.
- Claros, J. (2012). Estudio del proceso de nitrificación y desnitrificación vía nitrito para el tratamiento biológico de corrientes de agua residual con alta carga de nitrógeno amoniacal. Valencia, España.
- Cornel, P., & Meda, A. (2008). Reutilización de agua para riego agrícola. *Wasser Abwasser*, 1-7.
- Cornel, P., & Schaum, C. (2009). Phosphorus recovery from wastewater: needs, technologies and costs. *Water Science & Technology*, 1-8.
- Cornel, P., & Weber, B. (2004). Water reuse for irrigation from waste water treatment plants with seasonal varied operation modes. *Water Science and Technology*, 50(2): 47-53.
- Cornel, P., Meda, A., & Bieker, S. (2011). Wastewater as a Source of Energy, Nutrients, and Service Water. *Treatise on water science*, 337-375.
- Demeestere, K., Smet, E., Van Langenhove, H., & Galbacs, Z. (2001). Optimisation of Magnesium Ammonium Phosphate Precipitation and Its Applicability to the Removal of Ammonium. *Environmental Technology*, 22(12), 1419-1428.
- Doyle, J., & Parsons, S. (2002). Struvite formation, control and recovery. *Water Research*, 36,, 3925-3940.
- García, I., Betancort, J., Salas, J., Peñate, B., & Pidre, J. S. (Abril de 2006). Guía sobre tratamientos de aguas residuales para pequeños núcleos de población.
- Genath, B. (2009). Verfahrenstechnik zur Nährstoff-Rückgewinnung. *Wasserwirtschaft Wassertechnik (WWT)*.
- Giesen, A., den Boer, R., & Gaillard, A. (2005). Practical Experience with Recovery of Phosphates from Wastewater Using Crystallization Technology. Darmstadt, Germany: Schriftenreihe WAR, 167. .
- Hirasawa, I., Kaneko, S., Kanai, Y., Hosoya, S., Okuyama, K., & Kamahara, T. (2002). Crystallization phenomena of magnesium ammonium phosphate (MAP) in a fluidized-bed type crystallizer. *Journal of Crystal Growth*, 237-239, 2183-2187.
- Kollbach, J., & Grömping, M. (1996). Stickstoffrückbelastung. Neuruppin. Alemania.
- Lapeña, A. (2014). Recuperación de fósforo en forma de estruvita a partir de la orina y el agua de mar. Valencia, España.
- Larsen, T., & Lienert, J. (2007). Novaquatis Abschlussbericht. NoMix - neue Wege in der Siedlungswasserwirtschaft. 8600 Dübendorf, Schweiz: Eawag.
- Larsen, T., Peters, I., Alder, A., Eggen, R., Maurer, M., & Muncke, J. (2001). Re-engineering the toilet for sustainable wastewater management. *Environmental Science and Technology*, 35(9), 192A-197A.
- Liberti, L., Petruzzelli, D., & De Florio, L. (2001). Rem nut ion exchange plus struvite precipitation process. *Environmental Technology*, 22, 1313-1324.
- LLoret, J. (Junio de 2015). Estudio de alternativas para la ampliación de la depuradora de aguas residuales Alzira-Carcaixent mediante simulación con software Desas. Valencia, España.
- Mangin, D., & Klein, J. (2004). Fluid dynamic concepts for a phosphate precipitation reactor design. In: *Phosphorus in Environmental Technologies: Principles and Applications*. 358-401. London, UK,: E. Valsami Jones, IWA publishing.

- Matsuo, Y. (1996). Release of phosphorus from ash produced by incinerating waste activated sludge from enhanced biological phosphorus removal. *Water Science and Technology*, 34(1), 407-415.
- Maurer, M., Schwegler, P., & Larsen, T. (2003). Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery. *Water Science and Technology*, 48(1): 37-46.
- Meda, A., Schaum, C., Wagner, M., Cornel, P., & Durth, A. (2007). Treatment and Quality of Sewage Sludge in Germany. *Water Practice and Technology*, 2(1).
- Metcalf, & Eddy. (1995). *Ingeniería de aguas residuales*. Madrid: Antonio García.
- Molinos, M., Sala, R., & Hernández, F. (2010). Estudio de viabilidad del proceso de recuperación del fósforo contenido en las aguas residuales: Una aproximación económica. *Rect (11)*.
- Münch, E., & Barr, K. (2001.). Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams. *Water Research*, 35, 151-159.
- Navarro, G., & Navarro, S. (2013). *Química agrícola*. Madrid: Mundi Prensa.
- Pastor, L. (2008). Estudio de la precipitación y recuperación del fósforo presente en las aguas residuales en forma de estruvita. Valencia, España.
- Richert, A., Gensch, R., Jönsson, H., Stenström, T.-A., & Dagerskog, L. .. (2011). Guía Práctica de Uso de la Orina en la producción agrícola. *Stockholm Environment Institute, EcoSanRes Series*, 1-73.
- Shu, L., Schneider, P., Jegatheesan, V., & Johnson, J. (2006). An economical evaluation of phosphorus as struvite from digester supernatant. *Bioresource Technology*, 97(17), 2211-2216.
- Steen, I. (1998). Phosphorous availability in the 21st century; Management of a non renewable resource. *Phosphorus and Potassium* 217, 25--31.
- Stratful, I., Scrimshaw, M., & Lester, J. (2001). Conditions influencing the precipitation of magnesium ammonium phosphate. *Water Research*, 35(17), 4191-4199.
- Tilley, E., Gantenbein, B., Khadka, R., Christian, Z., & Udert, K. M. (2009). Social and economic feasibility of struviterecovery from Urine at the communitylevel in Nepal. London: IWA.
- U.S Geological Survey Home Page*. (s.f.). Obtenido de <http://minerals.usgs.gov/minerals/>
- Ueno, Y., & Fujii, M. (2001). Three years experience of operating and selling recovered struvite. *Environmental Technology*, 22, , 1373-1381.
- UNESCO. (2017). *Aguas residuales, el recurso desaprovechado*. París.
- Venegas, C. (2015). Eliminación biológica de nutrientes en aguas residuales con alto contenido de nitrógeno amoniacal utilizando un reactor biológico secuencial. Cantabria, España.
- Viadel, A. (Junio de 2015). Estudio de alternativas para la eliminación de fósforo en la EDAR de Crispijana. Valencia, España.