UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID
ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA CIVIL

**CONTRIBUCIONES PARA EL TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES CON SISTEMAS ALTERNATIVOS
DE BAJO COSTE. APLICACIONES PARA EL
DESARROLLO EN POBLACIONES REDUCIDAS Y
COOPERACIÓN**

TESIS DOCTORAL

ARACELI LOZANO PULIDO

Ingeniero Civil

Licenciada en Ciencias Medioambientales

Master Universitario en Técnicas Experimentales en Ingeniería Civil

2016

**DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL:
HIDRÁULICA Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO**

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA CIVIL

**CONTRIBUCIONES PARA EL TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES CON SISTEMAS ALTERNATIVOS
DE BAJO COSTE. APLICACIONES PARA EL
DESARROLLO EN POBLACIONES REDUCIDAS Y
COOPERACIÓN.**

ARACELI LOZANO PULIDO

Ingeniero Civil

Licenciada en Ciencias Medioambientales

Master Universitario en Técnicas Experimentales en Ingeniería Civil

DIRECTORES

Dra. MARIA DEL ROSARIO TORRALBA MARCO

Dr. JOSE ANTONIO MANCEBO PIQUERAS

2016

Tribunal nombrado por el Sr. Rector Magnífico de la Universidad Politécnica de Madrid,
el día de 2016.

Presidente:

Vocal:

Vocal:

Vocal:

Secretario:

Suplente:

Suplente:

Realizado el acto de defensa y lectura de la Tesis el día de febrero 2016,
en la Escuela Técnica Superior de Ingeniería Civil, habiendo obtenido la calificación de

EL PRESIDENTE

LOS VOCALES

EL SECRETARIO

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

ESCUELA UNIVERSITARIA DE INGENIERÍA TÉCNICA DE OBRAS PÚBLICAS

Alfonso XII 3 y 5. 28014 Madrid

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL: HIDRÁULICA Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO

Tfno.: 913367956

MARÍA DEL ROSARIO TORRALBA MARCO, PROFESORA TITULAR DEL DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL: HIDRÁULICA Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO, DE LA ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA CIVIL DE LA UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID.

JOSÉ ANTONIO MANCEBO PIQUERAS, PROFESOR TITULAR DEL DEPARTAMENTO INGENIERÍA MECÁNICA, QUÍMICA Y DISEÑO INDUSTRIAL, DE LA ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA Y DISEÑO INDUSTRIAL

HACEN CONSTAR:

Que el presente trabajo, titulado **“Contribuciones para el tratamiento de aguas residuales con sistemas alternativos de bajo coste. Aplicaciones para el desarrollo en poblaciones reducidas y cooperación.”** ha sido realizado en el Departamento Ingeniería Civil: Hidráulica y Ordenación del Territorio por **D^a Araceli Lozano Pulido**, bajo nuestra dirección, constituyendo la Tesis Doctoral de su autora.

Madrid, 3 de diciembre de 2015

Fdo.: José Antonio Mancebo Piqueras

Fdo.: M^a del Rosario Torralba Marco

AGRADECIMIENTOS

Sois tantos a quien quiero agradecer.

Primero y sobre todo, agradecer a mis tutores, Charo y José Antonio, sin ellos esta tesis no hubiese sido posible. Han sido muchas las ocasiones en las que me he planteado abandonar este proyecto. La confianza, el empuje, la ayuda y apoyo, la persistencia, la paciencia, su estar ahí en el último minuto in extremis han resultado en este trabajo, al cual le queda mucha proyección por delante.

A mis amigos. Sois todos protagonistas en esta etapa y al mismo nivel, sin listas ni prioridades. Amigos por los que decidí volver y aquí me encuentro, en este momento que me da vértigo. Es vuestra compañía lo que consigue que las distancias se acorten y los pies avancen firmes. A todos, muchas gracias.

Y como no, a mi familia. Por su apoyo incondicional, son sus peros los que me hacen lanzarme con más ahínco para seguir siempre creciendo.

Incluyo a las personas que se han cruzado en mi camino, con las que he compartido momentos extraordinarios en multitud de espacios, donde estoy aprendiendo tanto.

A todos vosotros, gracias.

La vida habita entre límites.

Luis Gonzalo Reyes

A veces hace falta toda una institución para constituir una individualidad.

Stanislaw Jerzy Lec.

Índice

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. PRESENTACIÓN Y MOTIVACION.....	1
1.2 GENERALIDADES.....	3
1.2.1 Estado del recurso.....	3
1.2.2 Justificación del trabajo.....	11
1.3 OBJETIVO GENERAL.....	13
1.4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	15
CAPÍTULO 2: ESTADO DEL ARTE	18
2.1 MARCO TEÓRICO DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	18
2.2 AGUAS RESIDUALES: REVISIÓN DE CONCEPTOS Y FUNDAMENTOS	18
2.2.1 Caracterización de las aguas residuales	19
2.2.2 Parámetros de referencia.....	21
2.2.3 Mecanismos naturales de amortiguación de la concentración de compuestos.....	31
2.2.4 Mecanismos naturales de amortiguación.....	35
2.3. ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS EN LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES.....	36
2.3.1 Tecnologías convencionales.....	38
2.3.2 Tecnologías no convencionales.....	55
2.2.3. Humedales artificiales	58
2.2.4 Líneas de investigación actuales	82
2.4 INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD	86
CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA	90
3.1 INTRODUCCIÓN.....	90
3.2 ELECCIÓN DE LAS INSTALACIONES PARA SU ESTUDIO.....	91
3.2.1 India.....	92
3.2.2 Ecuador.....	97
3.2.3 Nicaragua.....	101
3.2.4 España	110
3.2.5 Fabara (Zaragoza).....	111
3.3 PLANTA DEPURADORA ECOLÓGICA DE FABARA.....	113
3.3.1 Marco socio-territorial	113
3.3.2 Marco político-legislativo	116
3.4 METODOLOGÍA.....	119
3.4.1 Recuperación del histórico del ciclo de vida de la instalación FHS de Fabara	121

3.4.2 Recopilación de la información relacionada con el funcionamiento de la instalación	121
3.5. ANÁLISIS POR ETAPAS DE LA DEPURADORA ECOLÓGICA	126
3.5.1 EL PROYECTO.....	126
3.5.2 FASE DE CONSTRUCCIÓN	141
3.5.3 FASE DE PUESTA EN MARCHA Y PRODUCCIÓN.....	148
4. RESULTADOS	- 152 -
4.1 RESULTADOS IEP	- 154 -
4.1.1 Tubería de arrastre.....	- 154 -
4.1.2 Tanque digestor	- 156 -
4.1.3 Tubería de infiltración	- 158 -
4.1.4 Comportamiento de la instalación.....	- 160 -
4.2 RESULTADOS FHS	- 163 -
4.2.1 CARACTERIZACIÓN DEL INFLUENTE	- 163 -
Composición.....	- 163 -
Biodegradabilidad	- 165 -
Influencia de la pluviometría en la composición	- 165 -
Influencia de la temperatura en la composición.....	- 167 -
4.2.2 COMPORTAMIENTO DEL TRATAMIENTO PRIMARIO	- 167 -
Rendimientos de eliminación.....	- 168 -
4.2.3 COMPORTAMIENTO DEL FHS.....	- 173 -
4.2.4 COMPORTAMIENTO DE LA INSTALACIÓN	- 181 -
4.2.5 CUMPLIMIENTO DE LA NORMA DE VERTIDOS.....	- 193 -
4.3 RESULTADOS EXTRÍNSECOS O EXTERNOS A LA INSTALACIÓN	- 194 -
CAPÍTULO 5: Conclusiones	- 200 -
5.1 Consideraciones generales: el problema	- 200 -
5.2 Contribuciones tecnológicas	- 200 -
5.2.1 Conclusiones respecto al Inodoro Ecológico Popular y propuestas de mejora ...	- 201 -
5.2.2 Conclusiones respecto a la Depuradora Ecológica compuesta con tratamiento secundario de FHS.....	- 202 -
5.2.3 Propuestas de mejora de FHS	- 203 -
5.3 Contribuciones principales de la tesis.....	- 204 -
5.4 Futuras líneas	- 204 -
CAPÍTULO 6: BIBLIOGRAFÍA.....	206
ANEXO I	215
ANEXO II	221
ANEXO III	227
ANEXO IV.....	231

Indice tablas

Capítulo 2

Tabla 2.1 - Referencia precio agua tratada (€/m^3) y "shadow price" para los contaminantes (Hernandez-Sancho, F. et al 2010).

Tabla 2.2 - Beneficio ambiental del tratamiento en €/año y €/m^3

Tabla 2.3 - Cargas contaminantes tipo en función del Número de h-e (ATV-DVKW-131).

Tabla 2.4 - Coeficientes de seguridad utilizados en el diseño de la instalación (CEDEX, 2010)

Tabla 2.5 - Costes construcción depuradoras según tamaño de la EDAR (h-eq) (CYII, 2008).

Tabla 2.6 - Etapas de depuración y procesos que pueden encontrarse en la línea de agua de una EDAR (CEDEX, 2010).

Tabla 2.7 - Uso de coagulantes (WEF, Water environment federation).

Tabla 2.8 - Procesos recomendados según número de habitantes equivalentes (CEDEX, 2010).

Tabla 2.9 - Problemas causados por microorganismos filamentosos y sus causas.

Tabla 2.10 - Comparación de los procesos de lodos activos convencional y de aireación prolongada (CEDEX, 2010).

Tabla 2.11 - Costes de evacuación del fango según su aplicación (€/tn) (CYII, 2015).

Tabla 2.12 - Procesos más habituales en la línea de fangos (CEDEX, 2010).

Tabla 2.13 - Procesos tecnologías no convencionales más frecuentes y sus rendimientos de depuración (CENTA, 2012).

Tabla 2.14 - Parámetros de diseño en los humedales artificiales (Miguel, 2005; CENTA, 2012).

Tabla 2.15 - Indicadores desarrollados para el análisis de la sustentabilidad de los tratamientos de aguas residuales.

Capítulo 3

Tabla 3.1 - Tipología de plantas depuradoras instaladas en el cantón de Cuenca (Ecuador) (Fuente: ETAPA).

Tabla 3.2 - Representatividad del muestreo por territorios.

Tabla 3.3 - Comunidades e instalaciones seleccionados para la inspección.

Tabla 3.4 - Parámetros analizados y métodos de referencia.

Tabla 3.5 - Valores de la relación DBO_5/DQO .

Tabla 3.6 - Valores medios de los parámetros tras los análisis realizados en la instalación.

Tabla 3.7 - Comparativo resumen de costes de la instalación entre propuestas.

Tabla 3.8 - Valores resumen de costes de la instalación entre ambas propuestas.

Capítulo 4

Tabla 4.1 - Intervalo de valores resultantes de la toma de muestras del IEP Caracterización del influente

Tabla 4.2 - Condición del interior del tubo de infiltración de 40 IEP.

Tabla 4.3 - Condición del interior del tubo de infiltración del IEP según rango de pendiente.

Tabla 4.4 - Resumen encuesta a la población sobre el uso del IEP/TR desde que lo recibió. (Fuente: Encuesta Social IEP)

Tabla 4.5 - Caracterización del influente

Tabla 4.6 - Valores típicos de las ARU para pequeñas poblaciones (Salas 2007)

Tabla 4.7 - Condiciones de diseño del tanque imhoff.

Tabla 4.8 - Valores característicos de entrada y de salida del tanque imhoff para la toma de muestras realizada.

Tabla 4.9 - Rendimiento de eliminación de los contaminantes en el tanque imhoff.

Tabla 4.10 - Condiciones de diseño del FHS.

Tabla 4.11 -. Valores del influente y efluente del FHS.

Tabla 4.12 - Valores del rendimiento del FHS.

Tabla 4.13 - Valores característicos de entrada y salida de la depuradora de Fabara (Zaragoza).

Tabla 4.14 - Rendimiento de eliminación de contaminantes de en distintos puntos de muestreo.

Tabla 4.15 - Rendimiento de eliminación de contaminantes de la depuradora.

Tabla 4.15 - Comparativa con los parámetros de vertido en la instalación.

Tabla 4.16 - Porcentajes de valores dentro de los límites de vertido.

Índice de Figuras

Capítulo 1

Figura 1.1 - Ciclo del agua e infraestructuras asociadas.

Figura 1.2 - Estado actual de la depuradora de Alatoz (Albacete).

Capítulo 2

Figura 2.1 - Solubilidad del oxígeno en agua en función de la temperatura (CEDEX, 2010).

Figura 2.2 - Ciclo del nitrógeno (CEDEX, 2010).

Figura 2.3 - Entradas y salidas en un proceso biológico básico (CEDEX, 2010).

Figura 2.4 - Relaciones tróficas que se pueden dar entre los microorganismos que colonizan los fangos activos.

Figura 2.5 - Coses de implantación de la aireación prolongada (€/h-e).

Figura 2.6 - Descripción simplificada y no a escala de las interacciones en los humedales con flujo horizontal subsuperficial (Weber, 2013).

Figura 2.7 - Filtro de Helofitas Semisumergidas (FHS) (Miguel, 2005).

Figura 2.8 - Corte longitudinal de un Humedal Artificial de Flujo Superficial (Martín, 2007).

Figura 2.9 - Cortes longitudinales de Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial Horizontal y Vertical (Martín, 2007).

Figura 2.10 - Integración combinada en los sistemas de alcantarillado para el tratamiento de los excesos de caudal previo al vertido a los cauces (Meyer, *et al.* 2012).

Figura 2.11 - Resumen por temáticas de las ponencias presentadas a WETPOL.

Capítulo 3

Figura 3.1 - Planta y perfil con detalle de las letrinas diseñadas (Sulabh Internacional)

Figura 3.2 - Sistema de tratamiento de aguas residuales del complejo de baños de Sulabh Internacional.

Figura 3.3 - Planta depuradora de Ucubamba (Cuenca-Ecuador) Fuente: ETAPA

Figura 3.4 - Perfil de saneamiento IEP (CIPRES).

Figura 3.5 - Mapa de situación de Fabara (Zaragoza)

Figura 3.6 - Temperatura máxima, media y mínima en el período 2006-2015

Figura 3.7 - Costes previstos en el Plan Aragonés de Saneamiento y Depuración (IAA)

Figura 3.8 - Puntos de muestreo para el FHS de Fabara (Zaragoza).

Figura 3.9 - Antiguo canal de vertido en Fabara (Zaragoza).

Figura 3.10 - Croquis resumen de la planta de aireación prolongada propuesta para Fabara por IAA

Figura 3.11 - Croquis resumen de la depuradora ecológica de Fabara (Zaragoza).

Figura 3.12 - Croquis del tanque Imhoff.

Figura 3.13 - Gráfica de análisis de costes entre ambas alternativas tecnológicas.

Figura 3.14 - Nivelación y replanteo para la construcción de la planta depuradora de Fabara (Zaragoza).

Figura 3.15 - Excavación de los canales de la planta depuradora de Fabara (Zaragoza).

Figura 3.16 - Impermeabilización de los canales de la planta depuradora de Fabara (Zaragoza).

Figura 3.17 - Instalación de las plántulas y su fijación para la finalización del FHS de la planta depuradora de Fabara (Zaragoza).

Figura 3.18 - Plántulas instaladas y fijadas la finalización del FHS de la planta depuradora de Fabara (Zaragoza).

Figura 3.19 - Ejecución del tanque Imhoff y la finalización del FHS de la planta depuradora de Fabara (Zaragoza).

Figura 3.20 - Detalle del tanque Imhoff finalizado en la planta depuradora de Fabara (Zaragoza).

Figura 3.21 - Detalles de las arquetas de la planta depuradora de Fabara (Zaragoza). La figura a) es la entrada al tanque Imhoff y la b) es una arqueta de distribución del flujo.

Figura 3.22 - Detalles del FHS: desarrollo de las plántulas desde diferente perspectiva en la depuradora de Fabara (Zaragoza).

Figura 3.23 - Detalles de los canales adicionales al FHS de la depuradora de Fabara (Zaragoza).

Figura 3.24 - Detalles de los canales adicionales al FHS hacia el punto de vertido de la depuradora de Fabara (Zaragoza).

Figura 3.25 - Detalle del punto de vertido de la depuradora de Fabara (Zaragoza).

Figura 3.26 - Perspectiva de la depuradora de Fabara (Zaragoza).

Capítulo 4

Figura 4.1 - Esquema de la relación entre las características intrínsecas y extrínsecas y uso de la tecnología (Cendra, 2009).

Figura 4.2 - Cantidad de agua utilizada por los usuarios tras el uso del IEP

Figura 4.3 - Tubería de descarga y medio soporte (ENSOME-piensa).

Figura 4.4 - Estado de la tubería de infiltración tras la inspección.

Figura 4.5 - Estado de higiene de la taza del IEP (Fuente: Encuesta Social IEP)

Figura 4.6 - Caracterización del DBO₅/ DQO influente.

Figura 4.7 - Evolución de la concentración de SST en el influente frente a la pluviometría.

Figura 4.8 - Evolución de la concentración de DQO y DBO en el influente frente a la pluviometría.

Figura 4.9 - Evolución de la concentración de SST a la entrada y a la salida del tanque.

Figura 4.10 - Evolución del porcentaje de reducción de SST con respecto a los valores de entrada y de salida del tanque.

Figura 4.11 - Evolución de la concentración de la DQO a la entrada y a la salida del tanque.

Figura 4.12 - Evolución del porcentaje de reducción de DQO con respecto a los valores de entrada y de salida del tanque.

Figura 4.13 - Evolución de la concentración de la DBO a la entrada y a la salida del tanque.

Figura 4.14 - Evolución del porcentaje de reducción de DBO con respecto a los valores de entrada y de salida del tanque.

Figura 4.15 - Valores de concentración de SST de salida del FHS frente a los de entrada. .

Figura 4.16 - Eliminación de SST en distintos puntos del FHS

Figura 4.17 - Valores de concentración de DQO de salida del FHS frente a los de entrada

Figura 4.18 - Eliminación de DQO en distintos puntos de FHS.

Figura 4.19 - Valores de concentración de DBO de salida del FHS frente a los de entrada.

Figura 4.20 - Eliminación de DBO en distintos puntos del FHS.

Figura 4.21 - Eliminación de SST en el último canal previo al punto de vertido

Figura 4.22 - Eliminación de DQO en el último canal previo al punto de vertido

Figura 4.23 - Eliminación de DBO en el último canal previo al punto de vertido

Figura 4.24 - Relación DBO/DQO de entrada y de salida de la instalación y línea de tendencia.

Figura 4.25 - Valores de concentración de SST conforme evoluciona el sistema a la entrada y la salida de la depuradora (2007-2015).

Figura 4.26 - Valores de concentración de DQO conforme evoluciona el sistema a la entrada y la salida de la depuradora (2007-2015).

Figura 4.27 - Valores de concentración de DBO conforme evoluciona el sistema a la entrada y la salida de la depuradora (2007-2015).

Figura 4.28 - Valores de eliminación de concentración de las distintas variables a la salida de la depuradora en comparación con la precipitación media mensual (2007-2015).

Figura 4.29 - Valores de % eliminación de SST de salida en comparación con la temperatura media mensual.

Figura 4.30 - Valores de % eliminación de DQO de salida en comparación con la temperatura media mensual.

Figura 4.31 - Valores de % eliminación de DBO de salida en comparación con la temperatura media mensual.

Figura 4.32 - Valores de % eliminación de SST de salida en comparación con la humedad media mensual.

Figura 4.33 - Valores de % eliminación de DQO de salida en comparación con la humedad media mensual.

Figura 4.34 - Valores de % eliminación de DBO de salida en comparación con la humedad media mensual.

Figura 4.35 - Relación entre la humedad y la temperatura

Figura 4.36 - Rendimientos de disminución de SST, DQO y DBO

Figura 4.37 - Ortofoto de la zona de estudio correspondiente a los años 1984

Figura 4.38 - Ortofoto de la zona de estudio correspondiente a los años 2012

Glosario de términos

AECID Agencia Española de Cooperación Internacional al Desarrollo

CAPS Comité de Agua Potable y Saneamiento

CCAA, Comunidades Autónomas.

CEDEX, Centro de Estudios Experimentales.

CENTA, Centre de Nuevas Tecnologías del Agua.

CI, Capacidad de infiltración.

CYII, Canal de Isabel II.

DBO, Demanda biológica de oxígeno.

DNP, Dinitrofenol.

DQO, Demanda química de oxígeno.

DMA, Directiva Marco del Agua.

EDAR, estación depuradora de aguas residuales.

FHS, filtro de helófitas semisumergidas.

FMF, Filtro de macrófitas en flotación.

h-e, habitante equivalente.

HAFS, Humedal artificial de flujo superficial.

HAFSSv, Humedales de flujo subsuperficial vertical.

HAFSSh, Humedales de flujo subsuperficial horizontal.

IEP, inodoro ecológico popular.

INAGA, Instituto Aragonés del Agua.

IVF, índice volumétrico de fangos.

LIC, Lugares de Importancia Comunitaria.

MAGRAMA

MLVSS. Sólidos suspendidos y volátiles en el líquido mezcla

NPM, número de partículas p

O&M, Operatividad y mantenimiento.

PNCA, Plan Nacional de Calidad del Agua.

SST, Sólidos en suspensión totales.

SVT, sólidos volátiles totales

ST, sólidos totales

tn, Tonelada.

TRH, tiempo de retención hidráulico.

VCO, velocidad de carga orgánica.

ZEPA, Zonas de Especial Protección para las Aves.

Resumen

Este trabajo se ha centrado en la búsqueda y análisis de técnicas de saneamiento y depuración que proporcionen soluciones a poblaciones pequeñas, que por su situación económica o de desarrollo, carecen de estos servicios básicos.

Es bien conocido los problemas que genera la falta de acceso al saneamiento básico en contextos de subdesarrollo, agravado en numerosos casos, por los incrementos en la dotación de agua sin introducir las infraestructuras para el tratamiento de las aguas residuales. Esta situación incide directamente sobre la salud de las personas y del medioambiente.

Afortunadamente existen Organismos Internacionales y Agencias de Desarrollo y de Medioambiente, que intervienen directamente en estos temas.

Los problemas no sólo se presentan en los llamados países en vías de desarrollo, sino que se ha comprobado que también afecta a poblaciones pequeñas con escasos recursos, del mundo más desarrollado.

Muchas han sido las técnicas utilizadas con gran éxito en programas de cooperación, pero algunas han fracasado por pérdida de funcionalidad, por errores de diseño, por rápido deterioro de los materiales, o simplemente por falta de adaptabilidad al terreno o no previsión de controles y mantenimiento.

La solución a estos eventos pasa por la innovación tanto tecnológica como de gestión, sin olvidar la componente socioeconómica y cultural.

Tomar conciencia de un buen diseño adaptado a las características del terreno y de la población, evitaría fracasos por colapso, por falta de mantenimiento, de financiación etc.

Por otra parte, se considera necesaria la implementación de programas educativos que incluyan mejoras en los hábitos higiénicos y el conocimiento de las infraestructuras que permitan a la población de destino, adquirir una formación sobre las propias instalaciones, su uso, su mantenimiento y conservación.

El desarrollo y mejora de las técnicas de saneamiento y depuración requiere una continuidad en las investigaciones que facilite la adaptación de las instalaciones ya existentes a las diferentes coyunturas que puedan presentarse, garantizando su funcionamiento a largo plazo.

Las técnicas denominadas “no convencionales” se caracterizan por ser soluciones económicas y sostenibles, que en algunos casos, requieren poco mantenimiento e incluso éste puede realizarse por personal no especializado, esto es, por los propios usuarios del servicio.

Concretamente en el presente trabajo se ha llevado a cabo una revisión general de las tipologías conocidas, tanto convencionales como no convencionales y de su posible aplicación en función de la población de destino, con especial incidencia en las poblaciones más desfavorecidas. Una vez realizada, se han seleccionado las técnicas de saneamiento y depuración no convencionales por el interés personal en las poblaciones con mayores dificultades socioeconómicas.

Se han estudiado distintas situaciones en diferentes países y contextos Nicaragua, Ecuador, India y España. Es en esta última, donde se han tenido más facilidades para la obtención de datos y análisis de los mismos, concretamente de la instalación del municipio de Fabara en la provincia de Zaragoza, situado en el Bajo Aragón.

Abstract

The focus of this project lies on the research and analysis of sanitation and waste water treatment techniques able to provide solutions to small settlements which lack such basic services out of economic or underdevelopment reasons.

The problems generated by the absence of access to basic sanitation services in underdevelopment contexts are well known, and many cases can be found where increase of water provision doesn't involve installation of waste water treatment infrastructures. This situation has a direct impact on people's health and also on the environment.

Fortunately, there are International Organizations and Development Agencies which act directly on these matters.

These problems don't only occur in so called developing countries, as it has been confirmed that small settlements with scarce resources in the more developed world can also be affected.

Many techniques have been successfully used in cooperation programs, but also some of them have failed due to loss of functionality, design mistakes, rapid material deterioration, or simply site inadequacy or lack of control and maintenance precautions.

The solution to these incidents requires technological as well as management innovation, regarding for all cases the socioeconomic and cultural factors.

The awareness of a good design, adapted to the site and population characteristics, would prevent from failures due to collapse, lack of maintenance, funding, etc.

Furthermore, the implementation of education programs for improving hygienic habits and for transmitting the understanding of the infrastructures is considered necessary for allowing the aimed population to gain proper knowledge on their own infrastructure, its use, maintenance and preservation.

The improvement of sanitation and waste water treatment techniques requires a continuous process of investigation, in order to adapt the existing infrastructure to the different situations that may come up, being able to ensure its long-term functioning.

The so called non conventional techniques are characterized by being economic and sustainable solutions, requiring in some cases low maintenance, conducted even by non specialized personnel, that is, by the users themselves.

In the present project a general overview of the already developed typologies has been carried out, taking into account the conventional as well as the non conven-

tional techniques and their possible application according to the aimed population, regarding especially the most underprivileged settlements. Thereupon, out of interest for the settlements with most socioeconomic difficulties, the non conventional sanitation and waste water techniques have been selected.

A variety of situations in different countries and contexts has been examined, specifically in Nicaragua, Ecuador, India and Spain. The latest has proven easier for data collection and analysis, focusing finally on the existing infrastructure in the village of Fabara, province of Zaragoza, in the Bajo Aragón.

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

1.1. PRESENTACIÓN Y MOTIVACION

El agua es un recurso natural, renovable y estratégico en cuanto a su limitada disposición pese a ser la base de todas las facetas de la vida diaria. Los cauces por donde circula este recurso son fuente de riqueza y desarrollo, así como grandes condicionantes de las características demográficas, sociales, políticas y ambientales de la cuenca que lo conforma. Nuestra historia, los valores culturales e identitarios se han ido modificando según las estrategias y decisiones que se han tomado con respecto a la provisión de este recurso.

Es un hecho que la satisfacción de nuestras necesidades altera el ciclo hidrológico natural del agua. Esta alteración se multiplica a gran escala al utilizar el agua como medio para deshacernos de nuestros propios residuos. Los receptores de estas aguas son los proveedores de la calidad de este recurso así como sostenedores de los ecosistemas. Muchos de los residuos, por su composición, son nutrientes para los ecosistemas interviniendo de distinta forma según el nivel trófico.

Las aguas residuales son responsables del aumento de los niveles de contaminación, superando la propia capacidad de autodepuración y regeneración de los ríos, degradándolos. Sus efectos se extienden más allá de las fronteras, ocasionando año tras año un número mayor de víctimas que cualquier otra forma de violencia. (El País, 2010)

En Julio de 2010, a través de la Resolución 64/292, la Asamblea General de Naciones Unidas reconoció explícitamente el Derecho Humano al Agua y al Saneamiento, reafirmando que el agua potable, limpia y su saneamiento son esenciales para la realización de todos los derechos humanos, así como para alcanzar el desarrollo de una vida humana digna. A los actuales retos que suponen minimizar los niveles de pobreza mundial y actuar sobre las importantes presiones que el desarrollo ejerce en la gestión de los recursos y ecosistemas, se añade un escenario global de cambio climático. Sus consecuencias suponen nuevos escenarios de imprevisibilidad que repercuten en la vulnerabilidad, tanto de las fuentes como de los recursos, y por tanto en las propias

sociedades. Es por ello que la gestión de aguas residuales desempeña un papel clave en el logro de la seguridad hídrica futura.

Según un proverbio de África Occidental, el agua sucia no se puede lavar. Afortunadamente esto no es del todo cierto, hoy en día sí se puede ya que se dispone tanto del conocimiento específico como de las herramientas adecuadas para ello. En este punto es donde la ingeniería sanitaria entra en juego, y en concreto la depuración como la técnica basada en la combinación de diferentes procesos y principios físicos, químicos, biológicos y, más recientemente, microbiológicos y biotecnológicos, que permiten una gran reducción de los niveles de contaminación. La finalidad de transformar las características de las aguas previo a la devolución suele ajustarse a la legislación existente. Pero la existencia de la infraestructura, así como de la capacidad técnica y financiera, no garantiza la calidad de las aguas vertidas ni el buen estado del recurso. En este sentido, por ejemplo, según el último informe anual de la *European Environmental Agency*, los cauces de la UE no presentan unos valores adecuados de calidad, señalando el exceso de nutrientes en las aguas como principal causa, que provienen tanto de la contaminación difusa como de la directa por vertidos, y todo pese a disponer de las herramientas y de las capacidades necesarias para depurar las aguas.

La Directiva Europea 2000/60/CE, conocida como la Directiva Marco de Aguas (DMA), establece un marco legislativo de actuación común en política de aguas en el que además, se trazan unos objetivos comunes y unos plazos para su consecución. Se plantea el análisis del escenario de la depuración de las aguas residuales a escala nacional, tanto por su cercanía como en la implantación de los sistemas de depuración. Pese a disponer de los avances técnicos y de las capacidades e inversiones, los objetivos fijados por estos planes no se han alcanzado. Actualmente, los objetivos de depuración se centran en las pequeñas poblaciones, que suponen un 70 % del total de municipios y en donde los recursos, principalmente económicos, son muy limitados.

Esta realidad es extensible a otros países en vías de desarrollo, en los que tanto los recursos como las capacidades están igualmente muy condicionados. La principal motivación para el presente trabajo parte de la vivencia y experiencia de problemas similares en zonas que se configuran socioeconómicamente diferentes a la nuestra.

La reflexión acerca de la problemática de la depuración, me llevó a la concienciación de la que surgió inicialmente en este trabajo. El enfoque ha sufrido múltiples variaciones durante su desarrollo, principalmente por el acceso a información, pero sin perder de vista el objetivo: demostrar que existen soluciones efectivas y viables

para resolver la problemática existente alrededor de la gestión y depuración de las aguas residuales, algunas de ellas novedosas.

1.2 GENERALIDADES

1.2.1 Estado del recurso

El agua es el recurso que alimenta el flujo metabólico del sistema social. Los cauces que la distribuyen vertebran el territorio, y son intervenidos con diferente tipo de infraestructuras con el objetivo de satisfacer la función abastecedora y al mismo tiempo receptora de nuestros residuos. En la figura 1.1 se resume la intervención mediante infraestructuras en el ciclo urbano del agua.

Figura 1.1- Ciclo del agua e infraestructuras asociadas

La intervención humana afecta tanto al balance hídrico como al ecosistémico, modificando el engranaje ambiental que lo sostiene. La principal vía de entrada de los contaminantes en los ecosistemas acuáticos tiene lugar a partir de las aguas residuales. En concreto, una de las presiones más importantes en las cuencas hidrográficas es la de los vertidos de aguas residuales urbanas.

Sin lugar a dudas, una de las mejores opciones para disminuir el efecto contaminante sería reducir el volumen de residuos. Entre un 60 % y un 85 % del agua utilizada en nuestro día a día únicamente se emplea para el transporte de nuestros residuos, de naturaleza principalmente orgánica. Este enriquecimiento de las aguas con nutrientes ha

comenzado a ser uno de los problemas más extendidos que repercute en su calidad. (WWAP, 2009).

Muchos de estos residuos son portadores de energía y de sustancias que podrían ser aprovechados con distintos fines (Arvanitoyannis, 2008). La deposición al suelo a modo de abono ha sido el método más antiguo de aprovechamiento, pero su utilización incontrolada puede tener importantes impactos negativos en el entorno debido principalmente a la excesiva carga orgánica y microbiana de estos residuos y a la disolución y transporte de algunos metales pesados (Paranychianakis *et al.*, 2007). Este aprovechamiento sigue siendo en la actualidad una importante forma de integrar los residuos en el ciclo de nutrientes. Un ejemplo son los fangos procedentes de los tratamientos de depuración, que han sido procesados para minimizar estos riesgos.

Sin embargo, a nivel global sólo un 20 % de las aguas residuales son tratadas, previamente a su vertido a los cauces (Metcalf&Eddy, 2002). La capacidad media de depuración de los países de ingresos altos es del 70 %, en los países con ingresos medios es de un 38 %, mientras que en los de bajos ingresos desciende a un 8 % (Sato *et al.*, 2013).

La llegada masiva de un recurso nutritivo, de nuevas especies o la destrucción de biomasa preexistente, provoca un desequilibrio en el ecosistema ante el cual éste reacciona, pero la incapacidad del ecosistema para degradarlo se materializa en la eutrofización y putrefacción de las aguas. Este proceso supone importantes daños y patologías a diversos organismos, que por multiplicidad de condicionantes y relaciones de interdependencia, hacen que sus consecuencias se multipliquen llegando a afectar a la totalidad del ecosistema. Asimismo, la vulnerabilidad del agua ante los vertidos es mayor en masas ya afectadas y saturadas, principalmente por el efecto de la ralentización de los procesos de degradación como por los de intercambio de oxígeno.

La degradación y contaminación de los ecosistemas acuáticos minimiza la potencialidad de su uso, convirtiéndose en un riesgo para los propios ecosistemas y para la salud de las personas que se asientan en dicho entorno geográfico.

Pese a que existen dificultades e incertidumbres para identificar con exactitud la relación causal entre medio ambiente y salud, se ha estimado que en los países industrializados el 20 % de la incidencia total de las enfermedades puede atribuirse a factores medioambientales (Daly, 1996). Cada año mueren más de tres millones de niños, menores de cinco años, por causas y afecciones relacionadas con el medio ambiente: contaminación del aire, del agua, falta de saneamiento, por el abuso de sustancias y prepara-

dos químicos (OMS, 2012). Según esta misma entidad, 1,8 millones de personas mueren cada año debido únicamente a enfermedades diarreicas, de las que un 88 % son producto del agua insalubre. El 90% de esas personas son niños menores de cinco años, principalmente de países en desarrollo. La diarrea supone la segunda causa de muerte, siendo superada por la neumonía. (OMS, 2012; Black *et al.*, 2010).

El acceso equitativo a recursos de calidad como el agua es un factor básico y fundamental para disminuir estas muertes, mejorar la salud y la educación. De hecho, existe una importante relación entre el acceso al agua y las desigualdades sociales, como la pobreza, el desempleo y la salud humana (The World Bank, 2001). La mala calidad de las aguas es una gran limitación para realizar acciones tan básicas como beber o darse un baño, así como un desarrollo adecuado de la industria y de la agricultura (UNEP, 2010). La recuperación sanitaria de las aguas residuales junto con la higiene constituyen dos de los tres pilares básicos de cualquier estrategia destinada a mejorar la salud pública (PNUD, 2006).

Es más que previsible que la situación mundial del agua se someta a cambios significativos en las próximas décadas (Alcamo, 2010). El cambio climático está imponiendo presiones adicionales al contexto actual, siendo la disponibilidad y la calidad del agua uno de los principales problemas para la sociedad y el medio ambiente (Bates *et al.*, 2008; Landeros-Sánchez *et al.*, 2012).

En los últimos cien años se ha triplicado la población mundial, mientras que la cantidad de agua consumida se ha sextuplicado. Los patrones actuales de demanda proyectan que dos tercios de la población mundial vivirá en el 2025 en zonas con estrés hídrico, provocado no solo por su escasez sino también por el deterioro de la calidad. Respecto a los países con mayor riesgo de estrés hídrico previsto para el 2040 realizado por el *World Resource Institute*, España se sitúa en el trigésimo segundo lugar.

El tratamiento de la calidad de las aguas tiene costes energéticos. La satisfacción energética para el tratamiento de calidad de las aguas de consumo se prevé sufra un incremento global de un 44 % en el periodo comprendido entre 2006 y 2030 (IEA, 2015), especialmente en países no pertenecientes a la OCDE donde las aguas actualmente no reciben apenas tratamiento (Corcoran *et al.*, 2010.). Con el aumento de la población, las infraestructuras se verán obligadas cada vez más a soportar mayores cargas, por lo que es de esperar que muchas de éstas sufran un gran deterioro y se queden obsoletas si no se realiza la correspondiente inversión para evitar tal efecto.

El agua y sus servicios juegan un papel clave en el fortalecimiento de la resiliencia de los sistemas sociales, económicos y ambientales relacionados. El agua, al ser el vínculo crucial entre el sistema climático, la sociedad humana y el medio ambiente, se encuentra en el corazón de la adaptación al cambio climático.

Las pequeñas poblaciones son las que por su localización y tamaño están más conectadas con el medio ambiente, pero su poca influencia en la toma de decisiones e intereses políticos, las vuelven más frágiles. Suelen ubicarse en entornos ambientalmente interesantes incluso protegidos como las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs) y Lugares de Importancia Comunitaria (LICs), ambas son fuentes de una gran cantidad de bienes y servicios de gran valor e importancia económica, tales como agua y aire limpio, almacenamiento de carbono, polinización, etc. Pese a su importancia, todavía no representan una prioridad, recibiendo menores inversiones, inferior soporte científico y escasa atención pública en las décadas recientes (Biswas y Tortajada, 2011).

Sirva como ejemplo, la depuradora instalada en los años 70s en Alatoz, Albacete. La instalación para esta población de 600 habitantes funcionó unos pocos años, pero la falta de mantenimiento debió causar su deterioro ocasionando finalmente su abandono. Actualmente, conforme se muestra en la figura 1.2, la conducción de aguas residuales circunvala la planta, en estado ruinoso, y se aleja para descargar en el cauce seco aledaño, donde se infiltran al terreno, diseminando los efluentes al terreno. Se trata de un ejemplo de la realidad de la depuración en poblaciones reducidas, y de las que oficialmente es difícil encontrar información.

Figura 1.2- Estado actual de la depuradora de Alatoz (Albacete).

En España en el año 1995 sólo las aguas residuales del 40 % de la población recibían tratamiento de depuración. Este punto de partida, relativamente próximo, presenta similitudes con la realidad de países en vía de desarrollo. Desde puntos de partida similares, con trayectorias de priorización de las zonas urbanas más densamente pobladas, se comparte el reto común de resolver el problema de la depuración en poblaciones reducidas.

La Directiva 91/271/CEE estableció una base legislativa común europea así como un calendario de actuaciones con el fin de equipar las aglomeraciones urbanas en el cumplimiento de los criterios establecidos. Los detalles de esta Directiva como la evolución hasta la actualidad se presenta en el Anexo I.

Según el calendario establecido, todas las aglomeraciones deberían disponer a fecha de 31 de diciembre de 2005 de un tratamiento primario, secundario y/o terciario según las características del medio receptor (zonas sensible, normal o menos sensible). Para cumplir con el calendario marcado por la Directiva la entonces Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Vivienda aprobó un primer Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales, con un plazo de ejecución de 10 años desde su inicio en 1995. Se desarrollaron objetivos, instrumentos y se marcaron las principales líneas de actuación en la gestión del dominio público hidráulico con respecto a los vertidos.

Esta directiva obliga a presentar informes con una frecuencia bastante diversa, siendo el más interesante, la petición de la Comisión de informar sobre los resultados de los controles establecidos para el Cumplimiento de los requisitos de vertido (*letra B Anexo I*) por parte de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales, de acuerdo con los procedimientos establecidos (*letra D Anexo I*), las cantidades y composición de los lodos vertidos en aguas de superficie. También debe informar de los resultados de los controles establecidos sobre las aguas de superficie afectadas por vertidos (directos o depurados) biodegradables procedentes de diversos sectores industriales.

El plan ha priorizado actuaciones para las aguas generadas en medianas y grandes aglomeraciones urbanas, especialmente aquellas de más de 5.000 habitantes equivalente (h-e), que se consideran más contaminantes. Los municipios con más de 150.000 h-e son el 4% del total de las aglomeraciones y suponen el 55% de la carga contaminantes, y los municipios entre 5.000 y 150.000 h-e constituyen el 33 % de la carga contaminante y el 23 % de las aglomeraciones (MAGRAMA 2009). Se han construido más de 600 estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) para núcleos urbanos de más de 15.000 h-e, con un coste de 12.000 millones de euros. La Administración Central del Es-

tado se comprometió a financiar el 25 % de las necesidades de cada Comunidad Autónoma para lo cual se pusieron en marcha convenios bilaterales con cada una de ellas. La mayor parte de las estaciones depuradoras contaron con ayudas europeas, en algunos casos de hasta el 80 u 85 %. El análisis del grado de avance en las distintas poblaciones y CCAA es muy heterogéneo debido a que la competencia y por tanto la responsabilidad de la gestión del alcantarillado y tratamiento de las aguas residuales generadas en el término municipal es de las corporaciones locales, según el Artículo 25 de la Ley 7/1985, Reguladora de las Bases del Régimen Local.

Tras la revisión del plan, se ha estimado que sólo el 80 % de los objetivos se han cumplido. Las nuevas necesidades planteadas por la Directiva 2000/60/CE, conocida como Directiva Marco del Agua (DMA), y por el Programa A.G.U.A. (Actuaciones para la Gestión y Utilización del Agua), se aprobó el Plan Nacional de Calidad de las Aguas: Saneamiento y Depuración 2007-2015 (PNCA), con un presupuesto de 19.400 millones de euros. El PNCA insiste en la necesidad imperiosa de asegurar la adecuada gestión de las instalaciones, siendo las responsables del mantenimiento las Administraciones Locales para evitar así su fracaso una vez construidas las plantas. Estas suelen demandar unos costes de operación y mantenimiento (O&M), que varían según la tecnología utilizada y a lo largo de la vida útil que suele estimarse para 25 años.

El PNCA se estructura en cinco puntos fundamentales:

- Obras de Interés General del Estado ya comprometidas y no ejecutadas, incluidas en el Plan de Saneamiento y Depuración 1995-2005.
- Conjunto de actuaciones derivadas de la declaración de Zonas Sensibles por parte de Portugal y España.
- Programa de Desarrollo Rural Sostenible, previsto a partir del 2008, como plasma-ción de la Ley sobre Desarrollo Rural Sostenible que prevé el apoyo estatal a los municipios rurales considerados prioritarios, por incorporar Parques Nacionales o espacios de la Red Natura 2000. Se pretende el desarrollo de un manual para la implantación en pequeñas poblaciones.
- Cuidado de las instalaciones. Para ello se recomendó, por parte de la Administración Central del Estado a las CCAA, la creación de entes supramunicipales de gestión que, bien de forma directa o a través de empresas especializadas, se hicieran cargo de la operación de las instalaciones.

- Administraciones territoriales que participan en las Sociedades Estatales del Agua, con el fin de asegurar el cumplimiento de las Directivas Europeas.

España dispone de capacidad científica, tecnológica y financiera con importantes logros en el área de la depuración. Existe una importante legislación que ampara y responsabiliza a las Administraciones locales además, la existencia de una administración hidráulica y de empresas competitivas capaces de afrontar cualquier reto tecnológico, así como de buenos técnicos. Este marco enriquece el análisis con respecto al objetivo de esta tesis. Los avances más significativos en las últimas tres décadas en depuración han sido resumidos (Cajigas, 2012) en:

- El paso generalizado de los sistemas de aireación mediante turbinas a elementos de difusión de aire por burbujas para conseguir una mayor eficiencia en la transferencia de oxígeno al agua en el proceso biológico.
- La aplicación de tratamientos avanzados para la eliminación de nutrientes como el nitrógeno en las aglomeraciones y las zonas declaradas sensibles como mejora de la calidad del vertido y por tanto del cauce receptor. Se incluye la reducción de fósforo a partir de procesos químicos para la mejora de la condición trófica de embalses cuyo objetivo era y es el abastecimiento público.
- Nuevos diseños más compactados y con mejor calidad del efluente para el tratamiento de fangos. Aparecen sistemas como la biofiltración, procesos con membranas....
- Se intensifica la reutilización de los efluentes depurados.
- El tratamiento y gestión de los fangos y su puesta en valor no solo desde un punto de vista agronómico sino también energético. La minimización del volumen de fangos a transportar hasta su disposición final. La incineración de fangos o deshidratación térmica con o sin cogeneración eléctrica, el secado térmico...
- Mayor preocupación por los impactos ambientales como los ruidos y olores. Se cubren algunas plantas de depuración para reducir impacto visual, etc.

Se ha creado la figura del canon de saneamiento como instrumento clave para la financiación de las plantas que debían acometer las Autonomías en el marco de los acuerdos del Plan (Cajigas, 2012) y cubrir los costes de explotación.

El pago por uso como el principio de responsabilidad de quien contamina paga son algunos de los principios que rigen la política europea tras la aprobación de la DMA.

Así muchas Comunidades Autónomas, sensibles a la dificultad que supondría la gestión de numerosas instalaciones que acabarían por construirse, abordaron la creación de entidades gestoras como ESAMUR en Murcia, EPSAR en Valencia, ACA en Cataluña (en Madrid es el Canal de Isabel II, quien cumple esa función), NILSA en Navarra y el IAA en Aragón, además de Baleares, Rioja, Galicia, y País Vasco. El canon de saneamiento que aplican es ha permitido acometer la construcción, el mantenimiento y la explotación de cientos de depuradoras, aunque con diferentes resultados y valoraciones. Las cantidades aplicadas están reguladas por los diferentes Administraciones y Organismos, por lo que son desiguales, tanto en su aplicación como en los resultados que cumplen.

Actualmente están abiertos cuatro expedientes por parte de la Unión Europea que afectan a unos 800 núcleos de población repartidos por todo el país. La última demanda presentada por la Comisión ante el Tribunal Europeo, fue en abril de este año y se refiere a un proceso de infracción abierto en 2003. El recurso afecta a siete núcleos de Andalucía, Cataluña y Galicia, cada uno de ellos con más de 10.000 habitantes y que están localizados en “zonas sensibles”. Según la Comisión, los últimos datos que el Gobierno facilitó eran “incompletos” o mostraban “que no se cumplen todavía los niveles exigidos”.

En la actualidad está pendiente de revisión el cumplimiento de los objetivos de depuración para municipios menores de 2000 habitantes equivalentes. Esto supone unos 6.000 municipios de los más de 8.000 existentes, es decir el 75% que contribuyen con una carga contaminante de un 14%. Muchas de estas poblaciones están localizadas geográficamente en zonas sensibles con una afección significativa a la cabecera de los ríos, como los integrantes de la Red Natura 2000 (zonas LIC y zonas ZEPA). La realidad geográfica y demográfica condiciona la tipología de problema generado por las aguas residuales y cómo solucionarlo.

La solución a esta realidad requiere de un análisis más profundo que es visible a partir de la subdivisión en distintas problemáticas:

- Construcción, reconstrucción y explotación de grandes infraestructuras.
- Construcción y explotación de plantas de tratamiento

Las actuaciones en el área de depuración contribuirían a un impulso mayor en el desarrollo, no sólo en el campo medioambiental, sino también socioeconómico. Pero al primer empuje, en la actualidad, las Administraciones locales gestoras, pese a las figuras económicas que se supone soportan la construcción y la gestión, no disponen de recur-

sos, principalmente económicos dada la situación de quiebra y dependencia de muchos de los municipios, lo que supone un reto en la gestión de sus residuos.

En el campo de la depuración en poblaciones reducidas en Europa, y particularmente España, se plantean retos similares a los existentes en países en vías de desarrollo, por lo que en este trabajo todos los escenarios son tenidos en cuenta.

1.2.2 Justificación del trabajo

Las características que definen las aguas residuales son los parámetros organolépticos, los parámetros físico-químicos, así como las sustancias tóxicas e indeseables presentes y los parámetros microbiológicos.

Con el objetivo de proteger tanto la salud pública como las masas de agua, la legislación vigente plantea las limitaciones de algunos de estos parámetros dentro de la legislación, para lo que es necesario depurar las aguas residuales. En escala de intervenciones en saneamiento, la depuración se plantea cuando existe o se proyecta ejecutar la infraestructura de alcantarillado que recolecte las aguas residuales.

El nivel actual de conocimientos permite asegurar que cualquier tipo de agua residual urbana puede ser depurada para alcanzar los niveles requeridos si se utilizan las tecnologías adecuadas y se diseñan los sistemas correctamente (CEDEX, 2010).

La tecnología utilizada habitualmente, definida como convencional, está dirigida hacia la concentración y aceleración de la acción de las fuerzas de la naturaleza en espacios controlados. Su objetivo es eliminar las sustancias biodegradables bajo condiciones reguladas que intensifiquen procesos y reduzcan los tiempos. El resultado es la reducción del tamaño de las instalaciones de depuración y el tiempo de permanencia del agua en los diferentes procesos que la conforman. Precisa de aportes, también conocidos como *inputs*, para el funcionamiento de los procesos: energía eléctrica, reactivos químicos y personal especializado. Como media, la necesidad energética para depurar 1 metro cúbico de agua es de 1 Kwh, suponiendo el suministro eléctrico alrededor del 30 % del coste en explotación de la planta. Este es un porcentaje similar al necesario para cubrir el coste del personal, mientras que los reactivos para acelerar los procesos conllevan aproximadamente un 8 % y la propia gestión de los residuos un 16 % (CEDEX, 2010).

Este modelo actual genera residuos *outputs* adicionales: cada persona produce una cantidad aproximada entre 15 kg y 20 kg de fango al año. Estos son devueltos al ciclo de nutrientes en la agricultura, siempre que no superen el contenido límite de metales pesados, se incorporan para formar parte de otros procesos. Si su integración en el ciclo de la tierra no es legalmente viable, son recuperados energéticamente, o como último recurso, se depositan en un vertedero cumpliendo con la legislación específica. El proceso de valorización convierte la materia volátil en inerte tras la combustión, tanto al añadir las cenizas al cemento en las cementeras como para generar energía. Se estima que cada kg de fango genera unas 3000 kilocalorías de energía.

La horquilla de costes del mantenimiento varía mucho dependiendo de las tecnologías que se apliquen, pero tanto la operatividad como el mantenimiento (O&M) son inversamente proporcionales al número de habitantes: cuanto menor es la población, mayor son los costes de construcción, de operación y mantenimiento por habitante equivalente (CENTA, 2012).

Por otro lado, las pequeñas aglomeraciones se caracterizan por:

- Ser poblaciones con la cobertura básica de servicios de agua y alcantarillado.
- Estar localizados en zonas poco o nada industrializadas.
- La baja capacidad económica de la población.
- Ser un entorno ambiental protegido.

Son por tanto las poblaciones con menos número de habitantes las que absorben los mayores costes en este proceso, y sin embargo, suelen ser las que disponen de menor capacidad económica para afrontarlos, generándose por lo tanto de esta forma, modelos de desigualdad.

En general, los modelos convencionales de provisión de agua, saneamiento y depuración como servicio, no son viables debido principalmente a la falta de inversión financiera y de recursos humanos para la operación y mantenimiento que precisan las infraestructuras (Gebrezgabher *et al.*, 2015). Las competencias en esta área, generalmente, son municipales.

Los factores genéricos que han contribuido al fracaso para la implantación de la depuración convencional en las pequeñas aglomeraciones (Ferrer *et al.*, 2012) son:

- Errores en el diseño y la configuración de las cargas.

- Las dificultades a la hora de la caracterización de los vertidos y la extrema variabilidad espacial y temporal de los mismos.
- La ausencia de unos límites de vertido claros.
- Los altos costes por habitante de implantación y explotación.
- La falta de recursos económicos y técnicos de los pequeños municipios, que suelen desbordarla capacidad financiera y técnica de los Ayuntamientos.

1.3 OBJETIVO GENERAL

El objetivo general de esta tesis ha sido el análisis de técnicas alternativas a las convencionales, que permitan solucionar los problemas de depuración de pequeñas poblaciones.

En estos núcleos más pequeños, donde, debido a una menor población o a la dispersión de esta, los costes unitarios de infraestructuras sanitarias, como el alcantarillado y la depuración, son elevados. Por lo que las soluciones al problema deben ser diferentes que en el caso de poblaciones más grandes (Collado y Vargas, 1991; Kivaisi, 2000).

El análisis de la documentación profesional existente resume la problemática del saneamiento y la depuración en el medio rural, en pequeñas y medianas poblaciones, como:

- Un problema económico al no disponer de los medios municipales de inversión para la construcción de las instalaciones de depuración, así como para su posterior mantenimiento y operación. Esta se supone a cargo de los presupuestos municipales, los cuales en la actualidad se encuentran condicionados por las deudas que tienen que asumir.
- Un problema técnico, por la incapacidad de operar y mantener las instalaciones dada su complejidad.
- Un problema social, por la carga económica que supone el hacer frente a una nueva infraestructura.
- Un problema ambiental, dado el impacto que supone la gestión inadecuada de los residuos.

Se presentan dos aspectos sobre los que es preciso reflexionar acerca de la realidad de la depuración (Cajigas, 2012):

- La aplicación de nuevas tecnologías que impliquen menos costes energéticos, que sean más amigables con el entorno y que generen menos residuos.
- La necesidad de un cambio en el modelo de financiación que cumpla con los principios de recuperación de costes, dotando de un mayor protagonismo tanto a los cánones de saneamiento como a las tarifas de abastecimiento.

Las tecnologías aplicadas en la depuración de aguas residuales están ampliamente documentadas en la bibliografía, así como el gran recorrido en su desarrollo y funcionamiento. Se presentan con multitud de nombres dependiendo del enfoque desde el que se proyecta. A partir del análisis de los materiales que la conforman se las define como *tecnologías blandas*, *tecnologías pasivas* o tecnologías de bajo costo. Desde el enfoque de cooperación al desarrollo son definidas como *tecnologías apropiadas* y *tecnologías sociales*. En el ámbito del medio ambiente, como *tecnologías ecológicas*. En este trabajo todas estas terminologías van a quedar recogidas bajo el nombre de *tecnologías no convencionales*, término que por su generalidad podría englobar a todas las anteriores. Además es la manera en la que el Centro de Estudios de Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA) se refiere a ellas.

Las tecnologías no convencionales se basan en replicar los ecosistemas, siendo la vegetación y la biocenosis asociada los responsables de los procesos de biofiltración, degradación aerobia, degradación anaerobia y tratamiento de lodos. A partir del máximo aprovechamiento de la capacidad auto-organizativa de la vida a través del flujo inagotable de energía, es posible eliminar tanto los nutrientes generados como los patógenos residentes en las aguas.

Por su parte, estas tecnologías se caracterizan por una gran versatilidad y adaptabilidad, por una elevada integración en el entorno natural, además de por tener unos costes de implantación y explotación muy por debajo de los estimados en los tratamientos de las aguas residuales urbanas procedentes de grandes poblaciones. Son tecnologías que, correctamente implementadas, consiguen buenos resultados en la eliminación de contaminantes, de ahí su utilización extensiva. Los beneficios teóricos que se suponen a este tipo de tecnología deberían ser un condicionante y propulsor, en sí mismo, para que se implementara mucho más su instalación. Sin embargo, el uso de tecnologías de bajo coste, como los lagunajes, los filtros de turba y los filtros de macrófitas han ido decayendo, así como las instalaciones existentes se han ido reconvirtiendo a la tipologías convencionales por no superar los objetivos de rendimiento.

Es por ello que el objetivo central de esta tesis es recuperar de nuevo estas tecnologías como solución a la problemática actual existente en el campo de la depuración de las aguas residuales en poblaciones reducidas, en España como en otros contextos. Dado el marco actual de la depuración a nivel internacional, el trabajo recoge y analiza propuestas, pretendiendo ser extrapolable a cualquier tipo de instalaciones de cualquier lugar o país, independientemente de su grado de desarrollo.

Se trata de demostrar que efectivamente estas tecnologías funcionan y propician un uso eficiente de la energía, de los materiales y de los productos. Además son medioambiental y socialmente responsables, rentables y saludables.

Son múltiples los factores que inciden en el campo de la depuración de aguas residuales: su procedencia, la diversidad, el carácter y la intensidad de los problemas en cuanto al agua, los recursos humanos, las capacidades institucionales, la capacidad y características de los sectores implicados, el ambiente social y cultural, las condiciones naturales y muchos otros factores que difieren en distintos países y regiones.

1.4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

En la búsqueda de soluciones de depuración destinadas a poblaciones pequeñas, en muchos casos desfavorecidas se han tenido presentes no sólo los aspectos técnicos de la depuración sino que también se han considerado los aspectos sociales, económicos y por supuesto, ambientales.

Los objetivos específicos de esta tesis son:

- a) *Desarrollar un marco teórico que recoja la realidad del saneamiento y la depuración, aunando la necesidad, pertinencia, e idoneidad de este trabajo.* Para ello se ha realizado una revisión del estado del arte de la depuración, así como de su problemática y de las tecnologías aplicadas para su resolución. En el capítulo 2 se pretende enlazar el ámbito técnico con la realidad social, económica y ambiental. Se configura el marco de análisis de esta tesis a partir de la definición del concepto de tecnología convencional y no convencional en una visión multidisciplinar. El corpus teórico presentado, abarca las habitualmente utilizadas en pequeños municipios, dada la dificultad de tratarlas todas por su amplitud.
- b) *Reforzar el objetivo general a partir del análisis de una tecnología no convencional en la totalidad de su ciclo de vida, desde su diseño.* Esto ayuda a la interrelación de los hechos, que favorecen una mayor capacidad de análisis. Proyectar, en el

campo de la ingeniería, se concibe como el conjunto de actividades que permiten transformar unas necesidades y las ideas que se supone pueden satisfacerlas, en una propuesta de solución (UPV, 2005). La implantación de un proyecto de depuración tiene dos requisitos esenciales y complementarios: el cumplimiento de unos objetivos de calidad, y el diseño de estos procesos a partir del enfoque de la gestión. Ambos están relacionados y son dependientes, siendo la sociedad y el medio ambiente tanto condicionantes como condicionados. Por tanto, el proceso de la toma de decisiones tiene una mayor dimensión así como un tejido y calado más amplio. Es por ello que la elección tecnológica y los patrones económicos, sociales y culturales condicionan la vida del proyecto y ejecución de una planta de depuración. La elección del caso de estudio a escala local y su autonomía nos permite analizar sus particularidades y las interrelaciones que las sustentan. La propuesta es analizar todas y cada una de sus fases desde la planificación de una instalación, el análisis de sus parámetros de funcionamiento y control utilizando otros enfoques más sociales y ambientales. Esta parte no ha resultado fácil, primeramente, por el acceso a la información disponible.

- c) *Mayor acceso a la tecnología no es sinónimo de mejores resultados porque la realidad de las aguas exige retos también de gestión: análisis de sostenibilidad a partir del estudio de la gestión de la infraestructura.* La explotación y el mantenimiento son conceptos integrales que se alargan a la vida de la instalación, superando los plazos políticos. Herramientas como los indicadores permiten medir el cumplimiento de objetivos, facilitando su seguimiento. Los indicadores pueden ser cuantitativos y cualitativos y se estudiará su viabilidad como utilidad para este trabajo.
- d) *La utilización de este tipo de tecnologías presenta multitud de ventajas, sin embargo pese a estar técnicamente reconocidas, estas no se aplican como propuesta solución. Por ello es importante el análisis de las "Opposite forces" o "Dragging forces", integrando en este concepto las diferentes causas que se oponen al cambio de paradigma tecnológico.* Este tipo de tecnologías presenta multitud de ventajas al formar infraestructuras multifuncionales, promoviendo soluciones integradas y cooperativas que se refuerzan mutuamente. Sin embargo, estas ventajas no se materializan en una mayor construcción de instalaciones. Las tecnologías de este tipo que fueron construidas, muchas han sido transformadas posteriormente en estructuras de tecnología convencional. Pero esta inercia se

está venciendo en muchos países, donde estas infraestructuras con el paso del tiempo y su estabilización han llegado a conformar ecosistemas completos.

CAPÍTULO 2: ESTADO DEL ARTE

2.1 MARCO TEÓRICO DE LAS AGUAS RESIDUALES

En este segundo apartado se va a abordar la contaminación por aguas residuales, la cual es responsable tanto de la pobreza como de la destrucción del medioambiente.

En primer lugar, a través de la caracterización de las aguas residuales se conoce la contaminación, se revela el funcionamiento del cuerpo receptor y se analizan las consecuencias y los mecanismos existentes más adecuados para su eliminación.

Los vertidos son interferidos y encauzados con la construcción de infraestructuras. De esta forma, los procesos naturales de biodegradación son trasladados a una instalación, esto es, a las plantas depuradoras de aguas residuales. La capacidad que tienen los sistemas naturales para modificar la composición del agua que reciben y eliminar los contaminantes existentes en ella (materia orgánica, sustancias en suspensión, etc.) se traslada a una instalación confinada. El objetivo es tratar y transformar el agua para poder ser vertida con ciertos parámetros controlados que minimicen el impacto en el entorno.

La finalidad del proceso de depuración es, en sí mismo, transformar las características de las aguas servidas, previo a la devolución al cauce receptor de acuerdo a exigencias legislativas. Procesos como la regeneración, suponen un tratamiento adicional o terciario a estas aguas para devolverlas, parcial o totalmente, al nivel de calidad que tenía antes de ser utilizada. (CEDEX, 2010).

2.2 AGUAS RESIDUALES: REVISIÓN DE CONCEPTOS Y FUNDAMENTOS

Las aguas residuales se definen como las resultantes de la actividad antropocéntrica, que como resultado de esta actividad, transportan ya sea en suspensión o disueltos, diferentes componentes de naturaleza diversa, orgánicos o inorgánicos, además de microorganismos, bacterias y virus que alteran la composición original. El flujo de componentes de las aguas reaccionan entre sí creándose nuevos subproductos y nutrientes destinados a otros organismos.

Estos componentes vertidos forman parte de los ciclos de vida de muchas especies, por ello son definidos como *nutrientes*. En los cauces hidrológicos receptores acontecen multitud de procesos, geológicos, químicos y biológicos que coexisten en una

realidad hidrológica dinámica que es única para cada cauce. En este apartado se analizan los aspectos generales relacionados con las aguas residuales. Asimismo, se describen los componentes que lo constituyen y la problemática asociada a su presencia en el medio.

2.2.1 Caracterización de las aguas residuales

La organización de la población en el territorio influye considerablemente tanto en las políticas de planificación de las redes de abastecimiento como en el diseño de las infraestructuras de saneamiento y depuración (García *et al.*, 2001). Los núcleos de población reducidos, objeto de este trabajo, presentan oscilaciones de caudal y concentración mayores debido a que la principal aportación a éste es doméstica, su población suele ser más estacional, por lo que sus cargas de agua son menores pero más concentradas, compuestas en un 90 % por materia orgánica e inorgánica en un 10 % (CEDEX, 2010).

El conocimiento del régimen hidráulico obtenido a partir de mediciones y aforos presenta las variaciones de los caudales vertidos así como sus componentes. Ambos están asociados a hábitos individuales y sociales de consumo, que suelen estar ligados al modelo socioeconómico actual. Los vertidos industriales presentan mayor irregularidad en la composición y concentración de compuestos. Las aportaciones incontroladas procedentes de las escorrentías recogidas por las redes de alcantarillado alteran la calidad del flujo hacia la depuradora, principalmente por los caudales que suponen así como los contaminantes presentes en las superficies impermeables pavimentadas. La vigilancia de las aguas residuales pluviales tiene la finalidad de minimizar los impactos, tanto en lo referente a la instalación de depuración como en los propios ecosistemas.

Desde el comienzo del transporte por la red de alcantarillado, el agua sufre importantes transformaciones tanto químicas como biológicas. La naturaleza de estas transformaciones depende en gran medida del diseño de la propia red así como del origen de los propios residuos (Metcalf&Eddy, 2002). Otros aspectos que también interfieren en las reacciones que tienen lugar son los parámetros meteorológicos, la temperatura del aire, la velocidad y dirección del viento, la humedad relativa, la radiación solar la temperatura y la insolación, entre otros.

Todos estos procesos que tienen lugar en las aguas residuales participan en la configuración de sus características. La caracterización de estas, se determina a través

de sus parámetros organolépticos, físico-químicos, microbiológicos, además de por las sustancias tóxicas e indeseables presentes. Determinaciones olfativas y visuales, esto es, olor y color nos proporcionan una idea de la tipología del agua e indican el proceso de degradación en el que ésta se encuentra.

Para la caracterización de las aguas se realizan muestreos y determinaciones que detallan la concentración de los compuestos existentes. Estos valores definen las interacciones entre los compuestos presentes en el agua residual, caracterizan el funcionamiento de los procesos, lo que indica el rendimiento de la instalación. Entender la naturaleza de las aguas residuales y sus interacciones es fundamental para seleccionar los procesos más idóneos para la depuración y consecuentemente para el adecuado diseño de la instalación.

El procedimiento de muestreo ha de ser individual e independiente para cada situación (Metcalf&Eddy., 2002), planificado y dirigido a los objetivos concretos para cada instalación. Por ello, dicho procedimiento ha de constar de un protocolo bien definido tanto en la toma de las muestras como en las técnicas seleccionadas para la misma. Dada la diversa naturaleza de los compuestos orgánicos y los estados de degradación, es aconsejable utilizar más de un parámetro de control que nos permita comparar resultados. Los avances en estas técnicas aumentan el rango de los compuestos encontrados y facilitan las detecciones de los parámetros necesarios a menor concentración. Sin embargo los avances para la eliminación de muchas de las sustancias tóxicas presentes no son tan efectivos.

Se precisa tomar todas las precauciones posibles y conservar las condiciones físicas, químicas o biológicas de la muestra durante el tiempo que transcurra entre la toma de la muestra y su análisis. Los métodos utilizados para el análisis son, por un lado cuantitativos (métodos gravimétricos, volumétricos y biológicos), y por otro cualitativos (caracterización física y biológica), suponiendo todo ello una inversión de medios tanto de materiales como de personal.

Los parámetros de referencia, detallados en el Anexo I, y que son recogidos en la legislación, en este trabajo se centran en: los sólidos en suspensión, denominados de forma abreviada SST; la demanda biológica de oxígeno o DBO; la demanda química de oxígeno o DQO; la concentración de nutrientes como el nitrógeno, el contenido en fosfatos; además de los indicadores del mantenimiento de la actividad orgánica o parámetros microbiológicos. Estos últimos determinan la presencia de microorganismos, siendo el principal indicador la presencia de coliformes.

Cualquier indicador adicional permitirá ampliar tanto el conocimiento del funcionamiento de la instalación como sus impactos sobre el entorno.

2.2.2 Parámetros de referencia

a) BDO y DQO

Las aguas precisan de la disolución del oxígeno como garantía de salud para todos los procesos que tienen lugar porque, el oxígeno es la principal fuente energética de los seres vivos. La disolución está condicionada por la solubilidad propia del gas, la presión parcial en la atmósfera, la temperatura y pureza del agua.

Es por ello que en la época estival y en climas más cálidos, tanto la solubilidad como la temperatura incrementan la demanda de oxígeno para la oxidación en las reacciones químicas y biológicas. La temperatura óptima para la actividad bacteriana está comprendida entre el rango de 25 °C a 35 °C, que condicionan los procesos de la planta, y al mismo tiempo está limitada por la temperatura ambiente a la que tienen lugar los procesos. A temperaturas menores de 15 °C la actividad bacteriana no produce metano, y a temperaturas inferiores a 5° las bacterias nitrificantes no realizan correctamente sus funciones.

Figura 2.1- Solubilidad del oxígeno en agua en función de la temperatura (CEDEX, 2010)

Por otro lado, la cantidad de oxígeno presente en las aguas se incrementa en al aumentar la interfase agua-aire, al aumentar la acción fotosintética, al disminuirla temperatura.

La determinación de DQO hace referencia a la cantidad de oxígeno disuelto en un agua residual tras los procesos de oxidación, por vía química, que tienen lugar. Su resultado se obtiene en tres horas y únicamente puede producir interferencias en los resultados la presencia de cloruros. Estos métodos se han ido mejorando permitiendo el fraccionamiento del parámetro de la DQO no biodegradable entre soluble y particulada.

La determinación de DBO, cuantifica la cantidad de oxígeno necesario para la oxidación por vía biológica de la materia orgánica presente en el agua residual. Representa los procesos biológicos que tienen lugar en la muestra durante un período de 21 días en los que esta es analizada (DBO_{21}). Se presentan los primeros valores a los cinco días (DBO_5), siendo utilizados como parámetro de referencia. Es necesario un período entre seis y diez días para que las bacterias nitrificantes ejerzan una demanda de oxígeno suficientemente medible por la lentitud del proceso de reproducción de las mismas. Esta interferencia se puede minimizar mediante el pretratamiento de muestras (pasteurización, cloración y tratamiento con ácido de las muestras) o el uso de inhibidores de naturaleza química, donde a partir del quinto día podrían extraerse los resultados, pero es recomendable la espera de veintiún días.

Dado el número de días requeridos para la obtención de resultados, durante este período son muchas las variables que afectan al proceso de incubación y por tanto, variables que interfieren en los resultados posibles, que a continuación paso a resumir:

- La diversidad y el tipo de especies de microorganismos presentes que son detectadas, su concentración, edad, la presencia o no de bacterias nitrificantes, protozoos consumidores de oxígeno y si estos se alimentan de bacterias... son algunas de las alteraciones que afectan a la continuidad de la reacción durante los días de análisis y que pueden afectar al resultado final. Los factores que inciden en estas alteraciones son: temperatura, tipo y concentración de bacterias, concentración de materia orgánica, organismos inhibidores, pH, etc.
- La materia orgánica degradable provoca el aumento del número de bacterias que utilizan la biomasa sintetizada anteriormente como sustrato. Es preciso disponer de una elevada concentración de bacterias activas y aclimatadas que desarrollen un papel de inóculo con el objetivo de evitar interferencias en la incubación.

La experimentación y búsqueda de nuevas fórmulas a este parámetro reducirán el efecto de los organismos nitrificantes minimizando las interpretaciones erróneas de los datos de funcionamiento que puedan inducir a malinterpretar la eficacia del proceso.

Ambos parámetros se ponen en relación para definir la tipología de las aguas residuales. El ratio DBO/DQO para aguas residuales que no están sometidas a tratamiento están en un rango de 0.3 a 0.8 (Crites y Tchobanoglous, 1998).

b) pH

El pH indica la concentración de iones hidronio presente y define la acidez o la basicidad de las aguas, que afecta tanto a la disponibilidad como a la solubilidad de los elementos que en ellas se encuentran, dependiendo de si su estado es catiónico o aniónico. El agua residual es principalmente alcalina ($\text{pH} \geq 7$) y esta propiedad es adquirida durante su recorrido por la adición de las sustancias que recoge.

Con un pH de 6,4 a 6,7, se potencia la proliferación y el desarrollo de la mayor parte de la vida biológica. Tanto los vertidos ácidos como los alcalinos, así como los cambios bruscos de pH, afectan a la disposición de nutrientes y a su toxicidad, lo que incide en el funcionamiento de la planta de depuración provocando un gran aumento de los costes de explotación.

c) Sólidos Totales

Numerosos estudios demuestran que una de las principales causas del mal estado de las aguas es la presencia de materia en suspensión y disuelta (Gray, 2008). Los sólidos totales hacen referencia respectivamente a compuestos orgánicos e inorgánicos. Cabe destacar que un porcentaje del 75 % de los sólidos en suspensión y un 40% de los sólidos filtrables de un agua residual, son de naturaleza orgánica.

Las sustancias inorgánicas presentes en el agua proceden de la propia naturaleza del agua, principalmente por su contacto con las formaciones geológicas, la escorrentía y evapotranspiración, y también en gran parte por la interferencia de actividades humanas, como por ejemplo la deforestación, la agricultura, las actividades industriales, que multiplican la cantidad de sólidos inorgánicos presentes.

Los compuestos orgánicos están formados por la cadena base de carbono, en distintas proporciones que pueden constituir en torno al 50 % de su peso, unidos al hidrógeno y otros elementos como el oxígeno, el nitrógeno y el azufre. Es el principal nutriente para los organismos presentes con proporciones del orden de $\text{C}_{100}/\text{N}_5/\text{P}_1$.

Su génesis se da tanto de forma natural como sintética y la determinación de su composición se puede realizar de forma individual, o agregada. La génesis natural tiene

distintas velocidades de biodegradación, los azúcares tienen una degradación muy rápida mientras que las proteínas, hidratos de carbono y grasas, tienen una cinética de degradación del orden de diez veces menor. Por su parte, las grasas y líquidos son inmiscibles, además de que su descomposición por acción bacteriana no resulta sencilla, por lo que estas pueden interferir en la actividad biológica de las plantas, obstruyendo conductos y afectando a la transferencia de oxígeno.

Los compuestos orgánicos sintéticos no forman parte de la cadena natural de nutrientes, por lo que la descomposición de dichos compuestos es lenta, con tendencia a resistir los métodos convencionales de tratamiento de descomposición microbiana. Existe una gran diversidad y lo conforman agentes tensoactivos (moléculas de gran tamaño, ligeramente solubles en agua y responsables de la aparición de espumas, que concentrándose en la interfase aire-agua afectan al intercambio en dicha zona), contaminantes orgánicos prioritarios, compuestos orgánicos volátiles y pesticidas de uso agrícola.

Los impactos potenciales de la presencia de la cantidad los sólidos totales en el agua residual son los siguientes:

- Resultan ser vehículo de transporte de otros contaminantes (Tessier *et al.*, 1992) y organismos tóxicos.
- Producen la alteración de sus propiedades físicas, como la turbidez y el color.
- Atenúan la entrada de luz reduciendo, por un lado, el rango visual para los organismos presentes, y por otro, la percepción humana en cuanto a las actividades de recreo, como por ejemplo en la pesca; de la misma forma también se reduce la luz necesaria para que pueda ser posible la fotosíntesis, lo cual provoca la destrucción de la flora acuática, la disminución de la tasa de alimentación de organismos filtradores, así como su asfixia por acumulación de partículas finas.
- Provocan el aumento bacteriano, ya que un porcentaje importante al ser orgánico, tiene como consecuencia el incremento de bacterias, lo que genera un descenso de oxígeno en el agua, además del incremento de la sedimentación de la materia orgánica en cuanto a la deposición de fangos.
- Alteran la dinámica de los fluidos. Ha sido demostrado de forma experimental en numerosos estudios, que la presencia de sólidos en suspensión, provoca

modificaciones en los propios mecanismos de suspensión, como la turbulencia, alterando el movimiento del fluido contenido.

Por todos estos motivos, se recomienda a científicos y gestores de la calidad del agua considerar como objetivo la medición y eliminación de los SS. (Davies y Smith, 2001). Los materiales en suspensión pueden representar el 35% de la medición de laDBO₅.

La medición se realiza de forma óptica y asequible mediante el turbidímetro midiendo la cantidad de sólidos presentes a partir de la unidad NTU (*Nephelometric Turbidity Unit*). Otra de las medidas del total de la concentración de sólidos disueltos es la conductividad eléctrica, que es la capacidad de transportar iones en solución. La conductividad aumenta al incrementarse el número de iones.

Se estima que un 60 % del total de los sólidos en suspensión tiene la capacidad de convertirse en sedimento. Esta sedimentación se mide por coeficientes y éstos dependen del tamaño de las partículas, de la forma de éstas, de la masa total, de la densidad de las mismas y del grado de turbulencia del flujo. Estos flujos y las turbulencias que pueden provocar facilitan la sedimentación de las partículas por lo que son características muy cuidadas, para los tratamientos físicos primarios, en las instalaciones de depuración de aguas residuales.

También hay tratamientos que han sido diseñados para la eliminación de sólidos que no tienen la capacidad de sedimentarse, denominados coloidales. Estos no se sedimentan bien por sus dimensiones o bien por las cargas eléctricas que soportan en su superficie. Las repulsiones electrostáticas impiden su agregación a partículas mayores, y por lo tanto, su sedimentación. Su eliminación pasa por la neutralización de las cargas adicionando sustancias químicas que faciliten la atracción, esto se realiza en los tratamientos correspondientes.

d) Nitrógeno

El nitrógeno en forma de amonio o de nitratos alimentan los ciclos de nutrientes de los organismos, siendo estos elementos esenciales para la síntesis y crecimiento de materia orgánica. Son nutrientes y bioestimuladores, y ésta condición lo convierte en parámetro a tener en cuenta de cara al diseño de los procesos de depuración.

La química del nitrógeno es compleja, al igual que la del fósforo ya que se presentan en multitud de estados y combinaciones, tanto en forma orgánica (como parte de proteínas, péptidos, urea, etc.) como inorgánica (nitrógeno amoniacal, nitrito, nitrato).

El nitrógeno tiene su actividad principalmente en forma de ciclo, que se resume a continuación en la figura 2.2:

Figura 2.2- Ciclo del nitrógeno (modificada CEDEX, 2010)

Los productos nitrogenados liberados al medio son degradados por microorganismos liberando amoníaco en el proceso. El nitrógeno que se presenta de forma orgánica es transformado a amoniacal. Aunque es un nutriente importante para el crecimiento bacteriano, las concentraciones de estas dos formas generalmente no superan 1 mg/l. Valores superiores solo pueden deberse a origen químico, como pueden ser la adición de fertilizantes.

La primera etapa es la transformación de las sales amoniacales a nitritos, realizada principalmente por bacterias nitrosomonas. La nitrificación tiende a reducir el contenido

de oxígeno en el agua y asimila la materia orgánica. Los procesos de nitrificación y digestión aerobia se detienen cuando se alcanza temperaturas de 50°.

La presencia de nitritos puede tener lugar en agua a partir de formas no ionizadas de ácido nitroso (HNO_2), siendo esta la forma más tóxica en la que pueden presentarse, favoreciendo este proceso determinadas condiciones de temperatura y de pH. Esta presencia conlleva una gran toxicidad para toda forma de vida por su acción metahemoglobinizante.

Estos nitritos se transforman en nitratos a partir de la acción de bacterias nitrificantes, siendo estas mayoritariamente nitrobacterias. Estos son asimilados por las plantas conforme reacciones de síntesis celular para producir proteínas.

Las bacterias asociadas a este proceso son autótrofas, quimiótrofas y aerobias estrictas y utilizan la energía desprendida de la oxidación del amoníaco y nitritos para reducir el carbono mineral procedente del gas carbónico o carbonatos. Además estas bacterias requieren fósforo, productos básicos de sodio y calcio, y bajas concentraciones de sustancias tóxicas. Su crecimiento, así como la mayor o menor capacidad de nitrificación, depende de la concentración de amoníaco, temperatura, pH, concentración de oxígeno disuelto en el agua y la presencia de sustancias inhibitoras.

Los nitratos son especialmente estables y poco reactivos. Su presencia es indicador que los residuos se han estabilizado con respecto a la demanda de oxígeno.

Los nitratos se pueden reducir a amoníaco a partir de un proceso microbiano en el que bacterias aerobias y anaerobias facultativas capaces de usar los nitratos como aceptor final de electrones, bien cuando la concentración de oxígeno es pequeña, bien en ausencia de oxígeno. Los amonios y nitratos son almacenados de forma orgánica por los vegetales.

El proceso de desnitrificación reduce los nitratos y nitritos mayoritariamente a nitrógeno molecular en menor cantidad a óxido nitroso (N_2O). Es un proceso en cadena realizado por varias bacterias heterótrofas y anaerobias facultativas (*Pseudomonas*, *mocrococcus*, *spirillum*, *achrombacter*, *bacilus*...). La desnitrificación implica reducción de nitratos hasta producir nitrogenados gaseosos, generalmente nitrógeno molecular, pasando por múltiples estados debido a que el ion nitrito es inestable y reactivo, pudiendo actuar como oxidante o reductor.

La mineralización es la transformación del nitrógeno orgánico en nitrógeno mineral por la acción de los diferentes organismos descomponedores que consumen oxígeno.

Los productos intermedios y finales son añadidos al metabolismo de las aguas. Cuando los niveles son inferiores al 1,5% es porque los organismos utilizan este nitrógeno para su biosíntesis impidiendo que aparezcan de forma aprovechable por vegetales.

El principal suministro de nitrógeno y principal causante de su incremento en los cauces es la contaminación difusa procedente de fertilizantes nitrogenados, siendo el principal suministro la agricultura intensiva (Lucey y Goolsby, 1993; Richards *et al.*, 1996; Studdert *et al.*, 2000). Una vez que altos niveles de nitrato están presentes en el suelo, sus concentraciones no decrecen rápidamente. Del elevado contenido en nutrientes y la capacidad de infiltración tienen consecuencias como la salinización y contaminación de las aguas superficiales y subterráneas (Pacheco y Cabrera, 2003; Stigter *et al.*, 2005). Ese fenómeno se multiplica en ciertos tipos de suelos debido a la movilidad de contaminantes como los nitratos (Devito *et al.*, 2000).

La presencia de nitratos es también una buena y fácil medición de carga orgánica. Los nitratos y nitritos estimulan el crecimiento planctónico, y sus altas concentraciones generan una proliferación excesiva de vida vegetal acuática, principalmente de algas y macrófitas. Pero la problemática del nitrógeno no tiene que ver tanto con su presencia como con su concentración. La manera para no producir una alteración en el ciclo del nitrógeno dentro del medio acuático es mantener la cantidad de nutrientes de forma libre tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas. Es por todo ello que se limita su concentración de vertido.

Al final del proceso, los compuestos de nitrógeno son expulsados a la atmósfera en forma de gases que de nuevo son devueltos en los ciclos atmosféricos. Puesto que su simple presencia es vital para el desarrollo de la vida, juega un papel importante en el medio hídrico, su exceso tiene también importantes consecuencias para ambos, siendo grandes inductores de transformaciones en los ecosistemas. El desarrollo vegetal masivo también provoca cambios en el medio acuático, produciendo un exceso de biomasa que ha de ser consumida a través de la cadena alimenticia, evitando la acumulación por sedimentación en el fondo de los cauces y la ruptura del equilibrio del ecosistema, reduciendo los usos potenciales del agua.

e) Fósforo

El fósforo total es un parámetro compuesto por la suma de las cantidades de fósforo orgánico e inorgánico, nutriente imprescindible para el desarrollo de la vida

acuática, así como limitador de sus reacciones, ya que forman parte de la materia orgánica particulada y de las células bacterianas.

Las células vivas tienen la capacidad de absorber, acumular y excretar el fósforo en sus diversas formas al ambiente. Al morir los organismos, el fósforo queda como un componente orgánico disuelto y es inmovilizado para el paso de fosfato orgánico soluble a insoluble, proceso que puede ser catalizado por unas enzimas denominadas fosfatasas. Una vez estos han sido solubilizados, los fosfatos inorgánicos disueltos en el agua son asimilados por las algas y plantas acuáticas. El fosfato también puede permanecer en los sedimentos como fosfato cálcico o fosfato férrico. Por tanto actúa como limitador de la producción de biomasa, ya que según la Ley de Liebig, el crecimiento es controlado por el recurso más escaso. Si la proporción de nitrógeno y fósforo (N:P) en el agua es mayor de 16, el nitrógeno está en exceso y el fósforo se consume totalmente.

Las aguas residuales urbanas contienen entre 4 y 16 mg/l de fósforo, siendo posible la combinación de éste con los distintos compuestos presentes. Es destacable que los compuestos de fósforo orgánico disueltos representan sólo una pequeña fracción del contenido total.

El agua residual bruta contiene entre un 25 % y un 85% de los fosfatos totales en forma de fosfatos condensados, dependiendo del contenido inicial y del grado de hidrólisis del sistema. En el tratamiento de aguas residuales, el fósforo entorpece los procesos de coagulación y floculación, así como de sedimentación en las instalaciones depuradoras, incluso en concentraciones inferiores a 0,01 mg/L.

f) Azufre

El azufre es un elemento vital para la síntesis de proteínas, siendo este liberado posteriormente en el proceso de degradación de la materia orgánica.

Cabe destacar que desde los comienzos de la era industrial, se ha registrado un importante incremento de concentración del dióxido de azufre y de sulfato, en porcentajes superiores a 2 o 3 veces la media global en algunas partes de hemisferio norte. La presencia del azufre atmosférico se produce tras la lluvia, motivo por el cual éste acaba depositándose (Pham, *et al.* 1996).

De la misma forma que sucede en otros compuestos, la problemática no es tanto su presencia, sino su concentración, lo que les convierte en contaminantes.

Los sulfatos se reducen a sulfuros, siendo el caso en el que el sulfuro de hidrógeno bajo la acción bacteriana en condiciones anaerobias resulta altamente corrosivo lo que afecta, en gran medida, a la integridad de las tuberías.

g) Comunidades biológicas

La actividad celular forma parte de organismos más complejos, y estas conforma poblaciones de microorganismos que viven e interaccionan en un ecosistema a ritmos y espacios diversos siendo múltiples las variables en el individuo y la forma de relacionarse.

La presencia de nutrientes y oxígeno son responsables del incremento de la compleja actividad metabólica. Entender la estructura y funcionamiento de estas comunidades permite aplicar con mayor eficiencia los modelos biocinéticos basados en las relaciones estequiométricas que calculan el sustrato, el oxígeno consumido y la materia orgánica que se sintetiza.

Las variaciones en las comunidades en términos de número de especies y proporciones pueden ser indicador de cambios por modificaciones en las condiciones ambientales o procesos biológicos

Son multitud los organismos presentes en las aguas: bacterias, virus, hongos, algas.... El principal organismos envuelto en la depuración son las bacterias, pero la diversidad de organismos intervinientes en estos procesos condiciona las transformaciones que tiene lugar, por lo que se presenta información complementaria en el Anexo II.

Las bacterias tienen un papel fundamental en el proceso de degradación de la materia orgánica disuelta. Estas dominan, tanto en número como en biomasa a otros grupos como los procesos de mineralización y eliminación de nutrientes tanto orgánicos como inorgánicos. Dado que la detección de las bacterias coliformes es rápida y sencilla, se toma el grupo de estas bacterias como indicador. Cada ser humano evacua entre 100.000 y 400.000 millones de organismos coliformes al día y se estima que un 3 o 4 % del total de los coliformes son *E. coli* patógenos. Estos se determinan de forma relativamente sencilla por la presencia o ausencia mediante métodos de análisis normalizados.

- Bacterias coliformes y *E. coli*: UNE EN ISO 9308-1:2000. 2.
- Enterococos: UNE EN ISO 7899-2:2001.
- *Clostridium perfringens* (incluidas esporas).

- Enumeración de microorganismos cultivables-Recuento de colonias a 22 °C: UNE EN ISO 6222:1999.

La velocidad de mortalidad de las bacterias depende de la temperatura del agua, de los efectos de la luz solar, de las poblaciones de otras bacterias presentes y de la composición química del agua.

2.2.3 Mecanismos naturales de amortiguación de la concentración de compuestos

El funcionamiento de los ecosistemas acuáticos hace que éstos sean grandes reactores bio-geoquímicos donde el agua que entra se expone y sufre múltiples transformaciones en función de una gran diversidad de variables. Por su parte, las aguas transportadas se mezclan, interaccionan y homogenizan produciendo nuevos compuestos que pueden ser utilizados generando un gran beneficio para los seres vivos que sustentan. Este proceso es lo que se denomina biodegradación, que forma parte de un proceso mucho más amplio y complejo: la autodepuración.

Cabe decir que las transformaciones referidas se ven influenciadas por condiciones de tipo físico (luz, temperatura, velocidad del agua, conductividad), de tipo químico (pH, presencia de nutrientes y efectos tóxicos) y también biológico (tipo de composición de la comunidad, estructura de las biopelículas y la presencia de organismos).

Por otro lado, la aireación y la temperatura son los factores principales naturales en este tipo de proceso. De tal manera que, la distribución del oxígeno en cuerpos de agua natural viene determinada, principalmente, por el intercambio gaseoso a través de la superficie acuática, los procesos físicos complementarios de advección y difusión la producción fotosintética, y el consumo respiratorio.

Por su parte, los suelos y sus ecosistemas vegetales asociados retienen, controlan y distribuyen el transporte de nutrientes y de contaminantes, además de ser estos un soporte adecuado para la biocenosis. Esta capacidad de adsorción se produce de forma complementaria al proceso de biodegradación, pudiendo ser utilizada como proceso de depuración, transformando y aprovechando los elementos aportados por las aguas residuales en los distintos procesos de infiltración.

A lo largo de este proceso, los vegetales incorporan a su biomasa nutrientes presentes en los suelos así como una parte mínima del agua que consumen, expulsando el

agua restante por los estomas, condicionando tanto la humedad relativa del ambiente, como la temperatura, cerrando de esta forma el ciclo del agua. En consecuencia, esta capacidad genera una mejora de la productividad del suelo al retener los nutrientes, aunque también es cierto, que en determinadas concentraciones podrían llegar a ser tóxicos para la vegetación (fitotoxicidad).

La presencia de la flora en los cauces se constituye, además, como una importante barrera física que garantiza el aumento de la rugosidad de las riberas y la disminución de la velocidad de la corriente, hecho que minimiza la disolución y disgregación de suelos, reduciendo la inestabilidad de los cauces.

2.1.3 Consecuencias: Contaminación

Cuando esta capacidad de asimilación y transferencia de nutrientes es superada tanto por la biocenosis como por la biomasa, se genera una alteración en la capacidad de regulación y resistencia de los ecosistemas, afectando a la calidad del recurso. Este tipo de alteración de la calidad de las aguas puede ser relacionada con los usos posteriores que se hagan del agua, afectando con ello a la salud de los ecosistemas dependientes, esto es a la contaminación. En resumen, los vertidos de aguas residuales son una de las actividades más contaminantes y una de las presiones más relevantes sobre el recurso en particular y el medio ambiente en general.

Estos son algunos de los principales efectos del vertido de aguas residuales en los cursos de agua:

- Revestimiento de la vegetación de las riberas con los residuos sólidos y gruesos que arrastra el agua residual, tales como plásticos, utensilios, restos de alimentos, etc.
- Acumulación de sólidos en estado de suspensión, sedimentando tanto en el fondo como en las orillas del cauce.
- Mayor consumo del oxígeno disuelto en la masa acuosa de la que dispone el cauce, debido principalmente a procesos de descomposición de la materia orgánica, así como a los compuestos amoniacales que componen el agua residual.
- Formación de malos olores por procesos anaerobios resultado del agotamiento del oxígeno disuelto del cauce.
- Entrada en el cauce de grandes cantidades de microorganismos entre los que puede haber un elevado número de patógenos.

- Contaminación de los ecosistemas por compuestos químicos tóxicos o inhibidores presentes en las aguas residuales. Entran en la cadena trófica de los distintos compuestos presentes en las aguas, acumulando y concentrando contaminantes.
- Posible aumento de la eutrofización al portar las aguas residuales grandes cantidades de fósforo y nitrógeno.

Sus costes y consecuencias en este sentido son múltiples. Sus consecuencias son un aumento de la susceptibilidad a las enfermedades, directamente asociadas a los estados de inmunidad y nutricionales de los organismos. El aumento de la carga de enfermedades afecta a la capacidad resiliente de los ecosistemas que podría verse llevada al límite con importantes costes medioambientales.

La aplicación de las políticas económicas, sociales y ambientales eficaces para la prevención de la degradación y el agotamiento de los recursos hídricos requiere que el valor total de estos recursos sea medido para su incorporación en el proceso de toma de decisiones, siendo el parámetro económico uno de los principales referentes a partir del análisis costo-beneficio. Se trata de una importante contrapartida a tener en cuenta por las actividades generadoras del tratamiento de las aguas residuales (Hernandez-Sancho *et al.*, 2010).

Los *precios sombra* o *Shadow Price* son una herramienta que permite tener una idea de los costes totales, integrando los costes marginales y externalizados, que supone un producto o actividad que no están en el mercado. El tratamiento de agua es considerado un proceso productivo en el que se obtiene una salida deseable (agua limpia) junto con una serie de salidas indeseables (sólidos suspendidos, nitrógeno, fósforo, etc.). Un precio sombra para estos elementos indeseables sería el equivalente al daño ambiental evitado.

En la tabla 2.1 se estiman los precios sombra que suponen la eliminación de contaminantes en 40 depuradoras de la Comunidad Valenciana. Constituye una estimación de los beneficios mínimos obtenidos por tratamiento de aguas residuales. Los resultados negativos se deben a que no están asociados con las salidas comerciales que podrían generar un ingreso, sin embargo desde un punto de vista medioambiental son interpretados como valores positivos ya que representan el daño ambiental evitado. La eliminación de nitrógeno y fósforo son la acción más beneficiosa para el medio ambiente dado que evita la eutrofización, seguida por la reducción de la materia orgánica (DBO y DQO) presentes en las aguas residuales (Hernandez-Sancho *et al.*, 2010).

Tabla 2.1- Referencia precio agua tratada (€/m³) y "shadow price" para los contaminantes (Hernandez-Sancho *et al.*, 2010).

Destino	Precio de referencia del agua (€/m ³)	"Shadow price" para contaminantes (€/m ³)				
		N	P	SS	DBO	DQO
Río	0,7	-16,353	-30,944	-0,005	-0,033	-0,098
Mar	0,1	-4,612	-7,533	-0,001	-0,005	-0,010
Zonas húmedas	0,9	-65,209	-103,403	-0,010	-0,117	-0,122
Reutilizar	1,5	-26,182	-79,268	-0,010	-0,058	-0,140

En la Tabla 2.2 se resume para cada uno de los compuestos presentes, el valor ambiental que supone su eliminación, ya no a partir del metro cúbico de agua tratada, sino de kilogramo de materia eliminada:

Tabla 2.2- Beneficio ambiental del tratamiento en función del kg materia tratada (Jenkins, *et al.*, 2010).

Contaminantes	Contaminantes eliminados (kg/año)	Valor de la contaminación ambiental (€/año)	Valor ambiental de la contaminación (€/kg)	%
N	4.287.717	98.133.996	0,481	59,6
P	917.895	50.034.733	0,245	30,4
SS	60.444.987	448.098	0,002	0,3
DBO	59.635.275	2.690.421	0,013	1,6
DQO	113.510.321	13.364.429	0,066	8,1
Total	238.796.195	146.671.677	0,807	100

Cabe decir que los ríos y cauces son los elementos vertebradores de los territorios, donde se desarrollan las sociedades, y ecosistemas. Ambos presentan una multiplicidad de condicionantes y relaciones de interdependencia entre el territorio y los organismos que lo conforman. De tal manera, que los cauces de agua son tanto abastecedores como los receptores últimos de nuestros residuos (Qadir *et al.*, 2010).

Es destacable también el hecho de que el agua no es inmune de padecer los impactos del cambio climático, responsable de la distribución del agua en todo el mundo, así como de su variabilidad estacional y anual (Stern, 2007). Para lo cual, son necesarias

respuestas dirigidas a conseguir aplacar y mitigarlos efectos que estos cambios supondrían así como prever medidas de adaptación a los nuevos escenarios de reducción de recursos.

Es un hecho constatado que un ecosistema saludable garantiza la seguridad hídrica con respecto a la calidad del recurso, al mismo tiempo que también es un importante mecanismo que ayuda a combatir la desertificación, los caudales y sus extremos de sequía e inundación, incidiendo en los regímenes hidrológicos (Keddy, 2000) .

2.2.4 Mecanismos naturales de amortiguación

A lo largo de la historia el destino habitual que se generaba para los residuos orgánicos y las aguas residuales domésticas era la irrigación y filtración intermitente en los terrenos colindantes. Las interacciones que se generan entre el suelo, el agua, el aire y los cultivos son las responsables de los procesos de descomposición y aprovechamiento, realizando una incorporación de los residuos al ciclo de los nutrientes. El continuo crecimiento de la población, las modificaciones en los hábitos de vida, las formas de concentración de la población en núcleos urbanos, la industrialización, diversifican en gran manera, la naturaleza de los residuos que se generan, por lo que se hace preciso elaborar nuevas formas soluciones.

A este respecto cabe mencionar un importante suceso referente dentro de este campo, el *Gran Hedor*, que tuvo lugar en Londres en 1858, donde la insalubridad de los ríos ocasionó epidemias, que obligó a las instituciones a buscar soluciones rápidas y efectivas. Esta problemática puede ser abordada desde distintos puntos de vista que se interrelacionan: el normativo, el tecnológico, y el de su posterior gestión.

Como resultado, la creación de algunas de las primeras soluciones técnicas: el alcantarillado, que consiguen alejar la producción de residuos de los lugares de deposición, y las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR). Uno de los mayores logros de estas primeras propuestas ha sido la de trasladar a espacios controlados los procesos físicos que ocurren de forma natural en las masas de agua: desbaste, mezclado, floculación, sedimentación, flotación, transferencia de gases y filtración.

Las propuestas técnicas o tecnológicas, en sí mismas, no son útiles sin un marco estratégico más global de propuestas que las acompañen. Tras una recopilación de análisis generados por Organismos como por ejemplo UN-HABITAT, o presentados en cum-

bres de referencia, *World Summit on Sustainable Development* (WSSD) , se expone de forma breve los principales factores que intervienen en la configuración de las estrategias para la gestión de las aguas residuales en:

- Factores políticos.
- Factores económicos, tanto en lo referente a inversión como a gestión.
- Factores de gobernanza, transparencia, equidad y capacidad.
- Factores tecnológicos.
- Factores éticos
- Factores de conocimiento público

Es por ello que el análisis que se propone en este trabajo, comprende un enfoque multidisciplinar que engloba todos estos factores. Desde el principio de esta tesis se ha tenido este planteamiento con el fin de analizar los problemas planteados y buscar soluciones alternativas y de fácil aplicación en pequeñas poblaciones, tanto en España como en países en desarrollo.

Por consiguiente, las soluciones pasan por el desarrollo de estrategias a este respecto, para las que son necesarias propuestas y su seguimiento como herramientas nuevas, así como el desarrollo de vías creativas que resulten prácticas de cara a la sostenibilidad del ecosistema como garantía del recurso.

2.3. ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS EN LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

Tecnología es una palabra de origen griego, *τεχνολογία*, y está formada por *téchnē*- (*τέχνη*, *arte*, *técnica* u *oficio*, que puede ser traducido como *destreza*) y *logía* (*λογία*, el estudio de algo). Este apartado se va a centrar en las tecnologías relacionadas con las aguas residuales, las cuales incluyen procesos cuyo objetivo genérico es el de conseguir transformar las aguas negras o grises, en aguas efluentes de mejores características de calidad y cantidad. Los parámetros que definen la calidad están recogidos en el apartado anterior, y regulados por la legislación vigente. Los procesos que intervienen en la consecución de esos parámetros funcionan con un flujo continuo, es lo que se conoce como “trenes de tratamiento”, que combinan procesos físicos, químicos y biológicos para la remoción de los contaminantes (Granholm y Ches-

ter, 2007; Lehto *et al.*, 2009; El-Gohary *et al.*, 2012). Este procedimiento supone que cualquier cortocircuito que se produzca en uno de los procesos afecta al funcionamiento del siguiente y a la totalidad de la instalación.

Las alternativas de construcción y gestión de las propuestas tecnológicas con dos, a nivel individual o familiar, como a nivel colectivo. La máxima en la gestión está recogida en las instalaciones donde los distintos procesos que la conforman se recogen en las EDAR.

Como referente al que estamos más habituados se trata de una instalación industrial cerrada y concentradora de maquinaria y equipos con procesos secuenciales, organizados, concentrados y estructurados. Es la conocida *tecnología convencional* que con el objetivo de eliminar sustancias biodegradables en el mínimo espacio y tiempo a partir de la intensificación de procesos físicos, químicos y biológicos.

Sin embargo, en los últimos cincuenta años, la actitud hacia el medio ambiente ha ido cambiado, añadiendo en la ingeniería conceptos como la sostenibilidad entre sus objetivos para adaptarse a la demanda de la sociedad (Davidson *et al.*, 2007). Es por ello que, ya no sólo surgen mejoras en las tecnologías existentes sino que aparecen nuevas propuestas tecnológicas con cambios sustanciales tanto en el diseño como en el modo de operar. La aplicación de criterios de sostenibilidad se amplifica con la provisión de bienes ecosistémicos y servicios (Wu, 2013). Tecnologías que precisan menos aportes externos para su funcionamiento, reduciendo tanto los costes de construcción como los de explotación y mantenimiento, además de limitar las emisiones y de reducir los impactos del proceso. En este trabajo se denominan de forma general, *tecnologías no convencionales*.

A partir del conocimiento del influente y estableciendo las características del efluente, se seleccionan los aspectos para el diseño de la instalación. Un complejo trabajo que requiere de un conocimiento profundo de la tecnología, experiencia en la explotación, conocimiento de los rendimientos reales y la valoración de las ventajas como los inconvenientes de las distintas alternativas.

Existe mucha y muy variada documentación de la tecnología relacionada con los procesos de depuración, su instalación asociada, y su ciclo de vida. Este apartado tiene como objetivo desarrollar el marco teórico que recoja de forma resumida el estado del arte de la depuración y la tecnología aplicada habitualmente poblaciones reducidas, así como las problemática y propuestas de resolución.

2.3.1 Tecnologías convencionales

Son las instalaciones destinadas a cumplir las condiciones máximas de depuración a partir de la intensificación y aceleración de los procesos por la utilización de energía como la adición de sustancias químicas, lo que disminuye los tiempos de retención en la instalación, y por tanto sus dimensiones.

En el esquema básico de una instalación de depuración de aguas mediante tecnología convencional se encuentran dos líneas de tratamiento diferenciadas: la línea de agua y la línea de fangos. Los diseños y los procesos constructivos conforman el funcionamiento futuro de la instalación. Su diseño se realiza como mínimo para una vida útil de 20 años, siendo imprescindible el conocimiento del contexto, la fiabilidad y flexibilidad de la instalación. Esta instalación genera impactos ya por sí misma por formar parte del territorio donde su integración paisajística es mínima y ajena.

Las claves en el diseño de una instalación de depuración de aguas residuales son

- Conocer la tipología de la red de alcantarillado existente.
- A los objetivos de la propuesta, no olvidar la futura gestión. El tamaño de la planta condicionará tanto su construcción, su ciclo de vida como el de su explotación. La gestión es entendida como la adecuada distribución de los recursos con un objetivo e interés común basado en el conservar el estado óptimo de la instalación para el cumplimiento de la legislación.
- Conocer y determinar los parámetros: capacidad nominal de la EDAR ($\text{kg DBO}_5/\text{d}$), caudal diario nominal (m^3/d), caudal diario medio (m^3/h), caudal horario punta en tiempo seco (m^3/h), caudal horario punta en lluvia (m^3/h), la concentración media diaria y la carga diaria nominal de distintos parámetros. La carga contaminante diaria en función de los habitantes equivalentes es variable pero como referencia se toman los valores propuestos según la tabla 2.3.

Tabla 2.3 - Cargas contaminantes tipo en función del Número de h-e (ATV-DVKW-131)

Parámetro	Cargas en g/h-e día
DBO5	60
DQO	120
SS	70
NTK	11
P	1,8

- Coordinar a los distintos agentes que intervienen en el proceso.
- No conviene tratar caudales superiores al caudal punta en tiempo seco. Dada la infraestructura asociada a estos sistemas, presentan pocas posibilidades de actuación y control ante la modificación de los caudales hidráulicos a tratar por lo que es muy importante que estén bien concebidos, dimensionados y construidos. En la tabla 2.4 se presentan los coeficientes de seguridad utilizados habitualmente para los caudales punta.

Tabla2.4- Coeficientes de seguridad utilizados en el diseño de la instalación (CEDEX, 2010).

Población (h-e)	Coeficiente Punta
1000-2000	2,5
500-1000	3,0
<500	3,5

Tener clara la eficacia de un buen diseño en las distintas partes:

- Para mejorar la efectividad de los procesos, es clave un buen diseño de la entrada a la depuradora y el pretratamiento.
- Para laminar los caudales, absorbiendo las variaciones de caudal y carga es importante un buen diseño de las infraestructuras anexas para la gestión de caudales excedentes como son tanques homogeneizadores y de tormentas.
- Para la flexibilidad y modulabilidad de la instalación se ha instalado equipos electromecánicos que obligan a la especialización de la explotación. Su diseño e instalación ha de realizarse adaptándolos a la tipología del agua residual, evitando los caminos preferenciales que disminuyen los tiempos de retención real, así como las zonas muertas.
- Para la secuenciación y el control de los procesos se han automatizado los procesos, controlando el funcionamiento de los equipos electromecánicos mediante consignas.
- La construcción depende de la tipología del proyecto, su ubicación como la disponibilidad de recursos tanto materiales como humanos. El diseño constructivo y dimensionamiento se realiza en función de las tecnologías a instalar. La construcción condiciona la explotación y el mantenimiento futuros.

- Para minimizar los costes de explotación y mantenimiento, es imprescindible predecirlas partidas más costosas: la energía, los suministros, la gestión de los residuos y el personal. El volumen de residuos a evacuar a vertedero supone una partida importante en el coste extra dependiendo de la situación geográfica de la instalación.
- El tamaño de la planta requiere de un personal de Administración y Dirección asignado. Los costes totales anuales que suponen a la Administración lo forman los costes de explotación y mantenimiento más coste anual de amortización.

Según un estudio realizado por CYII en 2008, en depuradoras construidas cumpliendo las exigencias del Plan Hidrológico del Tajo, con la utilización de tecnologías convencionales; se confirma que existe un abaratamiento de costes en su construcción respecto al escalado de la instalación.

Tabla 2.5- Costes construcción depuradoras según tamaño de la EDAR (h-e) (CYII, 2008).

Tamaño EDAR (h-e)	Colectores (euro/h-e)	Depuradoras (euro/h-eq)			Total depuradora (euro/h-e)	Colector + depuradora (euro/h-e)
		Obra civil	Equipo Electro-mecánico	Otros		
<2000	95	505	627	61	1193	1288
2001-5000	95	244	220	22	486	581
5001-10000	90	165	164	14	343	433
10001-20000	39	117	118	49	284	323
>20000	98	78	81	6	165	263

Los puntos claves para una buena gestión de la instalación son:

- El diseño.
- Garantía del funcionamiento básico en las operaciones de la planta, para ello, se han debido de diseñar el número idóneo de líneas que minimicen vertidos en los posibles casos de parada.
- Las condiciones básicas de operación han de estar perfectamente definidas y el personal ha de estar preparado. La documentación de referencia ha de estar compuesta por manuales de operación y mantenimiento, plan de seguridad e higiene, plan de emergencia, control en la evacuación de los subproductos,

recepción, preparación y control de los reactivos, gestión de residuos externos, procedimiento de retirada y métodos de trabajo.

- Vigilancia continuada de los parámetros de control de las instalaciones, de automatización de la maquinaria y verificación de líneas permiten el funcionamiento óptimo de la planta.
- Garantía de funcionamiento de los equipos con el control relacionado con los consumos, caudales y presiones. Inversiones previstas para el mantenimiento de cada equipo, de las averías asociadas, de las comprobaciones de las protecciones eléctricas, las posibles fugas,...
- Cualquier instalación extra construida en cualquier parte del proceso puede ser utilizada en caso de que exista algún problema, proveyendo una mayor garantía de depuración
- Control del mantenimiento que garantice la vida media de los equipos.
- Evaluación económica de la explotación.
- Cumplimiento de la legislación laboral para minimizar riesgos de accidentes de trabajo, aplicando las normativas de prevención y seguridad.
- Minimización y control de los impactos relacionados. Los procesos generadores de impactos de primer orden para una depuradora convencional son los vertidos y las emisiones atmosféricas directas, mientras que los de segundo orden, o indirectos, son la electricidad y los productos químicos.

a) Línea de agua

Los procesos más habituales para cada nivel de depuración son recogidos por el CEDEX y se resumen en tabla 2.6.

Existen además multitud de procesos emergentes para alcanzar mejores rendimientos de eliminación, minimizar los costes en su ciclo de vida y el aprovechamiento energético que están en fase de investigación y desarrollo y que todavía no cuentan con implantaciones reales.

Dado el amplio abanico de esta tipología de procesos, este capítulo presenta una síntesis focalizada en los procesos que conforman las líneas de las instalaciones de menor tamaño y que permite configurar los objetivos y capítulos posteriores.

Tabla 2.6- Etapas de depuración y procesos que pueden encontrarse en la línea de agua de una EDAR (CEDEX, 2010)

Pretratamiento	Desbaste Desarenado – Desengrasado Homogenización y Regulación de Caudales Preaireación	
Tratamientos primarios	Decantación Primaria Flotación Tratamiento Físico – Químico Fosas Sépticas y Decantadores - Digestores	
Tratamientos secundarios	Fangos Activados	Alta Carga Media Carga (Convencional) Aireación Prolongada Contacto – Estabilización Doble Etapa Sistemas Secuenciales Biorreactores de Membranas
	Procesos de Película Fija	Lechos Bacterianos Biodiscos Biofiltros Aireados Lechos Aireados Sumergidos Sistemas de Biomasa Fija sobre Lecho Móvil
	Procesos Anaerobios	
Tratamientos secundarios más rigurosos	Tratamientos con Eliminación de Nitrógeno Tratamientos con Eliminación de Fósforo Tratamiento con Eliminación de Nitrógeno y Fósforo	
Tratamientos terciarios	Reducción de DBO ₅ y MES	Tratamiento Físico – Químico Filtración Microfiltración Ultrafiltración
	Desinfección	Cloro Gas Hipoclorito Sódico Dióxido de Cloro Ozono Rayos Ultravioleta
	Reducción de sales	Ósmosis Inversa Electrodialisis Reversible Intercambio Iónico

a.1) Pretratamiento

El objetivo del pretratamiento es la separación física de las partículas flotantes y en suspensión que por tamaño o naturaleza pueden dificultar los tratamientos posteriores. Por la variedad de las características de los residuos recibidos, para que toda la tecnología asociada a la depuración funcione es preciso que el pretratamiento sea eficaz. (CENTA, 2012).

Para el diseño y dimensionamiento se han de controlar la velocidad del canal y la velocidad de paso, favoreciendo el flujo del agua.

Los procesos más frecuentes en el pretratamiento son la sedimentación, el desbaste, el desarenado y desengrasado. Según sea la calidad de las aguas, puede precisar incluir otras operaciones para asegurar una mayor efectividad de los procesos. Las aguas procedentes de redes unitarias presentan un volumen mayor de residuos a eliminar, de hasta 10 veces mayor (Metcalf&Eddy, 2002.). Para evitar los problemas de los ruidos y los olores de esta etapa, los procesos se suelen cubrir.

- Obra de llegada donde se regulan y homogenizan la entrada de agua a la planta de tratamiento. Es importante la necesidad de instalar una arqueta de toma de muestras a la entrada de la depuradora.
- Desbaste donde se separan los sólidos voluminosos que puedan provocar la obstrucción de las distintas unidades de la instalación. El diseño de dos líneas o un canal de bypass evita la parada de la instalación en caso de avería. Los separadores físicos están formados por rejillas o tamices, teniendo estos mayores rendimientos, pero con una alta pérdida de carga. Retienen de DBO₅ entre el 10 y el 15 %, SS entre el 15 y el 25 % y la retención de arenas oscila entre los valores del 10 y 80 %.
- Desarenado con el objetivo de eliminar las materias granuladas no floculantes para evitar que se produzcan sedimentos en los canales. El correcto funcionamiento de este proceso ahorrará una parte importante del coste de mantenimiento de la maquinaria del resto de los procesos.
- Desengrasado, proceso destinado a la acumulación y extracción de grasas y flotantes y su retirada minimiza las distorsiones en los procesos de tratamiento posterior, principalmente los biológicos. El desengrasado se mejora con la insuflación de aire. En la mayoría de las instalaciones se realiza en el mismo desarenado, con parámetro de diseño similares..

Se diseña en función de la velocidad de sedimentación, carga hidráulica, la velocidad horizontal, el tiempo de retención, la profundidad y la longitud evitando las turbulencias. La forma de limpieza, automática o manual, influyen en su diseño, mantenimiento y en los costes operativos. Se han de instalar compuertas tanto aguas arriba como aguas abajo que permitan realizar las labores de mantenimiento.

Los materiales en suspensión eliminados representan entre el 35 % de la DBO y una proporción en volátiles del 70 %, por lo que la eliminación de sólidos en suspensión ya es un interesante tratamiento.

En la etapa de explotación y mantenimiento del pretratamiento, los principales problemas son consecuencia de errores en el diseño, por avería de equipos o por la explotación misma debido a flujos irregulares. Se ha de favorecer la formación de corrientes como líneas preferenciales. Cualquier sistema con bombeos de elevación ya supone una problemática añadida tanto en explotación como en mantenimiento.

Los residuos del desarenado procedentes de un sistema unitario varía entre 10 y 30 litros por habitante y año.

a.2) Tratamiento primario.

El objetivo del tratamiento primario es la reducción de los sólidos en suspensión del agua residual. En ellos se incluyen los sólidos sedimentables, los flotables y los coloidales. Los coloides constituyen una parte importante de la contaminación y son difíciles de eliminar, debido a su pequeño tamaño (entre 10^{-3} y 10 micras) y que están cargados eléctricamente, al tener el mismo signo se repelen y se mantienen en suspensión. El fango primario tiene una gran concentración de patógenos y es putrescible debido a la cantidad de materia orgánica que tiene, entre 3 y 8 %, por lo que requiere una estabilización previa.

La disminución de sólidos en suspensión provoca la disminución de la demanda de oxígeno y como tal la disminución de consumo energético. Si los rendimientos son muy elevados y no llegan nutrientes al tratamiento biológico, afecta a los procesos. Dependiendo del proceso, así será el rendimiento del tratamiento, con la reducción de la DBO y la contaminación bacteriológica. Los procesos más usados son la separación sólido-líquido (Decantación primaria, flotación o mixto) así como los procesos físico-químicos (floculación, coagulación).

- Flotación por aire disuelto (FAD): Es una técnica que elimina sólidos de densidad superior al agua reduciendo tanto las materias flotables como los sólidos en suspensión. La creación de microburbujas se realiza a partir de la presurización del flujo de agua, la disolución de aire y la despresurización. Dada su flexibilidad de funcionamiento, es útil en casos de grandes variaciones en los vertidos así como por una incidencia importante de vertidos industriales no tratados. Con un tiempo de retención inferior a una hora, suele tener unos rendimientos de reducción de SS entre el 65 y el 80 % mientras que la reducción de DBO se realiza entre el 45 y el 50 %. (CEDEX, 2010)
- Tratamiento físico-químico con la floculación y coagulación: Se compone de tres etapas: desestabilización, agregación de las partículas desestabilizadas y separación de los agregados formados del seno del agua. Cabe la posibilidad de integrar estos procesos en una sola unidad que realiza todas las secuencias de tratamiento. Para mejorar el rendimiento de la reducción de sólidos en suspensión, es preciso la eliminación de los sólidos coloidales, aumentando el tamaño de los flóculos, ya sea por aireación o mecánicamente. La floculación previa a la decantación aumenta la velocidad ascensional del diseño y disminuye los tiempos de retención, aumentando los rendimientos hasta un 20 % (CEDEX, 2010).

El tratamiento primario con polielectrolito tiene disminuciones entre el 50 y el 60 % de la DBO₅ y el 65 y el 75 % de los SS. Para tener una idea de los volúmenes necesarios en el tratamiento, en la tabla 2.7 se resumen los rangos de cantidades de reactivos requeridas.

Tabla 2.7- Uso de coagulantes (Water Environmental Federation, WEF).

Reactivo	Rango dosis (mg/l)	pH	Aplicaciones
Cal	150 – 500	9 – 11	Eliminación de coloides
Sulfato de Alúmina	75 – 250	4,5 – 7,0	Eliminación de coloides
Cl ₃ Fe Cl ₂ Fe SO ₄ Fe.7H ₂ O	35 – 150 70 - 200	4 – 7 4 - 7	Eliminación de coloides
Polímero catiónico	2 – 5		Eliminación de coloides
Polímero aniónico y no iónico	0,25 – 1,0		Ayudante de floculación y sedimentación

Son muchos los factores que condicionarán el proceso: la provisión de suministros, su rendimiento, el almacenamiento del reactivo, la preparación (manual y automática) y el tiempo de maduración y la dosificación.

El costo de los reactivos y la mayor producción de fangos son los principales inconvenientes. El proceso más costoso en la fase de operación es el de acumulación, ya sea por gravedad o por equipos mecánicos, el almacenamiento y evacuación de fangos. La extracción manual no es recomendable ni operativa, por lo que se ha de realizar la extracción automática, ya sea mediante válvulas o bombas especiales.

La explotación y mantenimiento tienen como principal problema los errores de diseño, por avería de equipos, por las características del afluente o por la propia explotación.

Los tratamientos físico-químicos añaden dificultades en la explotación. Los procesos están temporizados y regulados. Si este caudal de purga es excesivo, la concentración resulta baja perjudicando el proceso de tratamiento, al igual que si el caudal de purga es pequeño.

a.3) Tratamientos secundarios.

También llamados tratamientos biológicos, los tratamientos secundarios tienen como base la creación de una biocenosis que conforma el sustrato y que es confinada en un reactor, alimentándose por la aportación de nutrientes procedente de las aguas residuales. Es necesario mantener el control del ambiente en condiciones adecuadas de pH y temperatura.

Estos tratamientos biológicos utilizan menos reactivos químicos, reducen la proporción de residuos y parte del consumo energético es asumido por la biocenosis. Mantener a las comunidades de microorganismos a pleno rendimiento requiere un crecimiento continuo y con ello un aporte constante de alimento y mantener unas condiciones ambientales adecuadas. Estas reacciones son simplificadas, predecibles y modelizables a partir de la biocinética. El cálculo suele realizarse también a partir de métodos empíricos basados en la utilización de ratios derivados de la experiencia.

La eliminación genera subproductos como el anhídrido carbónico (CO_2), y metano (CH_4) en ambiente anaerobio además de nitrógeno (N_2) y ácido sulfhídrico (SH_2) en ambiente anóxico.

Figura 2.3- Entradas y salidas en un proceso biológico básico (CEDEX, 2010).

Los procesos biológicos que tiene lugar se clasifican en función de:

- Los elementos a eliminar y transformar: Eliminación de materia carbonosa, nitrificación y desnitrificación y eliminación de fósforo.
- Potencial de oxidación-reducción del medio: aerobio, anaerobio, anóxico
- Biomasa del reactor:
 - Biocenosis se encuentra suspendida en el reactor (fangos activos)
 - Biocenosis fija a través de un medio soporte (reactores de biopelícula)

Unos elevados rendimientos en la depuración suponen que la velocidad de eliminación del sustrato no podrá ser muy alta. En la actualidad, los procesos de depuración de aguas residuales trasladan a espacios controlados y confinados a las comunidades microbiológicas seleccionadas. Es necesario un mayor conocimiento de la estructura y funcionamiento microbiológico para un mejor entendimiento y a la optimización que se obtiene gracias a los avances en las nuevas técnicas moleculares. La presencia de organismos más complejos como protozoos y metazoos son indicadores del estado de proceso de tratamiento, produciendo una mejora de los rendimientos de eliminación.

Los métodos convencionales como las lagunas aireadas, fangos activados se ha comprobado que son complicados y tienen un importante consumo de energía en el proceso (Kantawanichlul, 2013). La tipología convencional de plantas de depuración no ha sido diseñada en su origen para la transformación o eliminación de los contaminantes emergentes (Reemtsma *et al.*, 2006).

En función del número de habitantes equivalentes, el CEDEX recomienda determinados procesos en función de su rentabilidad, que se resumen en la tabla 2.8.

Tabla 2.8- Procesos recomendados según número de habitantes equivalentes (CEDEX, 2010).

Nº de habitantes equivalentes			
<10000	de 10000 a 30000	de 30000 a 50000	de 50000 a 200000
		Proceso convencional de Fangos Activados	
Aireación prolongada			
	Contacto-Estabilización		
Lechos bacterianos/Biodiscos/Biocilindros			
		Biofiltros	

Para núcleos de menos de 2000 h-e se recomienda el diseño de procesos con aireación prolongada (CEDEX, 2010). Sin embargo, nuevas tecnologías se han empezado a emplear en poblaciones de pequeña entidad: reactores secuenciales de fangos activos y tecnología de biomasa fija sobre lecho móvil, ya sea separada (biorreactores de membrana) como combinada con los fangos activos (IFAS).

El tratamiento más habitual en depuración es el proceso de fangos activos. Los fangos activos están formados por los microorganismos que crecen a partir de la materia orgánica carbonosa presente en el agua. La composición biótica del fango activado es de un 90 y 95 % de distintos tipos de bacterias (en su inmensa mayoría aerobias y heterótrofas), y entre un 5 y 10 % de una mezcla de protozoos (flagelados, rizópodos y ciliados), metazoos (rotíferos, nematodos, gastrotricos), etc. y hongos. Las relaciones tróficas que se pueden dar entre estos organismos que colonizan los fangos activos se representan en la figura 2.4.

Los procesos son energéticamente intensificados, facilitando el oxígeno mediante aireación artificial y asegurando el contacto óptimo mediante agitación. La intensificación mejora los rendimientos y le convierte en el proceso más utilizado y con altos consumos energéticos (USEPA). Los rendimientos del proceso están entre el 85 y el 95%.

El proceso se controla a partir del agua residual de entrada así como por la calidad exigida del efluente. A partir de la carga contaminante a la entrada y sus variaciones, se adecua la oxigenación, el nivel de sólidos en el reactor, la carga másica, el caudal de recirculación y la extracción de fangos en exceso. Es un proceso con tres modificaciones fundamentales dependiendo de la forma de alimentación, que se clasifica en flujo pistón,

mezcla completa y alimentación escalonada. Existen muy diversas configuraciones de los procesos dependiendo: en serie, carrusel, secuencias temporales, etc.

Figura 2.4- Relaciones tróficas entre microorganismos que colonizan los fangos activos (Keddy, 2000).

Una vez que la materia orgánica ha sido reducida, el licor mezcla se envía a la clarificación o decantación secundaria, donde se distinguen cuatro zonas funcionales: espesamiento, almacenamiento, separación y clarificación.

Las normas de diseño más usuales están basadas en la edad del fango.

La producción de fangos es de 0,8 y 0,9 kg de materia sólida por kilogramo de DBO_5 eliminado, mientras que si no hay una decantación primaria, se producen entre 1 y 1,2 kg de MS/ kg DBO_5 eliminada. En una EDAR, que dispone de digestión anaerobia, el tiempo de retención de sólidos (TRS) mínimo necesario para conseguir una nitrificación estable en la zona aerobia es de entre 7 y 8 días a una temperatura entre 12 y 14°C y el tiempo de retención hidráulico (TRH) entre 6 a 8 horas.

En cuanto a aspectos constructivos, tanto el diseño como la operación de la instalación ha de construirse propiciando el buen reparto de caudales, a partir de válvulas de control y compuertas, y con una buena distribución a la entrada del tanque. El motivo es evitar la formación de corrientes y turbulencias que creen caminos preferenciales y la

resuspensión de los fangos. Se ha de instalar además mecanismos que eliminen los flotantes y las espumas. Estos factores pueden implicar técnicas constructivas más difíciles y caras y que incrementan los costes de instalación.

En cuanto a la explotación y mantenimiento, la presencia de sustrato y nutrientes generará una biomasa que será necesario purgar y recircular. El tipo de microorganismos dominantes en los fangos activados nos indican la eficacia del proceso y previene futuros problemas de funcionamiento.

Las condiciones mínimas para tener un eficiente tratamiento secundario consisten en la abundante disponibilidad de organismos vivos y de oxígeno, condiciones de pH y temperatura óptimas y una superficie o un espacio para el contacto entre los líquidos residuales y los microorganismos. Los parámetros del control del proceso son la carga másica, el tiempo de retención hidráulico, el tiempo de retención celular, la recirculación externa de fangos. La presencia de sólidos volátiles en el reactor nos da una idea de la mineralización. Porcentajes bajos nos indican que está muy mineralizado.

En este como en todos los procesos, el aporte de oxígeno es directamente proporcional al consumo eléctrico.

La temperatura influye en las reacciones de oxidación, aumentando la velocidad de reacción a medida que crece la temperatura. El crecimiento se mantiene hasta los 37 °C, a partir de los cuales la velocidad de reacción desciende bruscamente.

La presencia de microorganismos puede también limitar el funcionamiento. En los procesos de depuración de aguas residuales, la presencia de bacterias filamentosas puede ser beneficioso porque debido a su forma de organizarse puede conseguir una mayor toma de nutrientes y captar partículas flotantes. Un gran número de bacterias filamentosas (floaming) dan lugar a un elevado índice de volumen de fangos (IVF), lo que implica dificultades para cumplir los requerimientos de nitrógeno y fósforo total en el efluente. Si el número aumenta, pueden adquirir estructura en forma de armazón que dificulta la decantación de los sólidos en el licor mezcla, disminuyendo la sedimentabilidad y provocando el hinchamiento y la flotación de estos. Este fenómeno tiene altos costes en el tratamiento del lodo.

Las causas orientativas relacionadas con su aparición se especifican en la Tabla 2.9 y se puede resumir en un diseño inadecuado de volúmenes de reactores y de caudales de recirculación, y una baja relación de las ratios DQO/N_TK y DQO/P_T y baja concentración de DQO fácilmente biodegradable en el agua influente.

Actualmente está en auge la incorporación de tecnologías innovadoras que se caracterizan por mantener una elevada concentración de biomasa, para lo que se requiere menor volumen de reactor y minimizan la proliferación de este tipo de bacterias.

Los tratamientos secundarios por aireación prolongada, son una variante de fangos activados que funciona con altas edades de fango, cargas másicas muy bajas, y tiempos de retención superiores a los requeridos en fangos activos. Es muy utilizado en plantas prefabricadas para pequeñas comunidades y en diseños para poblaciones reducidas. La fase de respiración endógena de la curva de crecimiento hace que precise una carga orgánica reducida y un largo periodo de aireación, aumentando el volumen del reactor y disminuyendo las instalaciones para el tratamiento de fangos, puesto que estos ya están estabilizados y solo precisan ser deshidratados antes de su disposición final.

Tabla 2.9- Problemas causados por microorganismos filamentosos y sus causas.

Tipo	Problema	Causa orientativa asociadas a su aparición
Tipo 1701	Bulking	DBO
Sphaerotilus natans	Bulking	DBO; DNP
Tipo 0041/0675	Bulking y espumas	DNP; BCO
Beggiatoa	Bulking	S
Thiothrix spp.	Bulking	S; DBO;DNP
Tipo 021N	Bulking	DBO; DNP; BCO;S
Tipo 1863	Espumas	Elevada carga másica
Nocardiformes	Espumas	BCO
Microthrix parvicella	bulking y espumas	DBO
Haliscom en obacter hydrossis	Bulking	DBO

Los procesos de fangos activos, bien operados suelen tener unos rendimientos entre el 85 y 95 % de la DBO5 y SS. En los costes de implantación no repercute el factor escala, como se presenta en la figura 2.5, por lo que el diseño de plantas más pequeñas no se traduce en una disminución de los costes, como se observa a continuación:

Figura 2.5- Costes de implantación de la aireación prolongada (€/h-e) (CENTA, 2012)

Son múltiples sus ventajas: sencillez de funcionamiento y explotación, capacidad de absorber sobrecargas puntuales, menor producción de fangos y eliminación de uno de los procesos de estabilización de fangos, eliminación de nitrógeno. Pero presenta una desventaja importante, sobre todo en la fase de operación y mantenimiento, debido a los mayores costos de explotación por sobrecostos energéticos. La energía consumida es de 1,8 a 2,4 kWh/kg DBO₅ eliminada.

Los factores principales a tener en cuenta en este proceso son las características del sustrato, los nutrientes, la aportación de oxígeno, la temperatura, el pH, la salinidad y los tóxicos e inhibidores. Los vertidos de nitrógeno y fósforo tienen la capacidad de alterar el rendimiento normal de los procesos en las estaciones depuradoras, provocando un aumento de los costes de explotación debido a las problemáticas asociadas a los procesos de nitrificación y desnitrificación.

En la siguiente tabla 2.10 se presenta una comparativa de las características entre los fangos activos y el proceso de aireación prolongada.

b) Línea de fangos

Es el proceso final de la línea, donde se recogen los residuos sólidos procedentes tanto del tratamiento primario como del tratamiento secundario, con el objetivo de reducir los volúmenes de fango a manipular. La elección de los procesos, que conforman esta línea, definirá el destino final del fango.

El volumen de fangos producido en la línea de agua es función de la cantidad de sólidos en suspensión, de la adición de reactivos en los procesos físico-químico y del rendimiento de la decantación

Tabla 2.10- Comparación de los procesos de lodos activos convencional y de aireación prolongada (CEDEX, 2010).

Características	Lodos activos	Aireación prolongada
Sustrato a microorganismos, kg DBO/ Kg MLVSS	0,3-0,7	0,10-0,25
Concentración de MLVSS en el reactor (mg/L)	2000-3000	3500-5000
Rendimiento global reducción DBO (%)	85-95	85-98
Características del efluente		
DBO soluble (mg/L)	10-20	10-20
DBO total (mg/L)	15-25	20-40
Sólidos en suspensión (mg/L)	< 20	< 70
Producción de lodos (kg/kg DBO)	0.03	≈ 0,01
Requisitos de O ₂ (%de la DBO consumida)	90-95	120
Tiempo de residencia en el reactor	4-8 h	15-36
Edad de los lodos	5-15 días	20-60 días

Los residuos generados han de estar convenientemente extraídos, controlados, y gestionados. Se trata del problema más complejo y costoso en el ámbito de las aguas residuales, siendo el presupuesto estimado para el diseño como para el tratamiento de lodos similar al del resto de la planta. Por lo que un cuidado extremo de estos procesos permitiría una gestión de la depuradora más barata.

Dependiendo del destino final del fango así serán sus costes de evacuación, que a continuación se resumen en la Tabla 2.11.

Tabla 2.11- Costes de evacuación del fango según su aplicación(CYII, 2015).

Disposición final	Costes de evacuación del fango €/tn
Aplicación directa a agricultura	10-20
Compostaje	22-40
Secado térmico	40-80
Vertedero	30-60

El escaso volumen de fangos producidos en las depuradoras difícilmente pueden ser deshidratados en sus lugares de origen por la ineficiencia de los sistemas de deshidratación. La tendencia a utilizar sistemas integrados de gestión de fangos con instalaciones centralizadas, donde las distancias existentes entre los centros productores y receptores condicionan el gasto en transporte.

A continuación, en la tabla 2.12 se resumen los procesos que tienen lugar en la línea de fangos, y dentro de cada uno de ellos, las distintas tipologías de procesos con base tanto mecánica, físico-química como biológica.

Tabla 2.12 - Procesos más habituales en la línea de fangos (CEDEX, 2010).

Espesamiento de fangos	Espesamiento por gravedad	
	Flotación	
	Tambores rotativos	
	Mesas espesadoras	
	Centrífugas	
Estabilización de fangos	Digestión	Mesófila
	Anaerobia	Termófila
	Estabilización	Mesófila
	Aerobia	Termófila
Acondicionamiento del fango	Químico	
	Térmico	
	Ultrasonidos	
Deshidratación de fangos	Centrífugas	
	Filtros banda	
	Filtros prensa	
	Eras de secado	
	Secado solar	
	Secado térmico	
Tratamientos termoquímicos	Incineración (Combustión completa)	
	Gasificación	
	Oxidación húmeda	
	Hidrólisis térmica	
Disposición final del fango	Vertedero	
	Uso agrícola directo	
	Compostaje	
	Vertido al mar	
	Utilización en la industria de las obras públicas y el cemento	

2.3.2 Tecnologías no convencionales

Existen muchas infraestructuras basadas en propuestas, donde la tecnología aplicada es una réplica en ambientes controlados de ecosistemas naturales que son fácilmente reproducibles dada su sencillez.

Los vertidos se dirigen a través de la red de alcantarillado a instalaciones diseñadas donde, son tratadas principalmente por la formación de una película microbiana sobre superficies que soportan el vertido de las aguas residuales. La materia orgánica se adhiere y es consumida por los seres vivos que están situados en las superficies y constituyen zooglea activa (bacterias, hongos, protozoos, algas, crustáceos, rotíferos, elementos bacteriófagos, gusanos, insectos, larvas...). Las estructuras granulares permiten la estratificación de las poblaciones microbianas a medida que se avanza hacia el interior del gránulo. La cubierta herbácea protege a los suelos en sus horizontes superiores. La cubierta arbórea protege al sistema en todos sus horizontes y se sujeta la masa del suelo por el enramado radicular.

Ejemplos de estas instalaciones más habituales, copiadas de la naturaleza son los lagunajes artificiales, los humedales artificiales, y la depuración por infiltración en el terreno. El agua entra en ellas y experimenta las transformaciones de forma natural lo que las diferencia de las instalaciones convencionales. Los procesos que tienen lugar, están influenciados por el tiempo de residencia, por factores naturales como la temperatura ambiente, la intensidad y dirección del viento, la humedad relativa y la radiación solar, así como por las propias características del agua, salinidad, pH, oxígeno disuelto y presencia de sedimentos. Existen otras condiciones específicas de gran interés, como la concentración de los nutrientes, secreción tóxica de las algas y presencia de depredadores (bacteriófagos, protozoos, crustáceos, rotíferos y cladóceros), ya que son factores desfavorables para la supervivencia de organismos patógenos.

La integración vertebradora de las infraestructuras en los ecosistemas existentes, donde la maquinaria es la propia vegetación y la utilización de materiales de construcción es mínima, naturalizan el entorno, regulan ciclos naturales de distintos elementos y son creadoras de una relación de simbiosis que inciden en los regímenes hidrológicos, por lo que tienen un importante valor añadido.

Los procesos que ocurren de forma natural, aprovechando la radiación solar y variando el tiempo de permanencia de las aguas. Los rendimientos de estas instalaciones están fuertemente influenciados por la estacionalidad del proceso. Son fácilmente inte-

grables al adaptarse el proceso a la topografía del terreno y al paisaje natural de la zona donde se ubica.

Tabla 2.13- Procesos tecnologías no convencionales más frecuentes y sus rendimientos de depuración (CENTA, 2012).

	Superficie Unitaria (m ² /h.e)	Tiempo de retención	% reducción DBO	% reducción DQO	% reducción SS
Filtro de arena	2-5	-	90-95	80-90	90-95
Infiltración-percolación	7-10	-	-	85	98
Turba	4-10	-	90-95	80-90	85-95
Lagunaje Anaerobio	7-13	>2	50-60	40-50	50-60
Laguna facultativa	7-13	-	60-80	55-75	0-70
Lagunas de maduración	7-13	>5	25-40	20-35	35-40
Humedal artificial	4-15	6-8	90-95	80-90	90-95

a) Ventajas para el uso de estas tecnologías.

Se trata de intervenciones conscientes para la creación y conservación de espacios ecológicamente activos, de bajo coste y alto impacto para la eliminación de contaminantes.

Tras analizar estas tipologías de tecnología se enumeran las siguientes conclusiones:

- La ingeniería implicada en su construcción es sencilla, los costes de construcción no son elevados al ser procesos sencillos y suele utilizar materiales de proximidad.
- Los procesos biofísico-químicos naturales de degradación, metabolismo y utilización de nutrientes y otros productos, se traslada a la infraestructura diseñada para ello.
- Es un proceso integrador y totalizador donde los residuos se transforman en nutrientes que sostienen su hábitat natural. Dependiendo del proceso, los subproductos generados como los fangos son mínimos o nulos. La producción de fangos es el problema más complejo y costoso en el ámbito de las aguas residuales.

- No precisan de suministro de energía eléctrica para su funcionamiento. El proceso ocurre de forma natural a través de la fotosíntesis y fotooxidación a partir del flujo inagotable de energía solar y la aportación de oxígeno de forma espontánea gracias a las plantas. El que no haya equipos elimina un punto crítico en la vida de la instalación, convirtiéndose en autónoma respecto a la provisión de suministro y no precisa de personal especializado para su reparación.
- Es una construcción fácilmente integrada en el paisaje, conectándose con el cauce e incluso permitiendo su acercamiento al origen del vertido. Su diseño y tipología se adapta tanto a la topografía del terreno como al paisaje natural de la zona donde se ubica, no produciendo impacto visual.
- No precisa de mano de obra especializada.
- Se trata de una tecnología sencilla pero con multitud de variables intervinientes lo que les convierte en más productivos y ágiles a la hora de adaptarse.
- Al disminuir la intervención de operarios, se minimizan los errores. Además también se reduce la posibilidad de accidentes dada la sencillez de la infraestructura y de la tecnología asociada, y no es preciso que las intervenciones se realicen con personal especializado.
- Se desarrollan situaciones, condiciones y procesos que dificultan considerablemente la supervivencia de los posibles organismos patógenos presentes, porque también se está realizando una desinfección de esas aguas.
- La eficiencia ambiental ha de estar integrada en el diseño y en las actividades operativas. El valor de los servicios ambientales aumenta a medida que se hacen más escasos los recursos utilizados. En estos casos la infraestructura ya es medio ambiente.
- Se trata de una tecnología extensiva cuyos parámetros de diseño y cinéticas no están intensificados, por lo que para su implementación requiere mayor superficie y mayores tiempos de retención.
- Este tipo de tecnologías provee de valiosos servicios ecosistémicos (Mitsch y Gosselink, 2007) como el suministro de agua limpia y eliminación de residuos, generación de hábitat al asimilarse a áreas naturales, regulación climática e hidrológica, belleza estética, además de servicios educacionales y recreacionales (Seme-

raro *et al.*, 2015). Favorece la hidrogeomorfología de los ríos dando continuidad ecológica a los cauces y riberas.

- Tras finalizar su vida útil como estación depuradora, estas instalaciones continúan teniendo funcionalidad.

2.2.3. Humedales artificiales

Décadas atrás, los humedales eran percibidos como áreas inútiles, apestosos, de vertido de los residuos (Barbier *et al.*, 1997; Mitsch y Gosselink, 2007). Ahora, sin embargo, tienen una importante relevancia socio-económica, así como importantes funciones hidrológicas y biológicas en los ambientes naturales con la provisión de servicios ecosistémicos alrededor del planeta. (Barbier *et al.*, 1997; Mitsch y Gosselink, 2007; Desta *et al.*, 2012). Los humedales artificiales son la reproducción de los ecosistemas naturales como propuesta para la mejora de la capacidad de tratamiento de las aguas residuales (Kadlec y Wallace, 2009).

La tecnología de humedales artificiales, es una propuesta muy consolidada, que se lleva aplicando durante décadas, y se le está prestando mayor atención a nivel internacional por su grado de implantación. Se trata de una apuesta sostenible y ecológicamente amigable que ya es considerada como posibilidad real de tratamiento para un amplio rango de tipos de aguas residuales (Vymazal, 2008).

Sus orígenes datan de los años 50, se comenzó a usar sistemas de Humedales Artificiales utilizando vegetación propia de los humedales naturales, con el trabajo pionero de la Dra. Seidel, del Instituto Max-Planck en Alemania. Seidel observó que la anea común (*Schoenoplectus lacustris*) era capaz de reducir gran cantidad de sustancias orgánicas e inorgánicas existentes en el agua contaminada. Por otro lado, observó que determinadas bacterias (*Coliformes*, *Salmonella* y *Enterococos*) desaparecían pasando a través de la plantación de aneas. Así mismo, los metales pesados e hidrocarburos (fenoles y sus derivados) eran eliminados del agua por las plantas.

Más tarde fue el Dr. Kickuth quien realmente estimuló el interés en la tecnología de Humedales Artificiales en Europa.

Los humedales artificiales han sido utilizados para el tratamiento de varias tipologías de aguas residuales durante más de 40 años (García *et al.*, 2010; Vymazal, 2011)

Existe una relación estrecha entre los rendimientos y las condiciones climáticas locales. En general, los Humedales Artificiales de climas templados y tropicales muestran mejores resultados en comparación con las experiencias llevadas a cabo en países más fríos. Sin embargo, en los países de climas más cálidos, cuando existe también el objetivo de reutilización del efluente final, presenta el problema de la alta tasa de evapotranspiración.

Se han conseguido resultados interesantes en países fríos como Inglaterra, Canadá, Suecia, Noruega, Dinamarca, Letonia y Lituania. En Bélgica, las primeras instalaciones se construyeron en 1986, y pese a que durante la primera década el ratio de construcción permaneció bajo, a mediados de los noventa aumentó la construcción en unos 20 humedales anuales. Desde el 2004, el 76% de los nuevos humedales se construyeron en poblaciones de menos de 10 h-e siendo las dimensiones medias son de 2,76 m² / h-e. A la par, se implementaba la base de datos de la Agencia Medioambiental Flamenca (Rousseau *et al.*, 2015).

En el Reino Unido en la actualidad hay más de 1.000 sistemas de humedales artificiales (Constructed Wetland System) documentados y recogidos en la base de datos diseñada por el *Centro de Investigación del Agua (WRC)* y *Severn Trent Water Ltd*. La asociación Constructed Wetland Association (CWA) se formó en el año 2000 como un organismo más de la industria del agua de Reino Unido como respuesta a los problemas existentes en esta área. Está formada por un grupo multidisciplinar con las principales empresas del agua, diseñadores, constructores, académicos y operadores. Disponen de una interesante base de datos con el estudio de casos, su diseño, construcción y el rendimiento de los sistemas, donde en 2007 ya se habían producido ocho actualizaciones con información de más de 900 sistemas.

Sin embargo, en España, un inventario llevado a cabo en el año 2007 (Puigagut *et al.*, 2007) recoge un total de treinta humedales de los cuáles el 80% había sido construido en los últimos cinco años, predominando entre ellos los de flujo horizontal. No se dispone de sistema o base de datos que recoja la información de los sistemas de humedales.

Proyectos llevados a cabo como el *Proyecto Life MACROPHYTES ENV/E/000182*, entre 1999 y 2002, se preveía la implantación de 3 instalaciones con Filtros de Macrófitas en Flotación (FMF) en la región mediterránea para un total de 1180 h-e. Una vez diseñada y ejecutadas las instalaciones, y durante sus primeros años de explotación tuvieron importante problemas por los importantes picos de vertidos contaminantes, lo

que obligó a afrontar obras previas de acondicionamiento no presupuestadas, a cargo del propio Ayuntamiento. Pero el principal problema parece que fue el escaso mantenimiento fitosanitario durante los primeros años.

En la actualidad, en nuestro país se están implementando proyectos de este tipo a escala municipal donde es el

Atendiendo a su bajo coste y sencillez constructiva, muchos países están implementando estudios y proyectos. Son numerosas las publicaciones que están incluyendo la experimentación como análisis de funcionamiento con este tipo de tecnologías en países en vía de desarrollo con conclusiones que confirman la viabilidad de este tipo de tecnologías. En la bibliografía más reciente se recogen multitud de propuestas de implantación de estos sistemas como por ejemplo en Lahore(Pakistán) (Hayder, 2015), Suráfrica (Schulz y Peall,2001; Rebelo *et al.*, 2015), Uganda (Lukoaya,*et al.*, 2015), India (Rai *et al.*, 2015).En la bibliografía también se recogen experiencias de implantación a gran escala con plantas autóctonas, como por ejemplo, la totora o *Scirpus californicus* en Bolivia (Delgadillo *et al.*, 2010)

a) Conceptos y fundamentos.

Los Humedales Artificiales son zonas construidas por el hombre en las que, de forma controlada, se reproducen los procesos de eliminación de contaminantes que se dan en los humedales naturales. El medio esencial de este sistema es el agua y su inter-relación agua-suelo-vegetación.

Se trata de un ecosistema complejo donde tienen lugar simultáneamente multitud de procesos físicos, químicos y biológicos y donde se estimulan al máximo las propiedades de los principales actores, que son:

- El sustrato es elegido y modificado que sirve de soporte a la vegetación, permitiendo la fijación de la población microbiana en forma de biopelícula, la cual va a participar en la mayoría de los procesos de eliminación de los contaminantes presentes en las aguas.
- La población microbiana y su caracterización. Es importante conocer las dinámicas de interacción y sus aspectos más influyentes son los siguientes:
 - Influencia directa y contribución en la eliminación de contaminantes.
 - Desarrollo de la capa de biofilm que puede afectar al desarrollo hidráulico.

- Interacción con las raíces de las plantas y con la región de la rizosfera.
- Contribución a otros beneficios positivos o negativos y efectos secundarios relativos a la operación de los humedales.

A continuación, en la figura 2.6 se describe de forma simplificada y sin escala la interacción entre comunidades microbiológicas, la cama de sustrato y las raíces en humedales con flujo horizontal subsuperficial, pero que es extrapolable a toda la tipología. El entendimiento del biofilm como de las dinámicas que tienen lugar entre sus componentes es todavía escaso (Weber y Legge, 2013).

Figura 2.6- Descripción simplificada y no a escala de las interacciones en los humedales con flujo horizontal subsuperficial (Weber y Legge, 2013).

- Microfauna: su abundancia está influenciada por la configuración de los humedales, la presencia de plantas y el flujo hidráulico (Pedescoll, 2013). Su diversidad facilita mayor salud a los ecosistemas, lo que les provee de mayor resiliencia.
- La vegetación: inyecta oxígeno del aire a través de las hojas a las raíces por la diferencia de presión hidrostática. Además proporciona superficie y soporte mecánico para la formación de películas bacterianas, facilitan la filtración y la adsorción de los constituyentes del agua residual, contribuyen a la oxigenación del sustrato y a la eliminación de nutrientes y controlan el crecimiento de algas al limitar la penetración de la luz solar, y permite una mejor integración paisajística (Weber y Legge, 2013).
- El agua residual a tratar: disolución acuosa heterogénea que circula a través del sustrato y de la vegetación.

El objetivo a cumplir en los humedales artificiales es la eliminación o minimización de contaminantes estimulando sus propiedades, para alcanzar el máximo poder depurador del medio, y las posibilidades en relación con la eficacia del sistema en lo que respecta a la regularización de los sedimentos, en el control de nutrientes y en la transformación o minimización de los contaminantes presentes en los aportes líquidos del humedal.

El carácter artificial de este tipo de humedales viene definido por las siguientes particularidades:

- Tanto la entrada, el tiempo de retención como la salida de agua está controlado por el mismo diseño del proceso.
- En el diseño se planifican los flujos del agua en el interior para favorecer los procesos físicos (sedimentación), químicos (reducción) y biológicos (fotosíntesis y crecimiento de las plantas).
- El confinamiento del humedal se construye mecánicamente y se impermeabiliza para evitar pérdidas de agua al subsuelo.
- El agua realiza sus desplazamientos lentamente, lo que permite la realización de procesos (masa tipo léntico).
- Se recurre al empleo de sustratos diferentes del terreno original para el enraizamiento de las plantas.
- Selección de las plantas que colonizan el humedal: La vegetación que se emplea en este tipo de humedales debe ser la misma que coloniza los humedales naturales de la zona geográfica donde se va a ejecutar la instalación: plantas acuáticas emergentes (carrizos, juncos, aneas, etc.), especies anfibias que se desarrollan en aguas poco profundas, arraigadas al subsuelo. La actividad microbiana puede ser alterada por la elección de las especies de plantas así como su ubicación. La base teórica sugiere que el incremento en la diversidad de plantas podría aumentar la eficiencia en la eliminación de contaminantes en humedales artificiales contruidos debido principalmente a la mejor división de raíces, la complementación de nutrientes, el incremento de la diversidad como de la actividad de las bacterias... Sin embargo, no son muchos los estudios realizados en los que se comparen monocultivos con policultivos. Por lo tanto, no hay suficientes evidencias empíricas que soporten el efecto positivo de la diversidad de plantas en la eliminación de nutrientes (Brisson, 2013; Button *et al.*, 2013)

Son numerosos los autores que presentan inquietudes acerca de la longitud de su ciclo de vida y como de operación y la eficiencia durante este tiempo. (Cooper, 2005; Brix y Arias, 2005; Gajewska y Obarska-Pempkowiak, 2011; Józwiakowski, 2009; Kadlec y Wallace, 2008). Las instalaciones donde se han implementado adecuadamente las labores de explotación son una oportunidad para resolver las inquietudes planteadas a partir de la recopilación y análisis de los datos de funcionamiento.

b) Procesos naturales en el humedal.

Los principales procesos naturales que tienen lugar en un humedal son:

- **Trasferencia de productos disueltos:** transferencia por convección y transferencia por difusión molecular. También se produce la dispersión de estos, donde la difusión molecular y mecánica van unidas.
- **Acción microbiológica:** las comunidades microbiológicas juegan un rol muy importante en los humedales diseñados para el control de la contaminación de las aguas. (Faulwetter *et al.*, 2009; Garcia *et al.*, 2010). Son las responsables de la conversión y transformación de contaminantes y productos orgánicos tóxicos. En la transformación aerobia de los residuos orgánicos se consume oxígeno.
- **Absorción y desorción de oxígeno:** si la lámina líquida del humedal no está saturada de oxígeno disuelto, lo toma de la atmósfera, en una aireación natural.
- **Sedimentación:** el movimiento lento del líquido hace que los sólidos en suspensión se depositen en el fondo. En ciertos casos produce una floculación. Los fenómenos de turbulencia, que se dan principalmente en la entrada del influente, hacen que estos sólidos se distribuyan uniformemente por todo el humedal.
- **Degradación:** la supervivencia de muchos de los organismos tiene un plazo limitado, por lo que gran parte de ellos muere después de un período de tiempo en el humedal formando parte de la materia a degradar. La acción fotoquímica provoca la oxidación de muchos componentes orgánicos.
- **Adsorción:** muchos componentes químicos tienen a unirse por adsorción con diversos sólidos lo que dependerá, en gran parte, de la cantidad y composición de éstos presentes en la fase líquida en forma de suspensión. Esta adsorción se complementa, casi siempre, con la posterior sedimentación.

- Volatilización: los contaminantes volátiles presentes en el líquido se transfieren a la atmósfera.
- Reacciones: aparte de las reacciones fotoquímicas, en la degradación natural del humedal existen fenómenos de hidrólisis, oxidación diversa y reducción. Las condiciones para que estas ocurran presentan estacionalidad debido a la mayor actividad de plantas y actividad microbiana en verano. (García *et al.*, 2010).
- Evaporación: aparte de la volatilización y de la desorción de oxígeno, muchos gases que se pueden aportar con el afluente se pueden escapar de la disolución y pasar a la atmósfera junto con el agua del humedal, y lo mismo ocurre con gran parte de la masa del humedal, que puede ver reducido así su volumen.

c) Clasificación de los humedales artificiales.

Los Humedales Artificiales pueden clasificarse de acuerdo a la forma de vida de las plantas dominantes que están creciendo en los sistemas, normalmente variedades de macrófitas. Estas variedades de plantas pueden sobrevivir gracias a una especialización única en ellas, que consiste en la transferencia del oxígeno hacia la zona radicular y de ésta al agua, requisito imprescindible para que la eliminación microbiana de algunos contaminantes se pueda realizar con eficacia. Al mismo tiempo, se estimula el crecimiento de bacterias nitrificantes y se produce la degradación de la materia orgánica.

Las macrófitas, además de airear el sistema radicular que forma el filtro junto con el agua de su entorno, eliminan los contaminantes que son incorporados a sus tejidos (tallos, hojas y rizomas), por la fijación en sus raíces numerosas de colonias de microorganismos que, de forma eficiente, degradan la materia orgánica disuelta en el agua, que circula por el sistema radicular del filtro de macrofitas.

Su clasificación en función del estado de esta se clasifican en:

- Sistemas basados en los macrófitas flotantes libres.
- Sistemas basados en macrófitas sumergidos.
- Sistemas basados en macrófitas emergentes enraizados.
 - Humedales Artificiales de Flujo Superficial.
 - Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial.
 - ↳ Horizontal.

↳ Vertical.

Estos últimos sistemas son los más utilizados, pero sus diseños varían en términos del sustrato utilizado y del régimen de caudal circulante.

c.1) Humedales artificiales de macrófitas flotantes.

Denominados por algunos autores como "Sistemas acuáticos de tratamiento de aguas residuales" (APS, Aquatic Plant System), en los que se pueden utilizar plantas como el jacinto de agua (*Eichornia crassipies*) y la lenteja de agua (*Lemna spp.*).

Hay desarrollos tecnológicos como el Filtro de Macrófitas en Flotación (FMF), desarrollado en España y patentado por la UPM, a través del Grupo de Agroenergética del Departamento de Producción Vegetal, en el que el manto flotante está compuesto, exclusivamente, por las bases de los tallos, los rizomas y las raíces de las macrofitas, que de forma natural se encuentran enraizadas en el terreno y se transforman artificialmente en flotantes, asimilándose a un cultivo hidropónico.

Se trata de procesos donde se mejora la intervención de la vegetación y puede agruparse en cuatro tipos de configuraciones diferentes:

- Integradas: depuradoras de nueva construcción, integradas generalmente por varias balsas impermeabilizadas, de distinta profundidad. En determinadas ocasiones (vertidos puntuales de alta carga, exceso de nitrógeno, poca superficie disponible), una de las balsas se complementa con un aireador (depuradoras activadas).
- Recicladas: depuradoras que se encuentran abandonadas, o funcionan deficientemente y que se reconvierten al sistema FMF.
- Combinadas: depuradoras tradicionales de fangos activos, sobre las que se instala el sistema FMF.
- Islas: estructuras fabricadas en PVC, madera, y acero, que permiten crear islas flotantes del sistema FMF e introducirlas en láminas de aguas libres.

Se trata de un sistema que ha sido patentado con el título "Procedimiento de depuración de aguas residuales y de vertidos contaminantes en base a cultivos de macrófitas emergentes convertidas en flotantes" (nº patentes P9700706). Actualmente el sistema FMF está siendo comercializado por la empresa *Hidrolution S.L.*, que ha desarrollado unos soportes plásticos especiales para la fijación de las plantas.

Con fecha de 2011 en España existían más de un centenar de instalaciones del sistema FMF, principalmente en pequeñas poblaciones de Castilla la Mancha (62), Castilla y León (38) y Madrid (15) (Ferrer *et al.*, 2012).

Nuevos desarrollos se han realizado en esta tipología como son, los Filtros de Helófitas Semisumergidas (FHS). Las helófitas son plantas acuáticas de lugares encharcados que tienen la mayor parte de su aparato vegetativo emergente con un sistema de rizomas que permite la expansión subterránea de los individuos, y que pueden colonizar rápidamente las áreas donde viven. Poseen menor valor como indicadores de calidad del ecosistema y sus ejemplos son el carrizo (*Phragmites australis*), enea (*Typha domingensis*), junco de laguna (*Schoenoplectus lacustris*), castañuela (*Bolboschoenus maritimus*), junco florido (*Butomus bellatus*), etc y están contruidos sobre canales.

Figura 2.7- Filtro de helófitas semisumergidas (FHS) (Miguel, 2005).

Este sistema, también desarrollado por este grupo, está patentado con fecha 14 de abril de 2010 y la patente P200900811, del que se ha cedido todos los derechos a Alvartis S.A. Dada la reciente implantación de la tecnología, no se encuentra documentación bibliográfica con la evaluación experimental del tratamiento tras su implantación una vez ha sido patentado.

c.2) Humedales artificiales de flujo superficial

Los Humedales Artificiales de Flujo Superficial (también conocidos como Humedales de Flujo Libre) están inundados y exponen la superficie del agua a la atmósfera. Tiene un flujo de circulación de lámina libre que favorece las condiciones aeróbicas. Está cons-

tituido por balsas o canales con una profundidad del agua de 30-40 cm y el proceso de tratamiento está favorecido por la presencia de las partes sumergidas de las plantas, ya sean enraizadas o flotantes, en las que el sustrato presenta crecimiento microbiano.

Figura 2.8-Corte longitudinal de un Humedal Artificial de Flujo Superficial (CENTA, 2012).

La alimentación a estos humedales se efectúa de forma continua, por lo que no es necesario bombeo, y la depuración tiene lugar en el tránsito de las aguas a través de los tallos y raíces de la vegetación emergente implantada. Los tallos, las raíces y las hojas caídas sirven de soporte para la fijación de la película bacteriana responsable de los procesos de biodegradación, mientras que las hojas que están por encima de la superficie del agua dan sombra a la masa de agua, limitando el crecimiento de microalgas. Favorecen la vida animal al estar el agua accesible, creando ecosistemas valiosos, pero tiene la desventaja de olores y de mosquitos.

c.3) Humedales artificiales de flujo subsuperficial

Los Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial por lo general son instalaciones de menor tamaño que los de Flujo Superficial. La circulación del agua es subterránea, a través de un medio granular (arena, gravilla, grava) de permeabilidad suficiente, y en contacto con los rizomas y raíces de los macrófitos. Se dan procesos similares a los que tienen lugar en los tratamientos mediante filtración (Filtros Intermitentes de Arena, sistemas de Infiltración-Percolación, Filtros de Turba).

Este tipo de humedales presenta ciertas ventajas con respecto a los de Flujo Superficial, al necesitar menos superficie de terreno para su ubicación y evitar los problemas

de aparición de olores y de mosquitos, dado que el agua circula subsuperficialmente. Igualmente, presentan un bajo riesgo de exposición directa a las personas y una mejor respuesta ante los descensos de la temperatura ambiente, formando una protección térmica frente a temperaturas más bajas. Así por ejemplo se ha observado (García *et al.*, 2003) que en un humedal sin plantar el gradiente térmico en verano puede llegar hasta 12°C/m, mientras que en uno plantado es de 3,4 °C/m.

Como desventajas cabe citar su mayor coste constructivo, motivado principalmente por el coste de adquisición y colocación del sustrato filtrante, y los mayores riegos de colmatación o "clogging" de dicho sustrato. El coste se puede incrementar hasta un 30% como consecuencia del material granular (Collado, 2000). La alimentación de agua es intermitente mediante pulsos, por lo que se puede decir que tiene una hidráulica más complicada.

También es de señalar el menor valor ambiental de los ecosistemas dado su difícil accesibilidad para la fauna salvaje.

Según la dirección en la que circulan las aguas a través del sustrato, los Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial se clasifican en:

- ↳ Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficiales Horizontales:
- ↳ Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficiales Verticales

Figura 2.9- Cortes longitudinales de Humedales Artificiales de Flujo Sub-superficial Horizontal y Vertical (CENTA, 2012).

c.3.1. Humedales artificiales de Flujo Subsuperficial Horizontal

En los Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial Horizontal la alimentación se efectúa de forma continua, estando permanentemente inundados, atravesando las aguas horizontalmente un sustrato filtrante de gravilla-grava, de unos 0,3 a 0,6 m de espesor, en el que se fija la vegetación. El nivel de encharcamiento suele ser constante o intermitente y suele mantenerse unos 5 cm por debajo del nivel de los áridos, lo que impide que las aguas sean visibles.

En este tipo de humedales, el proceso de tratamiento ocurre en la zona de la raíz y en la superficie de la arena, grava o gravilla utilizada como sustrato en el lecho.

Dado el flujo horizontal, los riesgos de colmatación del lecho son mayores. Los efluentes obtenidos presentan mayor o menor ausencia de oxígeno y potencial redox más o menos negativo según la carga orgánica que se le aplique y la profundidad de la lámina de agua (García, 2004).

Existen diversos estudios para determinar la biodegradabilidad aerobia y anaerobia de los sólidos atrapados en el sustrato del Humedal Artificial Horizontal. A partir de dichos estudios, se determina que el fango retenido en la sección inicial del humedal es más fácil de biodegradar que el retenido en la sección final del sistema, tanto por la vía aerobia como anaerobia. (Puigagutet *et al.*, 2007).

c.3.2. Humedales artificiales de Flujo Subsuperficial Vertical

En los Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial Vertical la alimentación se efectúa de forma intermitente, para lo que se recurre generalmente al empleo de sifones de descarga controlada. Las aguas circulan verticalmente a través de un sustrato filtrante de arena-gravilla, de aproximadamente 1 m de espesor, en el que se fija la vegetación. En el fondo de los humedales una red de drenaje permite la recogida de los efluentes depurados. A esta red de drenaje se conectan un conjunto de chimeneas, que sobresalen de la capa de áridos, con objeto de incrementar la oxigenación del sustrato filtrante.

Dado que se realiza en varias etapas, es necesario disponer de un mayor conocimiento del diseño. La efectividad del tratamiento depende del diseño y de las variables operacionales como la carga hidráulica, el material filtrante, origen y características de las aguas residuales así como las plantas asociadas al sistema (Kadlec y Wallace, 2009).

Este tipo de humedales operan con tiempos de retención hidráulica tan sólo de unas horas, y con cargas superficiales orgánicas superiores a las que se emplean en los Horizontales, entre los 20 y 40 g DBO₅/m².día y generando efluentes con un mayor grado de oxigenación.

Los sistemas de flujo vertical presentan mejores rendimientos en el tratamiento, respecto a la reducción de DBO₅ y nitrificación, debido al mejor potencial de aireación de estos sistemas comparados con los de flujo horizontal, así como a su mejor control hidráulico. Tiene buenos resultados y ha sido muy utilizado como tratamiento para la eliminación de nitrógeno, así como su mayor capacidad para oxidar el amonio (Vyamzal, 2007).

d) Esquema típico de funcionamiento

El esquema de funcionamiento para este tipo de tecnologías:

- ✓ Pretratamiento: Tiene como objetivo la eliminación de los objetos gruesos y de las grasas y flotantes evitando problemas de obturaciones en las conducciones y la rápida colmatación del sustrato filtrante de los humedales.
- ✓ Tratamiento Primario: Generalmente, el apropiado diseño y funcionamiento óptimo del tratamiento primario incrementa la eficiencia del tratamiento como minimiza el riesgo de colmatación de la instalación al reducir la carga orgánica entrante. (Farzadkia *et al.*, 2015). Se recurre, como paso previo a la alimentación a los humedales, a la implantación de fosas sépticas o tanques Imhoff, donde se separa la fase de sedimentación con la de digestión en la zona inferior.

- ✓ Tratamiento Secundario: Está constituido por los propios Humedales Artificiales.
- ✓ Tratamiento Terciario: Etapa opcional, en la que se someten a los efluentes de los Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial a un afino, para minimizar el número de los organismos patógenos. Esta eliminación se produce, fundamentalmente, por la acción de la radiación ultravioleta de la luz solar.
- ✓ Tratamiento de la línea de fangos: Los humedales también se emplean para la deshidratación de los fangos en exceso generados en las estaciones de tratamiento de las aguas residuales urbanas (Giraldi y Ianelli, 2009; Nielsen, 2008). En esencia se trata de humedales de flujo vertical, plantados generalmente con carrizo y que se alimentan, de forma dosificada, con fangos (Begg *et al.*, 2001)
- ✓ Otras funcionalidades: La integración combinada en los sistemas de alcantarillado para el tratamiento de los excesos de caudal previo al vertido a los cauces, interviniendo sobre caudales con intensas variaciones de caudal como concentración de contaminantes, con rendimientos de eliminación de hasta el 95 % de la contaminación particulada.
- ✓

Figura 2.10- Integración combinada en los sistemas de alcantarillado para el tratamiento de los excesos de caudal previo al vertido a los cauces (Meyer *et al.*, 2013)

e) Condicionantes para el funcionamiento

Para explicar el esquema más típico de funcionamiento de depuración de aguas residuales por tecnologías ecológicas, hay que tener en cuenta: el tipo de aguas, la aplicación que se quiera dar al humedal artificial, las exigencias de calidad del efluente y del proceso establecido para la preparación del líquido a procesar.

Es imprescindible conocer las circunstancias locales específicas y valorar las distintas formas de funcionamiento según los siguientes parámetros:

- Emplazamiento, características y usos del suelo. El diseño y dimensiones necesarias dependen del flujo afluente, las características de ese afluente y la concentración.
- Topografía. Para su instalación es preferible en una zona llana o con pendiente ligera.
- Características del suelo.
- Inundabilidad del territorio. Además hay que prever las escorrentías, responsables del arrastre de tierra y residuos del entorno, pueden acabar colmatando la instalación.
- Nutrientes. Son uno de los responsables del aumento o reducción de la actividad biológica en el humedal artificial.
- Clima.
- Energía
- Termohigrometría
- Temperatura: puesto que las variaciones fuertes de temperatura bajan la intensidad de las oxidaciones.
- Evapotranspiración. La evaporación produce una refrigeración de los horizontes superiores que hace que no se alcancen temperaturas demasiado elevadas, favoreciendo la actividad de los microorganismos.
- Plantación. La selección de especies está condicionada por factores fitogeográficos, los climáticos, los biológicos, las características de los aportes de aguas residuales, las condiciones y limitaciones económicas o ecológicas y las dificultades de obtención de las plantas idóneas

- Precipitaciones.

f) Mecanismos de depuración.

Los mecanismos involucrados en la eliminación de los principales contaminantes a partir de las diferentes interacciones que tienen lugar en las aguas residuales, se resumen en:

- Eliminación de sólidos en suspensión. Los mecanismos que intervienen en la eliminación de la materia en suspensión en los Humedales Artificiales son sedimentación, floculación y filtración.
- Eliminación de materia orgánica. La materia orgánica presente en forma de materia en suspensión sedimentable, irá decantando paulatinamente en los humedales mientras que la parte de la materia orgánica presente en forma particulada quedará retenida por filtración, al pasar las aguas por el entramado sustrato filtrante-raíces-tallos. En ambos casos se eliminarán a través de procesos fisicoquímicos y microbiológicos.

El aporte de oxígeno es vital para el mantenimiento de las reacciones de oxidación, síntesis y respiración endógena, transcurriendo de forma diferente en función de la modalidad de Humedal Artificial de que se trate. La vegetación también contribuye a la oxigenación a través de sus raíces y rizomas, suministrando el oxígeno que es producido por la fotosíntesis en las hojas, y que es transportado a lo largo de un canal hueco conocido como aerénquima. En las zonas de los humedales carentes de oxígeno molecular, la degradación de la materia orgánica transcurre vía anaerobia, a lo largo de una serie de etapas concatenadas, en las que los compuestos resultantes de cada etapa sirven como sustrato a la siguiente.

- Eliminación de nutrientes. Los rendimientos del sistema en cuanto a eliminación de nutrientes está relacionada con la variabilidad en la carga de entrada y en el estado de estabilización y madurez tanto del sustrato, como de la vegetación que conforma el sistema.

El nutriente mayoritario presente en las aguas residuales es el nitrógeno. En las aguas residuales urbanas, el nitrógeno puede encontrarse principalmente en forma orgánica y en forma amoniacal, y en mucha menor cuantía como nitritos o nitratos. Mediante procesos de amonificación vía enzimática, las fracciones de nitrógeno en forma orgánica se transforman en formas amoniacales, parte de las cuales son asimiladas por los propios microorganismos que la incorporan a su masa celular. En

los Humedales Artificiales la eliminación del nitrógeno en forma amoniacal transcurre básicamente por la asimilación por las propias plantas del humedal y los procesos de nitrificación-desnitrificación.

La nitrificación es un proceso autotrófico en el que la energía necesaria para el crecimiento bacteriano se obtiene de la oxidación de compuestos inorgánicos, por el que el nitrógeno amoniacal es transformado en nitrógeno nítrico. En los humedales la nitrificación ocurre en la rizosfera de la planta como en sus raíces, además de en la capa alta del cuerpo de agua, zonas en las que también se puede producir también desnitrificación. La investigación en este área presenta un amplio número de métodos y mediciones para entender los ecosistemas (Ruiz-Rueda *et al.*, 2009; Song *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2013), a partir de investigaciones centradas en la actividad de los propios organismos (Chon *et al.*, 2011; Correa-Galeote *et al.*, 2013; Song *et al.*, 2012), pero los estudios que cuantifican los ratios de desnitrificación aerobia son pocos (Gao *et al.*, 2010).

La desnitrificación es realizada por bacterias facultativas heterótrofas (*Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas*, *Spirillum*), en condiciones de anoxia y en dos etapas. En un primer paso se produce la conversión del nitrato en nitrito, y a continuación éste se transforma a óxido nítrico, óxido nitroso y nitrógeno gas que escapan del sistema hacia la atmósfera.

En los procesos de desnitrificación, el parámetro crítico es la concentración de oxígeno disuelto, cuya presencia suprime el sistema enzimático necesario para el desarrollo de estos procesos. Es previsible que en los humedales artificiales la desnitrificación no sea exclusivamente un proceso anaerobio (Coban *et al.*, 2015). Recientes descubrimientos han mostrado la oxidación anaerobia del amonio (anammox) junto con procesos de nitrificación y desnitrificación aerobia (Wallace y Austin, 2008).

La utilización de especies como las halofitas es emergente en los humedales artificiales. Estas plantas suponen un coste efectivo como solución eficiente al problema de las recargas de nitrógeno. (Weber y Legge, 2013)

El fósforo es nutriente limitante y en las aguas residuales urbanas el fósforo se encuentra tanto en forma orgánica como inorgánica. La absorción del fósforo por las plantas se da en mucha menor cuantía que en el caso del nitrógeno siendo los fenómenos fisicoquímicos los que juegan el papel principal en la reducción de este nutriente. Distintas experiencias muestran que la eliminación del fósforo se realiza principalmente a través de la adsorción y la absorción de plantas (García *et al.*,

2010). Las comunidades microbiológicas presentes en los suelos intervienen también en la mineralización de los compuestos de fósforo, pero se desconoce exactamente su contribución (Truu *et al.*, 2009).

El fósforo fijado-precipitado puede liberarse durante determinadas épocas del año en función de las condiciones ambientales y, fundamentalmente, como respuesta a cambios en el potencial de óxido-reducción. Experimentos en instalaciones a largo plazo reportan un aumento en la eliminación del fósforo tras 2 años de funcionamiento, debido quizás a cambios en la productividad de la columna de agua y aumento de la producción de biomasa de macrófitos (Mitsch, 2013).

- Eliminación de patógenos: La eliminación de microorganismos es un proceso de gran complejidad ya que depende de factores como la filtración, sedimentación, presencia en ambiente hostil, los rayos UV la adsorción y la depredación de bacteriófagos y protozoos (Kadlec *et al.*, 2000; Rühmland, 2013). La toxicidad que sobre los organismos patógenos ejercen los antibióticos producidos por las raíces de las plantas es también causante de la eliminación de estos. Se ha observado que tanto en sistemas verticales como horizontales, la eliminación es dependiente del tiempo de permanencia y del medio granular.
- Eliminación de metales pesados como el cadmio, cinc, cobre, cromo, mercurio, selenio, plomo, etc. en los Humedales Artificiales, tiene lugar a través de diferentes vías: procesos de adsorción, precipitación química, sedimentación y asimilación por parte de las plantas. Los metales retenidos pueden volver a liberarse en determinadas épocas del año, en función de las variaciones del potencial de óxido-reducción que tienen lugar dentro del sistema.
- Eliminación de otros contaminantes, por ejemplo genes resistentes a antibióticos, el azufre, pesticidas procedentes de la escorrentía. Los humedales contribuyen a la atenuación de los niveles de pesticidas (Imfeld *et al.*, 2009; Vymazal y Březinová, 2015) dependiendo de la tipología de estos.

En los humedales también hay bacterias encargadas de reducir el sulfato presente, además de los procesos de metanogénesis.

Los contaminantes emergentes son detectados en multitud de concentraciones desde que en 1990 se mejoraron los métodos analíticos. Los humedales artificiales han mostrado suficiente potencial en la eliminación de contaminantes emergentes como para constituir una alternativa de tratamiento (Ávila *et al.*, 2013). Los mecanismos de degradación todavía no están suficientemente investigados.

(Carvalho *et al.*, 2015), pero se han realizado seguimiento en humedales y se ha llegado a alcanzar reducciones superiores al 90% en compuestos fármacos como el paracetamol y el Trimetoprin, y reducciones del 90 % en la cafeína, mientras que el ibuprofeno está en el orden del 35 % (Vymazal, 2015). Se han realizado estudios donde se ha observado eficiencia de remoción de disruptores endocrinos en humedales artificiales en porcentajes entre el 40 y el 70% (Yang, 2013).

g) Modelos de diseño de los humedales artificiales

Para el diseño de los Humedales Artificiales se precisa conocer:

- Los caudales de las aguas a tratar: caudal medio, Q_m , (m^3/d), caudal máximo, Q_{max} (m^3/h) caudal mínimo, Q_{min} , (m^3/h), estos dos últimos son precisos para el dimensionamiento del pretratamiento y del tratamiento primario.
- La concentración de las aguas a tratar: DBO_5 (mg/l) y N_t (mg/l) (si se precisa su eliminación).
- La concentración a alcanzar en las aguas tratada: DBO_5 , (mg/l) y N_t (mg/l). (si se precisa su eliminación).
- La temperatura de operación ($^{\circ}C$): generalmente se emplea la temperatura media del mes más frío

Y las principales variables para el diseño son:

- El tiempo de retención hidráulica.
- La profundidad del agua.
- La geometría de los estanques (longitud y anchura).
- La carga orgánica superficial.
- La carga hidráulica superficial.

En la actualidad, el diseño y dimensionamiento está basado en requerimientos de área de superficie específica (DWA-A 262, 2006; Miguel, 2005; CENTA, 2012,) donde la mayoría de los parámetros están basados en la experimentación o la experiencia previa.

Los parámetros de diseño típicos de las dos modalidades básicas de los Humedales Artificiales se muestran en la tabla 2.14.

Los rendimientos de este tipo de tecnologías dependerán de los tiempos de retención hidráulica, de las características de las aguas residuales afluentes, de la DBO_5 exi-

gida, de la climatología, del flujo de diseño, de la geometría del sistema, y también del sistema de humedal aplicado.

Tabla 2.14-Parámetros de diseño en los humedales artificiales (Miguel, 2005; CENTA, 2012).

Parámetro	HAFS	HAFSSh	HAFSSv	FMF	FHS
Superficie de plantación	4-8	5	3	1-3	1,5-2,5
Tiempo de retención hidráulica	4-15	4-8	horas	7,5-10	>5
Lugar de ubicación de las macrófitas	Balsas	Plantación	Plantación	Balsas	Canales 2,5 y 4 m.
Profundidad lámina de agua (m)	<0,4	0,4-0,6	-	0,5-5	>0,5
Densidad de plantación inicial(planta/m ²)	4-6	4-6	4-6	10,8-40,5	10
Mantenimiento	Segado	Segado	Segado	Tratamientos fitosanitarios	Segado
Tiempo de entrada en funcionamiento	Inicio	Un periodo vegetativo	Un periodo vegetativo	Un periodo vegetativo	Un año

Los diseños basados en modelos numéricos se están convirtiendo en herramienta potencial para el diseño de humedales. Están basados en el modelo de la caja negra, donde el agua entra, sufre transformaciones bioquímicas y procesos de degradación que ocurren en el interior que se describen con las correspondientes ecuaciones. Muchos de los modelos están centrados en el proceso hidráulico, siendo pocos los que modelizan las transformaciones bioquímicas y los procesos de degradación, por lo que se trata de una metodología que se encuentran en continua revisión y mejora. Los más referidos en la consulta bibliográfica son: *Constructed Wetland Model N°1* CWM1 (Langergraber y Šimůnek, 2005), HYDRUS/CW2D (Šimůnek et al., 2011; Langergraber y Šimůnek, 2012), BIO_PORE (Samsó y García, 2013).

h) Seguimiento del proceso

Para comprobar el correcto funcionamiento de una estación depuradora basada en la tecnología de Humedales Artificiales y poder prevenir posibles anomalías, es preciso el seguimiento y control periódico de una serie de parámetros.

Se aconseja que las visitas a la estación depuradora sean diarias con objeto de detectar, lo antes posible, cualquier posible incidencia que pudiese repercutir negativamente en su funcionamiento.

Una tarea importante que habrá de realizar el operador de la estación de tratamiento es la medición de los caudales, tanto de las aguas residuales influentes como de las aguas depuradas.

En aquellas estaciones dotadas de medidores de caudal con registro tan sólo será necesario anotar las lecturas, pero cuando se carece de estos elementos de medida será preciso recurrir a otros métodos como el volumen-tiempo y métodos de sección-velocidad. Independientemente del seguimiento rutinario, será necesario realizar en el laboratorio el control de una serie de parámetros que permitan conocer el nivel de depuración alcanzado, con objeto de poder determinar el grado de cumplimiento con la legislación.

El correcto mantenimiento de la estación depuradora y de su entorno contribuye de forma notable a minimizar el impacto que produce este tipo de instalaciones. En este mantenimiento se incluyen tanto el mantenimiento de la obra civil como el de las conducciones, el control del buen estado del cerramiento, el cuidado de la ornamentación vegetal implantada, el control de roedores, etc.

i) Problemas más frecuentes

- Colmatación del sustrato: Es el principal y más grave problema en la explotación de un HAFSS, lo que tendrá su reflejo en la aparición de charcos en la superficie del humedal y en la instauración de condiciones de operación anaerobias, con la consiguiente disminución en los rendimientos de depuración al interferir en el sistema de oxigenación, pérdida de conductividad hidráulica y porosidad y en general, el empeoramiento del aspecto de los efluentes depurados. Los principales mecanismos de colmatación son:
 - Deposición de sólidos en suspensión inertes (minerales).
 - Acumulación de materia orgánica refractaria (resistente a la degradación bacteriana).
 - Depósitos de precipitados químicos en el sustrato.
 - Carga de materia orgánica (tanto suspendida como disuelta) que provoca el crecimiento de la biopelícula microbiana sobre el sustrato.
 - Desarrollo de las raíces y rizomas de la vegetación plantada en el humedal.

- Degradación del propio sustrato (Pedescoll, 2009).

Los sistemas de colmatación no están establecidos y son múltiples las variables de las que depende. La minimización de la carga orgánica de sólidos que entran en esta etapa del proceso se mejora con la eficiencia en los tratamientos primarios. (Sánchez *et al.*, 2015). El tiempo de retención hidráulico así como el tiempo de contacto son variables que podrían también influir en el proceso y que están en estudio (Dong *et al.*, 2011).

Por tanto, la elección de propuestas tecnológicas como el FMF y FHS donde las plantas están en semiflotación evitará futuros problemas de colmatación del sustrato.

- Depósito de sedimentos. La deposición puede ocurrir por varias razones. La primera son las propias características iniciales del sustrato, que si no es convenientemente lavado, el material inerte que contiene en poco tiempo irá colmatando los huecos del sustrato. Otras de las causas son la baja velocidad de la corriente que provoca que los sólidos en suspensión del influente, orgánicos y minerales, se depositen en la zona de alimentación. En caso de instalación de sustrato, los huecos son ocupados por los sólidos en suspensión, reduciéndose la conductividad hidráulica progresivamente (Kadlec, 2009).
- Precipitados químicos. Las reacciones químicas pueden ocasionar la formación de compuestos precipitados insolubles. Estos precipitados pueden bloquear los huecos del sustrato y, por consiguiente, reducir la conductividad hidráulica.
- Formación de biopelícula. La formación de biopelícula responde a la existencia de carga orgánica tanto soluble como particulada que suele ser mayor en la zona de alimentación debido a que es en ese punto donde la carga orgánica es más alta.
- Morfología de las plantas. La morfología del rizoma está fuertemente correlacionada con las condiciones redox del sistema dentro del relleno del humedal (Lockhart, 1999). Esta limitada penetración del sistema radicular en el sustrato puede crear corrientes preferenciales a través de los tramos más profundos del sustrato de grava (USEPA, 2000; Nivala, 2005).
- Degradación del propio sustrato: proceso al que contribuye la propia biomasa que entra en el sistema. Su desintegración a lo largo del tiempo es otra causa de la colmatación del sustrato.

- Otras anomalías: Por la estacionalidad, en invierno es normal que mueran las hojas y los tallos del carrizo. En otras estaciones, estas anomalías podrían estar asociadas a la presencia de sustancias tóxicas en las aguas a depurar, en la aparición de algún tipo de enfermedad en las plantas, o en el ataque de plagas. Los vertidos incontrolados a la red de saneamiento municipal generan anomalías en el funcionamiento de los humedales, para lo que es preciso la implantación y el cumplimiento riguroso de una Ordenanza de Vertido a Colectores Municipales.

j) Ventajas e inconvenientes de los Humedales Artificiales

Los Humedales Artificiales, como cualquier otro sistema de depuración de aguas residuales, presentan una serie de ventajas e inconvenientes que pueden aconsejar o no su utilización en cada caso concreto.

Entre las ventajas destacan:

- Sencillez constructiva
- Sencillez operativa, al limitarse las labores de explotación a la retirada de residuos del pretratamiento y al corte y retirada de la vegetación una vez seca.
- Consumo energético nulo, si las aguas residuales a tratar pueden circular por gravedad hasta los humedales.
- Inexistencia de averías al carecer o ser mínimo el número de equipos mecánicos
- Capacidad de adaptación ante las puntas diarias de caudal y de contaminación al operar con elevados tiempos de retención. La fosa séptica o tanque permite además una alimentación más uniforme, y amortiguada.
- Simplificación de la gestión de lodos en el proceso depurador, procedentes únicamente del tratamiento primario.
- Los humedales con plantas acuáticas en flotación presentan mayor economía en el mantenimiento puesto que al no existir colmatación del sustrato no es necesaria la retirada de este.
- Facilidad de cosechar la biomasa vegetal y su aprovechamiento (ornamentación, alimentación animal, recuperación de tradiciones).
- Perfecta integración ambiental. Los Humedales, principalmente de flujo superficial y de macrófitas en flotación, permiten la creación y restauración de zonas húme-

das, aptas para potenciar la vida salvaje, la educación ambiental y las zonas de recreo.

- Mínima producción de olores.
- Capacidad de adaptación ante variaciones estacionales. Si el factor de estacionalidad es elevado cabe la posibilidad de diseñar con diferentes tecnologías integrando propuestas así como en diferente distribución en líneas de tratamiento.
- Continuo interés y propuestas de mejora por esta tipología de sistema de depuración.

Como principales desventajas pueden citarse:

- Exigen una mayor superficie de terreno para su implantación que las Tecnologías Convencionales de depuración, lo que puede repercutir notablemente en los costes de adquisición de terrenos.
- Larga puesta en marcha, que va desde meses hasta un año en los sistemas de Flujo Subsuperficial y hasta varios años en los sistemas de Flujo Superficial
- Los Humedales de Flujo Subsuperficial presentan mayores riesgos de colmatación del sustrato si este no se elige convenientemente, no funcionan correctamente las etapas de pretratamiento y tratamiento primario, o si la instalación recibe vertidos anómalos con elevadas concentraciones de sólidos en suspensión o grasas
- Pérdidas de agua por evapotranspiración, lo que incrementa la salinidad de los efluentes depurados
- Posible aparición de mosquitos en los Humedales de Flujo Superficial
- Los Humedales Artificiales presentan pocas posibilidades de actuación y control ante modificaciones de las condiciones operativas, por lo que es muy importante que estén bien concebidos, dimensionados y construidos.

k) Impactos ambientales

El impacto sonoro es nulo o muy bajo, al poder operar sin la implantación de equipos electromecánicos, o lo equipos que se precisan tienen la potencia instalada muy baja.

En relación a los impactos olfativos, la generación de olores en las fosas sépticas y tanques Imhoff, que se ubican en la cabecera, es muy pequeña y queda localizada en

las inmediaciones de las chimeneas de ventilación y puede ser reducida de numerosas formas.

Desde el punto de vista de los impactos visuales, la implantación de *Humedales Artificiales*, ejerce un impacto positivo, lográndose una elevada integración paisajística, y además, al utilizarse vegetación propia de zonas húmedas aledañas, se integra fácilmente y no existe riesgo de invasión por especies exóticas.

Los humedales naturales juegan un papel importante en la cartera de emisiones de carbono y tienen un gran potencial de intercambio de gases de efecto invernadero (CO_2 , N_2O , CH_4) en la atmósfera. Algunas plantas utilizadas en los humedales artificiales mitigan los efectos de los gases con la eliminación de carbono y nitrógeno. La descomposición de plantas como la microbiología presentes son una parte muy importante del ciclo del carbono, pudiendo afectar al cambio climático.

2.2.4 Líneas de investigación actuales

Son muchos los grupos de trabajo que están demostrando la aplicabilidad de estas tecnologías como sistemas efectivos de depuración cuando están convenientemente diseñadas, construidas y operadas. Son una alternativa a los tratamientos biológicos convencionales en casi cualquier clima, con los beneficios económicos, sociales y ambientales adicionales que supone su implantación. Esta realidad abre nuevas líneas de investigación con carácter más interdisciplinar donde son analizadas las propuestas tecnológicas de depuración.

Este apartado recoge los resultados de la revisión realizada de las últimas publicaciones como ponencias en Congresos con el objetivo de presentar las últimas líneas de investigación centradas en materia de tratamiento de aguas residuales a partir de humedales artificiales. Además, facilita el conocimiento de las temáticas que más interés suscitan entre los grupos de investigación internacionales, además de presentar una perspectiva de los campos de investigación abiertos.

Se realizó una revisión más específica de los Congresos que tuvieron lugar en el 2013 y 2015 de *International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control* (WETPOL) donde se presupone se recogen los últimos avances en materia de humedales artificiales, que se recoge en la figura . Las diferentes ponencias han sido englobadas por temáticas para facilitar su análisis. La temática "otros" recoge las ponencias que anali-

zan los humedales como proveedores de servicios ecosistémicos, y sus efectos sobre el cambio climático.

Figura 2.11-Resumen por temáticas de las ponencias presentadas a WETPOL.

Se observa una interesante línea de investigación a partir de la recopilación de las lecciones aprendidas fruto de la experiencia y la reflexión en la implantación de propuestas tecnológicas. La implantación de alternativas tecnológicas precisa un tiempo de validación confirmando que cumplen con los objetivos para los que ha sido diseñada, siendo la recopilación de los aprendizajes durante la fase implementación los que favorecen la resolución de inquietudes existentes acerca del ciclo de vida de la propuesta.

La investigación ha fomentado el desarrollo de mejoras en el propio diseño del sistema, favorecidas por la profundización en el conocimiento de los procesos que tiene lugar en la instalación. La introducción en diseños experimentales como la implantación de innovaciones y propuestas a los diseños originales tiene como principal objetivo la mejora de los rendimientos de depuración de los sistemas, acordes con una legislación cada vez más restrictiva.

En el diseño de sistemas híbridos se combinan diferentes tipos de sistemas con el objetivo de complementarse entre sí a fin de lograr una mayor eficacia en el tratamiento. Aunque los sistemas híbridos son más caros de construir y más complicados de operar que los sistemas normales, sus buenos resultados parecen aumentar el interés hacia esta propuesta. Experimentos con humedales artificiales híbridos han alcanzado valores de eliminación de patógenos superiores al 99% de reducción (Rühmland, 2013). Su utilización para la remoción de contaminantes emergentes presentes en las aguas residuales de climas cálidos tiene buenos resultados. Se ha alcanzado un 85% en la reducción de las concentraciones de ibuprofeno, acetaminophen, tonalide y bisfenol, mientras que para

el diclofenaco, carbamazepine y triclosan se obtiene una eficiencia de eliminación entre el 50 % y el 85 % (Avila, 2013).

El diseño de sistemas multietapas mejora la eficiencia de la tecnología en la eliminación de contaminantes. El ejemplo más consolidado es el conocido sistema francés (Molle et al., 2005), donde el pretratamiento forma parte del propio sistema. La primera etapa es un humedal de flujo vertical donde se instala grava como lecho filtrante. Recomendaciones técnicas dividen esta superficie en tres, ya sea en forma de compartimentos independientes o tres humedales separados. La segunda etapa está compuesta por dos humedales de flujo vertical independientes utilizados en paralelo y de forma alterna. El lodo acumulado en el lecho del filtro crece alrededor de 1,5 cm por año y puede alcanzar hasta los 20cm, donde se aconseja su retirada. Las principales desventajas de este sistema se resumen a continuación (GIZ, 2011):

- Son necesarias dos estaciones de bombeo por la necesidad de carga intermitente.
- No es recomendable para pequeñas instalaciones de nivel domésticos debido al acceso libre de las aguas residuales crudas cerca de la vivienda.
- Temor a los problemas de aceptación por parte de los usuarios debido por la aplicación de aguas residuales crudas sobre el lecho del filtro.

La convergencia tecnológica se incorpora a los diseños de los humedales artificiales. Los procesos que tienen lugar en los humedales son intensificados con la instalación de bombeos. La inyección adicional de aire es regulada, y su aplicación en pequeñas cantidades y a baja presión disminuye la superficie específica necesaria para el dimensionamiento del humedal artificial (Nivala *et al.*, 2007; Van Oirschot, 2015). Además, estos tratamientos proveen rendimientos mayores en la eliminación de contaminantes como son los compuestos carbonados, el nitrógeno y el amonio, así como organismos indicadores como el *E.coli* (Nivala 2012). Comparaciones entre instalaciones con aireación intermitente y continua presentan aumentos en la efectividad de hasta un 20 % en la eliminación de nitrógeno mediante aireación intermitente (Boog, J. 2013), además de suponer un ahorro energético. Estos sistemas se están implementando con energías renovables, como son los molinos de viento o la energía solar.

Los humedales artificiales, además de ser una alternativa a los sistemas convencionales de depuración, últimas investigaciones demuestran que son también posibles generadores de energía. Se ha obtenido electricidad a partir del aprovechamiento del

gradiente redox generado en la oxidación del sustrato a partir de las denominadas *Microbial Fuel Cells* (MFCs). La generación de energía bioelectroquímica en los HFSSh, y su implementación favorece, además, una mejora en la efectividad de los tratamientos (Corbella *et al.*, 2014).

En España en el 2009 se contabilizaron más de 40 grupos de investigación cuyos trabajos se relacionan directa o indirectamente con la depuración de las aguas residuales. Todas las CCAA presentan algún grupo de investigación en esta materia, destacando Cataluña y Andalucía. (CEDEX, 2009)

La mayor parte de los trabajos de investigación desarrollados se llevan a cabo a escala laboratorio. El paso a experiencias a escala semi-industrial o real suele ser más complejo puesto que requiere instalaciones específicas. En España existen dos plantas experimentales donde se realizan investigaciones a mayor escala y en condiciones normales de operación: Mansilla de las Mulas en León y el Centro de Estudios de Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA) en Carrión de los Céspedes.

Además, se han implementado programas específicos para la experimentación de tecnologías adecuadas para poblaciones reducidas mediante plantas piloto a escala real. La Confederación Hidrográfica del Duero proyectó instalar en el 2008 de forma experimental, 14 depuradoras en localidades de la cuenca de menos de 2.000 habitantes equivalentes con el objetivo de probar 8 soluciones de depuración de bajo coste y realizar el análisis de idoneidad atendiendo a una serie de parámetros como son la superficie necesaria para su instalación, el rendimiento, su integración paisajística, la generación y la gestión de lodos o la climatología de la zona. El coste de mantenimiento de las instalaciones de depuración es la clave sobre la que se declaró pivotaba todo este programa experimental. A partir de los resultados obtenidos, se preveía la instalación de este tipo de depuradoras en otras localidades de características similares que no cuenten con sistemas depuración. (Nota de prensa MMARM, 2008)

Los municipios, que suponen un total de 9200 habitantes, fueron elegidos en función a su representatividad geográfica como en la variedad de vertidos. Las propuestas eran: fosa séptica, tanque Imhoff, lecho de turba, humedal artificial, filtro verde, filtro biológico, biodiscos, lagunaje y fangos activos. (Nota de prensa MMARM, 2008). Estas instalaciones se han estado construyendo entre 2009 y 2012.

Esta propuesta presenta la innovadora puesta en marcha del proyecto de *Escuela de Alcaldes* con el fin de facilitar formación e información a las Administraciones Locales en diversos aspectos de la gestión del agua, de los ecosistemas fluviales y de gestión

territorial, convirtiéndose en plataforma y foro de debate. Los motivos principales que justificaron su creación según la CHD son:

- Las competencias de los Ayuntamientos en materia ambiental.
- La escasa población, la dispersión y la falta de recursos económicos y personales.
- Ubicación geográfica en zonas de importantes valores naturales.
- La constatación de casos de falta de ajuste a la normativa vigente en materia de aguas, debido a la falta de información y a la carencia de medios.
- El desconocimiento e incompreensión mutua que empaña en ocasiones la comunicación entre la administración hidráulica y la local.

El seguimiento de la propuesta ha permitido recopilar información al respecto hasta el 2013. No se han publicado conclusiones con respecto al seguimiento y los resultados de este proyecto, conclusiones que se esperan fortalezcan la línea de lecciones aprendidas al respecto de la implantación de las tecnologías no convencionales y que hubiesen significado una interesante aportación a esta investigación.

Propuestas de investigación en colaboración con las Administraciones locales son alternativas para la implementación de este tipo de propuestas y aprovechar la instalación para la investigación. Por ejemplo, en Galicia, la Diputación de A Coruña, en un convenio con el Grupo de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente para desarrollar un Programa Experimental consistente en el diseño, construcción, explotación y seguimiento intensivo de 10 EDAR para aglomeraciones entre 100 y 500 he. Una primera experiencia describe la aplicación de un humedal de flujo horizontal construida en 2011 como tratamiento secundario de las aguas residuales del núcleo de Dorneá (concello de Boimorto) con el principal objetivo de validar a escala real los criterios de diseño de humedales de flujo horizontal sub-superficial. Desde el 2010 y durante 3 años, el estudio evaluó la capacidad del sistema para la eliminación de: DBO₅, DQO, SS, N, y P (Jacomé *et al.*, 2014). Esta planta es referente en poblaciones próximas, para la instalación de un nuevo modelo en Arteixo en pequeños núcleos rurales (La opinión Coruña, 2015).

2.4 INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD

Dada la multitud de funcionalidades de este tipo de infraestructuras, y su funcionamiento que se prevé alargado en el tiempo, este tipo de propuestas tienen que analizarse desde el enfoque de la sostenibilidad.

Se parte de la aceptación de la falta de consenso con respecto a los términos *sostenibilidad* y *sustentabilidad* además de sus indicadores. Este término procede de la palabra inglesa "Sustainable", y aunque existen trazas de su utilización en el siglo XVIII, su consagración se realizó en 1983 con el *Informe de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo*. La expresión se refiere a la capacidad de los procesos de desarrollo socioeconómico para prolongarse en el tiempo sin minar catastróficamente la capacidad de la naturaleza para mantenerlo (García, 2004). Introduce los principios de solidaridad intergeneracional y remarcan la importancia de una visión a largo plazo.

La eficiencia de las instalaciones de depuración de aguas residuales puede ser evaluada por herramientas como el análisis energético, el análisis económico y la evaluación del ciclo de vida de la instalación. Pero el análisis de la sostenibilidad de las tecnologías en términos de eficiencia no tiene en cuenta todas las posibilidades de alterar los términos de intercambio entre la sociedad y la naturaleza (García, 2004). La noción de sostenibilidad debe remitirse a algún criterio de duración razonable.

La selección de indicadores de sostenibilidad fundamenta el estudio económico, y analiza la protección del medio ambiente, el uso prudente de los recursos naturales, el progreso social equitativo reconociendo las necesidades de las comunidades y del entorno que las acoge. Toda producción requiere capital, fuerza de trabajo humana, y espacio. Además se ha de satisfacer los flujos que se generan de materiales y energías, bienes de capital, bienes de consumo y subproductos inevitables como los residuos.

La revisión de la bibliografía existente tiene como objetivo de seleccionar indicadores con un alcance multidisciplinar para su utilización en los capítulos posteriores. Los requisitos son la sencillez en el planteamiento como su alcance a las instalaciones propuestas en este trabajo. El cumplimiento de estos requisitos facilita su introducción en la metodología y visibiliza los resultados.

De la bibliografía consultada, se buscaron variables holísticas y multisectoriales para la evaluación de la sostenibilidad de la tecnología a partir de la construcción de indicadores. El punto de partida es la concepción que los indicadores tienen que ser sencillos y robustos en su construcción así como fáciles de implementar y en un número limitado (UNDPDSD, 1995) capaces de resistir el test del tiempo.

La tipología de instalación como el entorno en el que se proyecta es un proceso vivo en el que inciden multitud de condicionantes, siendo cada realidad única. Esta realidad se observa principalmente en núcleos más pequeños convierten los problemas en fácilmente identificables, la jerarquización es menor y por tanto los resultados más visi-

bles. Las interrelaciones son más sencillas y lógicas, por lo que es una escala óptima para la experimentación de propuestas y análisis de resultados y como base de indicadores.

La selección y aplicación de indicadores presenta cierta complejidad que se ha de valorar. La principal es la dificultad de disponibilidad de datos (Bell y Morse, 2004; Mitchell, 1996). Los datos solicitados pueden variar de una comunidad a otra por multitud de condicionantes como pueden ser la geografía, la cultura, la población servida... lo que además dificulta su implementación.

Son numerosas las listas de indicadores para evaluar una única tecnología y su mantenimiento en una única dimensión, en varias dimensiones siendo la principal evaluación la económica y ambientalmente donde no se incluyen aspectos sociales.

Pero la sostenibilidad de un sistema más global, se construirá a partir de la adecuación ambiental de las tecnologías adoptadas, de su necesaria viabilidad económica y de su contribución a la satisfacción de necesidades sociales, presentes y futuras. Los indicadores pretenden contemplar la perspectiva a largo plazo. Es necesaria la integración conjunta para poder hablar de sostenibilidad de la tecnología.

El estudio de referencia (Muga y Mihelcic, 2007) en la concepción final de estos indicadores, son recogidos en la tabla 2.15. Estos indicadores son referentes para la evaluación de la instalación en este trabajo.

Tabla 2.15- Indicadores desarrollados para el análisis de la sustentabilidad de los tratamientos de aguas residuales (modificada:Muga y Mihelcic, 2007).

	Indicador	Unidad de medida
Económico	Costes capitales Operación y mantenimiento Coste para el usuario	€/caudal día €/caudal día €/mes
Medioambiental	Energía utilizada Reactivos utilizados BOD SST N P Patógenos Recuperación cauces	KwH/m ³ Kg/m ³ % eliminación % eliminación % eliminación % eliminación % eliminación Superficie actual recuperada/superficie inicio
Social	Participación pública Comunidad servida Estética Personal requerido operación planta Nivel de educación Espacio abierto disponible Nuevas actividades generadas	Medida cualitativa Población/caudal día Medidas de nivel de ruido y olor Personas/caudal día Requerimiento operacional Superficie/caudal día Medida cualitativa

CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA

3.1 INTRODUCCIÓN

Los factores genéricos que han contribuido al fracaso de los sistemas de depuración de pequeñas poblaciones en el caso español, expuestos por el CEDEX y comentados en el capítulo anterior de este trabajo, se encuentran presentes en todas las etapas del ciclo de vida del proyecto de depuración y en múltiples contextos, se confirma que estos factores no son puramente económicos.

La instalación no es un sistema autónomo, sino que está integrado en un contexto social y ambiental que lo soporta y sobre el que influye directamente. El medioambiente no es un fondo constante e inalterable de las acciones sociales, y tampoco algo irrelevante como para no tenerlo en cuenta (García, 2004).

La propuesta desarrollada en esta tesis consiste en demostrar que existen apuestas tecnológicas que forman parte de propuestas alternativas que funcionan de forma efectiva, que se acoplan y adaptan a ese fondo variable, propiciando un uso eficiente de la energía, de los materiales y de los productos. Las tecnologías no convencionales, donde los principales parámetros de diseño son tanto la superficie como las condiciones climatológicas, se presentan como las alternativas idóneas para la resolución del problema de la depuración en estas poblaciones donde una de las principales dificultades es la incapacidad de construir y posteriormente explotar la instalación, ya sea a nivel individual como colectivo.

Dada la amplitud de este tipo de propuestas y el tiempo limitado del trabajo, se decide centrar el objetivo en dos alternativas tecnológicas que recogen las dos tipologías de gestión del saneamiento: el Inodoro Ecológico Popular y el Filtro de Helófitas Semisumergidas.

Este apartado comienza con una breve introducción tanto del marco político-legislativo como socio-cultural que va a ir tejiendo el punto de partida de la metodología, el análisis y la presentación de los resultados.

Mediante la recopilación de propuestas alternativas tanto en contextos próximos como de cooperación al desarrollo, se ha ido configurando el marco central de propuestas de esta tesis. Se introducen además otras interesantes contribuciones

tecnológicas experimentadas para el tratamiento en poblaciones reducidas que fueron recogidas en el período de búsqueda y selección. Lamentablemente y, pese a que todas las experiencias han sido muy enriquecedoras, algunas de ellas no han sido desarrolladas por motivos varios que se recogen específicamente en el mismo apartado. Principalmente, la dificultad de acceso a los datos necesarios que facilitan el desarrollo metodológico.

Esta búsqueda se ha realizado en diferentes contextos, lo que amplía su interés. Dado lo específico de cada propuesta, la metodología se ha ido adaptando a cada uno de los casos estudiados, centrados en los ejes de la sostenibilidad: económico, social y ambiental.

3.2 ELECCIÓN DE LAS INSTALACIONES PARA SU ESTUDIO

El abanico de propuestas tecnológicas para depurar las aguas en pequeñas poblaciones es muy amplio, y estas son adaptables a cualquier contexto o necesidad. Las tecnologías se seleccionan en función de la tipología de la gestión, si es individual o colectiva, las múltiples variables asociadas a la sostenibilidad de la instalación que es función del propio contexto. El funcionamiento depende de la aceptación e integración de la propuesta en el lugar de implantación. Las instalaciones de este trabajo se focalizan en el impacto social y ambiental de éstas.

La búsqueda comenzó por la parte teórica y bibliográfica, recopilando la terminología utilizada en las experiencias y técnicas desarrolladas en este área. Como complemento a la revisión bibliográfica de las técnicas no convencionales de depuración y saneamiento, se recurrió a diversos Centros, Organizaciones y Ayuntamientos, donde estas actividades ya se estuvieran llevando a cabo. Con el propósito de colaborar y utilizar sus instalaciones, ya sea para experimentar como para la obtención de datos puesto que:

- La experimentación precisa disponer de redes alimentadas con aguas residuales.
- La experimentación con respecto a cualquier tecnología supone un espacio amplio e instalaciones apropiadas.
- Este tipo de investigación precisa disponer de dotación presupuestaria para la construcción de la instalación experimental.
- Es importante poder contar con laboratorios donde realizar el análisis de las muestras.

- Contar con la protección adecuada con respecto al recurso con el que se trabaja, ya que el riesgo bacteriológico es elevado..

La revisión teórica se trasladó a campo localizando experiencias en funcionamiento con el fin de lograr el objetivo de la tesis. Este estudio se centró en la búsqueda de alternativas existentes socialmente consolidadas en múltiples contextos, que estuviesen en funcionamiento y que dispusieran de información accesible que favoreciera su análisis.

La propuesta experimental se ha ido reconfigurando en multitud de ocasiones, lo que ha supuesto, además de una dificultad, una oportunidad importante para enriquecer este trabajo y ampliar el marco de las conclusiones.

Esta estrategia de búsqueda ha definido las instalaciones definitivas propuestas para el estudio, y en este apartado se recogen los hallazgos más significativos a este respecto.

La metodología es específica para cada caso y parte del seguimiento y análisis de la implantación y la evolución de las instalaciones experimentales que permiten la validación de las propuestas tecnológicas presentadas y su sostenibilidad. La experiencia profesional desarrollada en este campo, tanto en saneamiento como en cooperación al desarrollo, facilita la concepción de este trabajo.

Con respecto al IEP, ha sido posible realizar la experimentación, eso sí, con plazos y limitación de presupuesto, mientras que con el FHS la posibilidad de evaluación está condicionada por la accesibilidad a la información. En este caso los datos disponibles son los recopilados por parte del gestor.

3.2.1 India

Dado mi interés personal los temas de cooperación y desarrollo en el ámbito del saneamiento y depuración aproveche la investigación para visitar propuestas en la India, con el objetivo que protagonizaran este trabajo. La información obtenida no ha sido suficiente para su implementación en este trabajo, pero los aprendizajes extraídos lo complementan.

En la India, uno de los países más poblados con casi mil trescientos millones de personas, la población rural a nivel país es de un 36,5 % con una cobertura de saneamiento en el 2014 del 40 % según los datos del Banco Mundial para 2014. De las

4700 ciudades, solo 232 tienen sistema de alcantarillado, muchos de los cuales vierten directamente al río los efluentes sin tratamiento previo. Se estima que en el país existen unos diez millones de letrinas secas.

A la importancia económica y ambiental de esta realidad, en este país se entrelaza un importante problema social y cultural, basado en la tradición. La jerarquía social más antigua del mundo convive en un complejo ordenamiento de grupos con arreglo a la pureza ritual(Narula,1999) y que cambia de una región a otra pero con un denominador común, la existencia de una casta más baja, los intocables o *bhangi*, que en sanscrito significa *roto* y en hindi significa *basura*. Los activistas prefieren el término *dalit*, que significa *roto* u *oprimido* pero sin matiz peyorativo, y son estas personas responsables de la limpieza de las letrinas, tanto particulares como estatales. Además de la dureza del trabajo físico que supone, la limpieza la suelen realizar sin el material necesario que las proteja del riesgo bacteriológico. Se calcula a nivel país, que las personas encargadas de estas tareas son entre cuatrocientos mil y millón doscientos mil personas encargadas de estas tareas, amplio rango de datos que confirman la falta de conocimiento real de la situación.

Son varias las organizaciones que luchan por la eliminación del sistema de castas. Pero siguiendo la línea de este trabajo, la propuesta más interesante por su consolidación en el tiempo así como su integración multidisciplinar es la realizada por la Organización *Sulabh International*, creada y dirigida por el sociólogo Bishar Patak desde 1970 y que tiene su sede en Nueva Delhi. Esta organización tiene el objetivo, a nivel país, la erradicación de los *dalit* y su integración en la sociedad en condiciones de vida digna, y para ello ha integrado el saneamiento como eje central en la propuesta.

Su estudio sociológico *Road to freedom: a sociological study on the abolition of scavenging in India (1991)*, realiza un interesante análisis para la transformación social y liberación de estas personas a partir del enfoque de valores como son la justicia social, la democracia y la dignidad humana.

Este estudio se centra en observación, la revisión de técnicas y recolección de datos así como diversas técnicas de entrevista, centradas en la observación, la que implica tanto el uso de los ojos así como de los oídos y la voz (Moser, 1984). Es a partir de estas que fundamenta la visión estratégica y tecnológica de la propuesta. La evaluación tecnológica de las tecnologías de saneamiento es presentada como eje central, donde se analizaron tanto los aspectos objetivos de la propuesta como los subjetivos, compuestos por las actitudes, los valores, los patrones de relación, la

aceptación y los niveles de adopción. En este análisis se desechó la fosa séptica como alternativa tecnológica porque la necesidad de su vaciado volvía de nuevo sobre la problemática de la retirada de los residuos.

Analizó la implantación en Bihar de sistemas de depuración convencionales como los fangos activos y la aireación prolongada que estaban siendo promovidos por el Banco Mundial. En el análisis realizado de esta propuesta tecnológica, indica la dificultad de implantación debido a los altos costes de explotación (Pathak, 1991).

Su propuesta inicial está centrada en sistemas individuales de bajo coste dirigidos a la población con menos recursos, a partir de la recopilación de las propuestas tecnológicas existentes complementada con la información recopilada por las entrevistas, diseñó un estilo de letrinas que posteriormente implantó. Con el seguimiento, desde una visión interdisciplinar, y en base a los datos de aceptación y rechazo, obtuvo la propuesta tecnológica definitiva.

El paso del tiempo ha consolidado tanto a la Organización como ha permitido ampliar sus líneas de actuación, que a continuación se resumen:

✓ Propuestas tecnológicas:

- Diseño y la construcción de letrinas de bajo coste y consumo de agua mínimo. Esta se realiza a escala familiar a partir de materiales locales, y su diseño consta de dos fosas para su utilización alternativa. Mientras que una de ellas está siendo utilizada, la otra fosa se cierra lo que permite que el residuo acumulado en su interior sufra las reacciones de descomposición y transformación disminuyendo los riesgos por patógenos. Tras un período mínimo, este puede ser retirado y devuelto al ciclo de la tierra sin riesgos. Este diseño evita la construcción de futuras letrinas cuando el hoyo excavado se haya llenado, lo que permite la sostenibilidad de la instalación en el tiempo, así como un óptimo funcionamiento en su ciclo de vida. En la Figura 3.1 se muestra a pequeña escala el diseño del sistema. Este está disponible en la propia página web de la Organización y es accesible a los interesados. Además, en las propias instalaciones de la Organización se pueden observar modelos a escala, con distintos materiales así como las claves de funcionamiento. La Organización también los construye a demanda del usuario, y estos pueden ser realizados por los propios trabajadores de la Organización o por los usuarios o personal contratado por este, bajo la supervisión de la Organización

para garantizar la correcta ejecución. Los trabajos realizados tienen un período de garantía de 5 años.

Figura 3.1- Planta y Perfil con detalle de las letrinas diseñadas(Sulabh International).

- Complejos de baños públicos: la India tiene un índice elevado de defecación al aire libre. La propuesta de instalaciones de baños públicos donde la población pudiera disponer de baño a partir de un precio simbólico, dependiendo de la ubicación de la instalación. La instalación así como la construcción son sufragados por la Administración, mientras que la operación y el mantenimiento correría a cargo de la Organización, que gestiona los beneficios. La financiación cruzada entre las distintas zonas permite el acceso a la totalidad de toda la población como a la sostenibilidad del proyecto, recaudando el dinero de las zonas más

privilegiadas para costear así las instalaciones en zonas más pobres. La primera instalación se construyó en 1973 y en el 2009 se habían construido ya del orden de medio millón de aseos en todo el país que diariamente utilizan diez millones de personas (George, 2009). Estas instalaciones están alimentadas por el propio biogas que generan, por lo tanto están autoabastecidas y no generan residuos. Esto se debe a que anexa a la instalación de biogas, se localiza una instalación de tratamiento para los efluentes generados tras el proceso de recuperación energética que consta de un tanque de sedimentación, un filtro de arena, un tanque de aireación, un filtro de carbono y por último, la aplicación de rayos UV para la total desinfección. En la Figura 3.3 se presenta el esquema de diseño de la instalación.

Se trata de un sistema descentralizado de depuración de aguas residuales como regeneración de estas, donde los residuos son tratados previos al vertido para que queden libres de color, olor y patógenos.

Estas instalaciones albergan anexas instalaciones con carácter social como son colegios de educación primaria, clínicas con servicio médico, y cocinas, sostenidas energéticamente a partir del propio biogas de las instalaciones.

Figura 3.2- Sistema de tratamiento de aguas residuales del Complejo de baños (Sulabh International)

- Depuración de aguas residuales mediante lagunaje con *lemmnas* o más comúnmente conocidas como lentejas de agua. Estas instalaciones, en teoría

pueden llegar a alcanzar reducciones de DBO₅ del 80 % a partir de un período de retención hidráulico de 8 a 9 días.

- Gestión de residuos sólidos urbanos generados en pequeñas plantas de compostaje.
- ✓ Iniciativas sociales y educativas integradoras para todas las edades y colectivos: la tecnología suplanta el medio tradicional de vida de las personas, por lo que la integración de las castas más desfavorecidas pasa por alternativas ocupacionales para los cabeza de familia que cubran expectativas y aspiraciones. La organización ha construido colegios, muchos de ellos anexo a las instalaciones de la Organización o a los baños, donde se implementa la educación para las niñas y niños, además de programas vocacionales para la búsqueda de empleo como emprendimiento para jóvenes y adultos, además del centro de preparación para mujeres *NaiDisha*.
- ✓ Laboratorios de investigación para la mejora de las distintas propuestas.
- ✓ Difusión de la importancia del saneamiento. Desde programas eventuales y periódicos tanto educacionales como la organización de eventos en torno al saneamiento, hasta la instalación permanente del Museo del Retrete, organizan visitas educativas guiadas donde además presentan y difunden el proyecto.

El acceso al proyecto, la presentación en detalle del total de las instalaciones y explicación de su gestión y funcionamiento, como la entrevista con su Fundador Bishar Pata Khan sido resumidos en este apartado. Pese a lo enriquecedor como interesante de esta experiencia, desafortunadamente solo se ha podido plasmar a modo introductorio con un marcado carácter general. El motivo es el acceso limitado a los datos de seguimiento de las instalaciones como la calidad de la información accesible, que no facilitaban la configuración de una propuesta metodológica.

3.2.2 Ecuador

La búsqueda de propuestas tecnológicas consolidadas para poblaciones reducidas nos lleva a escenarios como Ecuador, con una población de casi 16 millones de personas donde la población rural a nivel país es de un 36,5 % según los datos del Banco Mundial. Este mismo Organismo indica que la cobertura de infraestructuras de saneamiento en el 2014 es de un 85 %, siendo la distribución a lo largo del país muy desigual.

El elevado acceso a estas instalaciones por parte de la población lo convierte en un interesante escenario para el análisis de la implantación de tecnologías en poblaciones reducidas. Conocidos estos datos y aprovechando el período de excedencia, planifiqué el desplazamiento a Ecuador como la estancia con el objetivo de conocer la realidad de los sistemas de tratamiento de las aguas residuales en zonas rurales.

Tras la realización de numerosas entrevistas, estas dirigieron el trabajo al cantón de Cuenca, con una población de 810.412 habitantes, residiendo el 72 % de estas personas en la capital (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, INEC). En esta región la cobertura de agua potable es del 97,5% por ciento de la población urbana y el 93 % para la población rural. La red de alcantarillado está gestionada por la Empresa Pública municipal de Telecomunicaciones, *Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (ETAPA)*, con una de las mayores plantas depuradoras del país, ubicada en la capital, la planta depuradora de Ucubamba, donde se trata el 95 % de las aguas de la ciudad de Cuenca en una superficie de 45 hectáreas. Esta planta se ha diseñado con un total de 6 lagunas de estabilización interconectadas: 2 lagunas aireadas, 2 lagunas facultativas y 2 lagunas de maduración. En la figura 3.3 se muestra un croquis a escala de esta EDAR.

Figura3.3- Planta depuradora de Ucubamba (Cuenca-Ecuador) Fuente (ETAPA)

Dispone de una línea de fangos a partir de tecnologías convencionales con capacidad para la extracción y deshidratación de un volumen de 220.000 m³. El espesamiento de lodos es realizado por gravedad, el acondicionamiento del producto resultante mediante la dosificación de polielectrolito y la deshidratación a partir de filtros de banda.

Se contactó con técnicos de esta empresa, que accedieron a la realización de entrevistas y a mostrar las instalaciones antes descritas. La solución para poblaciones reducidas por parte de esta Empresa estaba centrada principalmente en la instalación red de alcantarillado con tratamiento a partir de fosas sépticas. La problemática de la depuración en las poblaciones rurales es una temática recurrente en la propia Empresa, puesto que en el momento de la visita estaban planificando la extensión de sistemas de depuración a pequeños núcleos de población ubicados principalmente en la cabecera de los ríos.

Para la búsqueda de alternativas, en las mismas instalaciones de la empresa en Cuenca se habían instalado diferentes plantas piloto donde se habían instalado diferentes propuestas tecnológicas a escala. La realización de una planta piloto a escala permite por un lado adecuar y mejorar la exactitud del futuro proyecto y por otro, estudiar tanto su evolución en el tiempo como el posible impacto en los cuerpos de agua receptores. (Petitjean, 2013). El objetivo era la experimentación, a pequeña escala, de diferentes alternativas tecnológicas debajo coste y la integración de las diferentes propuestas, tras confirmar la efectividad del tratamiento, en los planes de construcción de las nuevas instalaciones de depuración con la seguridad de la adaptabilidad de las propuestas a las condiciones de la zona.

Los caudales influentes derivados de la propia planta de Ucubamba alimentaban las tres plantas piloto donde el agua era tratada. Una de las plantas piloto estaba diseñada con un sistema de depuración a escala de fangos activos, mientras que las otras dos plantas se diseñaron con macrófitas emergentes enraizadas, un humedal artificial de flujo superficial y otro humedal de flujo subsuperficial de flujo horizontal. Estas plantas piloto fueron diseñadas y reproducidas a escala, a partir de condiciones de diseño especificadas en la documentación científica, manuales y bibliografía relacionada, y utilizando especies de vegetación propias de la zona.

Esta experimentación estaba a cargo del *Área de Investigación y Desarrollo de la Subgerencia de Operaciones de Agua y Saneamiento*, dónde fueron los propios empleados los promotores de esta línea de investigación. La formación recibida junto con el conocimiento de otras experiencias se materializó en una nueva línea de investigación dentro de la propia empresa.

Aprovechando mi visita y viendo la convergencia de las líneas de investigación de la empresa con los objetivos de este trabajo, se presentó la propuesta de colaboración en la investigación. Dado lo avanzado de la investigación, ETAPA propuso únicamente la cesión del espacio para la investigación y experimentación de nuevas propuestas que deberían ser autofinanciadas. Para ello se solicitó una beca a la UPM que permitiera la financiación de esta propuesta. No se obtuvo la financiación necesaria, para lo que se propuso una colaboración a distancia. Pese a la respuesta afirmativa, los contactos se han ido enfriando, y no se ha recibido ninguna información para la realización de los trabajos.

Pese a no obtener los objetivos deseados, el contacto con esta experiencia ha enriquecido el interés por esta línea de trabajo al confirmar in situ la consideración de estas propuestas tecnológicas como alternativa, y su integración en las empresas estatales, adaptándolas a las condiciones locales a partir de la investigación y experimentación previas.

El seguimiento de las actividades de la empresa durante este tiempo parece indicar que el proyecto se está implementando. En la actualidad, ETAPA gestiona un total de 30 instalaciones en poblaciones reducidas, de las que aproximadamente un 25 % de ellas se ha diseñado con el tratamiento un secundario a partir de humedales artificiales. Las instalaciones gestionadas se describen en la tabla 3.1.

Tabla 3.1-Tipología de plantas depuradoras instaladas en el cantón de Cuenca (ETAPA)

Planta	Instalación	Tipo de instalación	Área (m ²)	Cobertura (Ha)
Laureles	Victoria del Portete	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio	160	24,4
Cementerio	Santa Ana	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio	138	32,9
Churuguzo	Victoria del Portete	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio	4182	226,5
Cumbe	Victoria del Portete	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio	186	40,3
Escaleras	Victoria del Portete	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio	735	49,3
Tarqui Centro	Victoria del Portete	Fosa Séptica + Humedal artificial	6233	605
Tutupali	Tarqui	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio	422	41,5
Achayacu	Tarqui	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio	303	129,4
Quillopungo	El valle	Reactores anaerobeos+ biofiltros+ desinfección	2258	150,8
San Pedro	Santa Ana	F.S + Filtro Anaerobio	1303	71

Planta	Instalación	Tipo de instalación	Área (m ²)	Cobertura (Ha)
Santa Bárbara	Santa Ana	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio monoblock	914	86
Quingeo Centro	Quingeo	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio monoblock	1076	103,6
Macas de Quingeo	Quingeo	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio monoblock	247	11,1
El chorro	Santa Ana	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio	873	47,9
Guabo	Sidcay	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio	222	25,4
Flor de Camino	Ricaurte	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio	380	13,3
Cruz Verde	Chiquintad	Fosa séptica	538	75,2
La isla	Chiquintad	Fosa séptica	34	54,3
Octavio Cordero	Octavio Cordero	Fosa séptica	15	38,4
Luz y guía	Luz y Guía Cordero	Fosa séptica	278	24,8
Abdón Caldero	Molleturo	Fosa Séptica + Humedales artificiales	1081	72,2
Flor y selva	Molleturo	Fosa Séptica + Humedales artificiales	2580	55,8
Tamarindo	Molleturo	Fosa Séptica + Humedales artificiales	2339	64,4
Jesus del Gran Poder	Molleturo	Fosa Séptica + Humedales artificiales	2440	417,5
Estero Piedra	Molleturo	Fosa Séptica + Humedales artificiales	4040	25,8
Lasuya	Molleturo	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio	589	43,5
Pueblo viejo	Molleturo	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio+ Campo Infiltración	5050	103,8
Soldados	Soldados	Fosa Séptica + Humedales artificiales	-	1
San Antonio	Chaucha	Fosa Séptica + Filtro Anaerobio	-	12,8
San Gabriel	Chaucha	Fosa Séptica + Filtro Monoblock	-	8,6

3.2.3 Nicaragua

A finales de 2014, Nicaragua contaba con una población de 6.169.269 habitantes, siendo la población que vive en zonas rurales del país 2,7 millones de personas según las estadísticas del Banco Mundial. La cobertura en el acceso a infraestructuras sanitarias por parte de la población es de un 68% según este Organismo.

La publicación reciente de la *investigación nacional para conocer la situación del Derecho al Agua y al Saneamiento en las zonas rurales de Nicaragua* (ONGAWA, 2015), se complementa la información oficial disponible y se visibilizan los retos en agua y

saneamiento asociados a los colectivos más vulnerables en este país. El estudio ha incluido a 2.400 hogares de 200 comunidades rurales del país y 239 Comités de Agua Potable y Saneamiento (CAPS) de 20 municipios.

Entre los resultados de la investigación, recogidos en un informe ya disponible en línea, destacan los siguientes:

- Existe un alto riesgo de discriminación del área rural en el país debido al mayor desarrollo de las condiciones estructurales, legales e institucionales en las zonas urbanas.
- Hay una gran distancia entre la cobertura de infraestructuras (puntos de agua, tecnologías de saneamiento, etcétera) y el ejercicio real del Derecho. A pesar de que la cobertura de saneamiento es del 78%, en el 80% de las comunidades rurales estudiadas existe fecalismo al aire libre. Y aunque el 80% de las familias tiene acceso a una fuente mejorada de agua, más de la mitad de las familias consumen menos de 50 litros al día y más de un tercio sufren cortes y estacionalidad en el servicio.
- Se detectan importantes debilidades en los órganos comunitarios de gestión del agua y el saneamiento: el 60% de los CAPS no tiene capacidad para dar servicio a toda la comunidad y en más de la mitad de los casos hay problemas de pago por parte de los usuarios.

Específicamente, la situación del derecho al saneamiento es incluso más preocupante que la del agua, ya que es elevado el porcentaje de familias que no tienen acceso mejorado, y los que lo tienen, incumplen requisitos importantes como el estado de la instalación, baja privacidad o inseguridad física al usar las instalaciones. Una proporción elevada cuenta con instalaciones en condiciones sanitarias o de infraestructura deficientes poniendo en riesgo la seguridad de los titulares de derechos y el uso de las instalaciones.

Frente a la solución convencional de saneamiento individual mediante letrinas convencionales denominadas en la zona "pon-pon", fue preciso plantear nuevos escenarios para instalaciones de saneamiento en zonas rurales con poca densidad de población y con viviendas dispersas.

Las zonas rurales presentan dificultados a la hora de instalar redes de alcantarillado y un proceso de depuración, lo que supone un gasto a las alcaldías y

CAPS, por lo que a nivel país se planteó la propuesta de depuración a nivel individual mediante tecnologías de bajo coste construidas a partir de materiales locales.

Con el objetivo de buscar una propuesta solución digna de saneamiento alternativa a las letrinas, de bajo coste y bajo consumo de agua, el centro para la Promoción, la Investigación y el Desarrollo Rural y Social (CIPRES) inicia un programa de acompañamiento a cinco mil familias campesinas nicaragüenses durante los años 2005-2010. Como resultado, se desarrolla el *inodoro ecológico popular (IEP)*.

Sus funciones principales:

- Proteger la salud de sus usuarios permitiendo la evacuación de los excrementos de manera higiénica;
- Garantizar la protección del medio ambiente impidiendo la dispersión de los patógenos excretados.
- Acceso al saneamiento como derecho humano.

Pese a su implantación, no obstante, esta tecnología también generaba incertidumbres. Esto se debe a que tras su presentación en el 2010, no había pasado por un proceso sistemático de validación.

La alianza entre actores en el país preveía la integración de la propuesta en futuros proyectos locales como programas internacionales desde la democratización de conocimiento. En ella se integran todas las partes beneficiadas: los agentes sociales, las personas expertas, las instituciones nacionales, ONGDs como ONGAWA, consultoras expertas como ENSOME, el Centro de Investigación y Estudios en Medio Ambiente (CIEMA), el Programa de Investigación, Estudios Nacionales y Servicios Ambientales (PIENSA) de la Universidad Nacional de Ingeniería (UNI), y los organismos nacionales e internacionales de Cooperación para el Desarrollo allí presentes: el Banco Mundial, la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación COSUDE y la Agencia Española de Cooperación Internacional al Desarrollo, AECID.

Aceptada la incertidumbre y previo a la estrategia de divulgación de la transferencia tecnológica, se planificó un estudio detallado de sus componentes para las propuestas de mejora. Los resultados formarían parte de un manual para la difusión de la tecnología con dos versiones, un manual técnico para constructores y otro de difusión social para la comprensión de la tecnología.

La evaluación fue adjudicada a un Consorcio conformado por el Programa de Estudios Nacionales y Servicios Ambientales de la Universidad Nacional de Ingeniería (PIENSA-UNI) y la firma consultora ENSOME, especializada en estudios sociales y ambientales. Se procedió a realizar el acompañamiento técnico del proceso con el apoyo del *Grupo de Cooperación Sistemas de Agua y Saneamiento para el Desarrollo* (G.C.S.A.S.D) de la E.T.S.I.D.I de la UPM. Este es un grupo de trabajo y discusión dentro de la Universidad formado por voluntarios alumnos, investigadores, académicos y abierto a cualquier persona comprometida con promover la innovación y mejores prácticas y su difusión en el campo del agua y saneamiento. En este proceso se generó el informe de “Evaluación de Aceptabilidad Social, Operación y Mantenimiento”, en el que participé activamente y está basada esta etapa.

3.2.3.1 Inodoro ecológico popular

La propuesta tecnológica parte de un diseño que combina en serie distintos procesos de depuración, donde finalmente los efluentes se infiltran en el terreno. El detalle de la instalación se puede observar en la Figura 3.4.

Figura 3.4- Perfil de saneamiento IEP (CIPRES).

A continuación se procede a describir las partes que lo conforman y su modelo teórico de funcionamiento. A partir del modelo de letrina convencional con arrastre hidráulico a la que se le elimina el sifón para minimizar el consumo de agua, los residuos circulan por gravedad por una tubería de descarga de PVC de 75 mm de diámetro hasta un depósito.

El depósito es un bidón plástico de 55 o 32 galones (208 ó 121 Litros) donde el agua es vertida por el tubo de entrada por gravedad. La separación entre la boca del tubo de entrada y la del tubo de salida en los barriles de 55 galones es de 15 cm a 17 cm

horizontalmente y de 23 cm a 30 cm verticalmente. El bidón ha de estar convenientemente cerrado para el confinamiento de los residuos y protección de las persona.

En esta etapa se presupone que se realizan distintos procesos bioquímicos en el interior gracias a la actividad química y microbiana que descomponen la materia y metabolizan los residuos. Se trata de un proceso anaerobio de estabilización biológica en el que la materia orgánica, en ausencia de oxígeno y mediante la acción de un grupo de bacterias específicas, se descompone principalmente en productos gaseosos o “biogás” y en otras sustancias de menor peso molecular que las originalmente presentes. Se caracteriza por la existencia de varias fases consecutivas diferenciadas en el proceso de degradación del sustrato. Pretende ser una adaptación del Reactor Anaeróbico de Flujo ascendente (UASB) desarrollado por el Dr. Gatzke Lettinga y sus colegas en los años 70 en la Universidad de Wageningen (Países Bajos). El éxito del concepto del UASB yace en el establecimiento de un denso manto de lodos en la zona inferior del reactor y en el cual ocurren todos los procesos biológicos. Este manto de lodos está formado básicamente por la acumulación de los sólidos suspendidos que entran al sistema y por el crecimiento bacteriano. Se recomiendan velocidades ascendentes del flujo dentro del UASB menores de 1.0 m/h siendo los valores más frecuentes entre 0.40 m/h y 0.70 m/h para evitar el arrastre de lodos hacia afuera del reactor.

Según el CEPIS, la tasa de generación de lodos fecales recomienda usar valores de 40 a 50 litros por persona al año y en las Normas Técnicas de INAA para letrinas se recomienda utilizar 60 litros/persona-año. Asumiendo que una persona genera de 30 a 40 litros de lodo por año resulta que cinco (5) personas, que es el promedio de ocupantes por vivienda calculado en el Informe de “Evaluación de Aceptabilidad Social, Operación y Mantenimiento”, agotarían la capacidad de almacenamiento del sistema en 1,3 a 1,7 años (15 a 20 meses).

En sistemas anaerobios de flujo ascendente y bajo ciertas condiciones también se ha observado que las bacterias se agregan naturalmente en floculos y gránulos. Estos agregados tienen buenas propiedades de sedimentación y no son susceptibles de ser arrastrados o lavados del sistema bajo condiciones prácticas de operación del reactor.

Para la salida del biogás, generado en los procesos de descomposición, se ha instalado un tubo de aireación de 3/4 de pulgada o 1,9 cm de diámetro. Este tubo expulsa los gases a suficiente distancia para que se dispersen y no produzcan incomodidades y puede ser utilizado como punto de toma de muestras.

Los principales parámetros de diseño son el tiempo de retención hidráulico (TRH) y la velocidad de carga orgánica (VCO) y ambos definen el volumen del digestor (IDAE, 2007). La VCO es la cantidad de materia orgánica introducida por unidad de volumen y tiempo. Valores bajos de este parámetro implican baja concentración en el influente y/o elevado tiempo de retención. El incremento en la VCO implica una reducción en la producción de gas por unidad de materia orgánica introducida, debiendo encontrar un valor óptimo técnico/económico para cada instalación y residuo a tratar.

El tiempo de retención hidráulico, que es muy amplio oscila entre los 2 y los 34 días y depende tanto del número de usuarios como sus hábitos de uso, principalmente del agua utilizada para el arrastre. La calidad de los procesos que tienen lugar en el interior, dependen además de los productos utilizados por los usuarios en la limpieza o que son vertidos al inodoro, puesto que pueden inhibir la actividad en su interior.

El desalojo de la materia procesada en el bidón se realiza por diferencia de cota hacia la tubería de infiltración y se distribuye a lo largo de ésta. Se trata de una tubería de PVC a la que se realizan distintas ranuras en la parte media de unos 0,6 cm de ancho por 7.5 cm de largo, y donde se finaliza el proceso de descomposición se produce el procesamiento aerobio de los residuos. La zanja de infiltración facilita la entrada del material procesado en el terreno donde finaliza el proceso de descomposición. Ésta es de 3-4 metros de largo, 40 cm de ancho y unos 40 cm de profundidad, disponiendo la tubería de infiltración sobre material suficientemente grueso para la dispersión del efluente.

Una vez realizado este primer tratamiento del influente, el agua circula hacia el tubo de infiltración donde a partir de distintas ranuras en flujo laminar abierto (realiza la infiltración al terreno. La capacidad de infiltración (CI) es la cantidad máxima de agua que puede absorber un suelo en determinadas condiciones, valor que es variable en el tiempo en función de la humedad del suelo, el material que conforma al suelo, y la mayor o menor compactación que tiene el mismo. Mientras que la tasa de Infiltración del suelo es la capacidad del suelo para infiltrar o dejar que líquidos fluyan a través de él, depende de la permeabilidad del suelo y se mide en litros/m²-día. Se recomienda una tasa de infiltración de 50 L/m²-d para arenas; de 30 L/m²-d para limos arenosos; y de 20 L/m²-d para limos o arcillas porosas. (UNATSABAR, 2003).

3.2.3.2 Metodología

El estudio teórico de la instalación y su análisis definirá la instalación y es una aproximación y acercamiento al modelo real de funcionamiento del IEP, de cómo se está

utilizando y de la detección de los puntos más vulnerables. Se conformará como herramienta que permita prever problemas prácticos que pueden aparecer, facilitando la resolución

Además, permitirá la definición exacta de la tipología de pruebas necesarias a realizar así como la vulnerabilidad definida, haciendo posible una previsión de pruebas necesarias a realizar en las instalaciones ya ejecutadas. Los datos a conocer son la definición del área de implantación, la localización de la toma de muestras, el número significativo de muestras a tomar, y la realización de los análisis.

Las dos vías utilizadas han sido:

- La réplica de los procesos a partir de modelos piloto.
- Verificación in situ del funcionamiento de la instalación.

La réplica de los procesos a partir de los modelos piloto presenta ciertas dificultades que se han recogido al principio de este capítulo. La más significativa es la disposición de espacio e disponer de instalaciones apropiadas para la experimentación dado que la exposición a este proceso constituye un riesgo bacteriológico importante. Por tanto, únicamente ha sido posible realizar el modelaje piloto para el tubo de arrastre hidráulico.

Dada la dificultad de ensayar el modelo teórico completo en un laboratorio, por las características del recurso a analizar, se procede al análisis de instalaciones en funcionamiento con el objetivo de simular los procesos que tienen lugar en el interior del tanque y verificar la efectividad de los procesos.

Se estudian las instalaciones en las diferentes partes que la conforman así como en su conjunto, comparando los resultados existentes con los que teóricamente deberían encontrarse. Para ello se programa la realización de toma de muestras y su localización de acuerdo a lo observado en el estudio previo. Los análisis se realizaron en laboratorios especializados y aplicando la Normativa de Nicaragua.

Hay un especial interés con conocer los efectos de la infiltración en el terreno. Previo al tratamiento de los efluentes es preciso entender las características de los suelos y sus efectos de remoción así como su evolución en el tiempo. Para ello se diseñan lisímetros para instalar en el terreno. Porque la infiltración de volúmenes de agua en los suelos puede modificar tanto su estructura como sus características físico químicas y, con el paso del tiempo, se podrían observar efectos de obstrucción que disminuirían las capaci-

dades hidráulicas, y en condiciones severas incluso a provocar condiciones anóxicas en los suelos (McKinley y Siegrist, 2011; Van Cuyk *et al.*, 2001). Dado que los experimentos en laboratorio permiten entender los fenómenos que ocurren así como establecer la correlación entre las características de los suelos, eso sí, con limitaciones porque difícilmente se pueden reproducir la totalidad de las condiciones ambientales, sería interesante el entender cómo los suelos han evolucionado en el tiempo.

La información se complementa con el diseño de encuestas dirigidas a la población para completar el eje social de la sostenibilidad.

A partir del contraste entre los datos que deberían resultar y de los datos de medición, se entenderán los procesos y se avanzará en una visión en conjunto más exacta y detallada de la tecnología y sus vulnerabilidades.

El área de trabajo está constituida por ocho municipios, en los que a fecha de estudio se habían implantado unos 4000 IEPs y tazas rurales. En la tabla 3.2 se define a continuación las instalaciones existentes, definidas por ISF y COSUDE, en función de su representatividad:

Tabla3.2- Representatividad de muestreo por territorio.

Departamento	Cantidad IEP/TR instalados	Propuesta Viviendas	Representatividad
Chinandega	1161	115	10%
León	350	13	4%
Estelí	167	32	19%
Jinotega	753	52	7%
Matagalpa	1315	68	5%
RAAN W	244	20	8%
Total	3990	300	8%

Se han seleccionado 40 IEPs aplicando los siguientes criterios:

- Representación de los diferentes instaladores.
- Distribución entre los diferentes municipios, pero al menos tres por comunidad.
- Tiempo de uso de los IEP de al menos siete meses,
- Amplitud de rango de número de personas que forman la familia que lo utilizan

En la tabla 3.3 se muestra las comunidades y las instalaciones que se han inspeccionado, especificando el número de IEP instalados e indicando aquellos de los cuales se utilizaban como instalación alterna.

El procedimiento seguido consistió en la localización de la persona encargada de agua y saneamiento en la localidad, o de proyectos en la Alcaldía, que acompañó en todo el proceso al equipo consultor para la localización de las familias que resultaron incluidas en la muestra.

Tabla 3.3- Comunidades e instalaciones seleccionados para la inspección (ENSOME/PIENSA).

Departamento	Municipio	Localidad	IEP	IEP alterno	Instalador
Chinandega	Cinco Pinos	El Zacatón	3	1	FISE/ Alcaldía
		Villa Franca	2	1	FISE/ Alcaldía
	Somotillo	Jiñocuago	3		CIPRES
	Villanueva	Israel	3	1	CIPRES
	Puerto Morazan	Puerto Morazan	4	1	FISE/ Alcaldía
León	El viejo	El libornio	3	1	FISE/ Alcaldía
	Chichigualpa	Virgen de Candelaria	4	1	FISE/ Alcaldía
	La paz centro	Momotombo	3	1	Alcaldía
Metagalpa	San Dionisio	Susuli Central	3	1	FISE/ Alcaldía
	San Ramón	San Pablo	3		FISE/ Alcaldía
Jinotega	La concordia	Bo Benjamin Zeledon	1	1	CARE/MARENA
		Bo la resistencia	1		CARE/MARENA
		German Pomares	1		CARE/MARENA
Esteli	La trinidad	La lagunita	3		FISE/ Alcaldía
	Pueblo Nuevo	Cofradía	3	1	CIPRES
			40	10	

Una vez seleccionada la vivienda, se solicitaba conversar con la persona que respondió a la encuesta socio económica, de esta forma se obtenía la información de la misma fuente para realizar la inspección técnica del IEP. La encuesta dirigida a los usuarios nos permitiría conocer los aspectos positivos y negativos de la tecnología, identificar los problemas y fallos, conocer el uso y mantenimiento que realizan de las instalaciones, costes desde la instalación, etc. Esta encuesta intentará cubrir al máximo número de personas, por lo que se plantea un mínimo de dos personas por familia usuaria.

La inspección de los IEPs instalados se complementó con la realización de entrevistas a los distintos organismos y beneficiarios a partir de 7 grupos focales seleccionados para la encuesta. La participación en este caso fue de 60 beneficiarios, de los cuales 55 % eran mujeres.

En normativas y guías de diseño, respaldadas por organismos como OPS/CEPIS y COSUDE, se recomienda que: “La caseta de la letrina con arrastre hidráulico se ubique preferiblemente en el interior de la vivienda. En el caso que se ubique externamente, la distancia a la vivienda no debe ser mayor a cinco metros”, lo que maximiza la comodidad y seguridad al usuario, disminuyendo el esfuerzo de cargar con agua para el arrastre.

De las 40 viviendas visitadas sólo en una (1) el IEP está instalado dentro de la vivienda, y lo fue por razones de seguridad, seis (6) IEP están instalados a menos de 5 m de la vivienda, quince (15) están ubicados entre los 5 m y 10 m., doce (12) entre los 10 m y los 15 m y finalmente seis (6) IEP están instalados a más de 15 m de la vivienda. El 17,5 % de los IEP inspeccionados cumplen con lo establecido en la guía de OPS/CEPIS: el restante 82,5% inspeccionados incumplen con la recomendación de situarse a menos de cinco metros de la vivienda.

Un dato interesante fue la observación de que de las 40 instalaciones inspeccionadas solo siete, el 17,5%, están en pleno uso como IEP en su configuración original, es decir, como sistema único de saneamiento.

3.2.4 España

Siguiendo la línea planificada inicialmente, se localizaron los centros de investigación en materia de propuestas tecnológicas. Se contactó con la *Fundación de Centro de Experimentación de Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA)*, centro de referencia en cuanto a la depuración de aguas residuales para pequeñas poblaciones, áreas rurales y tratamientos descentralizados. Este Centro, también dispone de la calificación de Instituto de investigación, lo que quiere decir que ejerce como plataforma de transferencia de tecnologías y conocimientos, actuando como agente dinamizador social a través de programas de cooperación internacional y concienciación ambiental. Este centro, que cuenta con veinticinco años de experiencia, es considerado como un gran referente en estudios experimentales dentro del sector y dinamizador en este campo.

El CENTA desarrolla su actividad en I+D+i en torno a dos grandes áreas:

- Investigación, desarrollo y validación de tecnologías para el tratamiento de las aguas residuales.
- Desarrollo de nuevas herramientas para una gestión integral de las cuencas hidrográficas.

Las áreas mencionadas centran sus actividades en tres ejes:

- Realización de proyectos de investigación, desarrollo e innovación.
- Observatorio técnico sobre la depuración y reutilización de las aguas.
- Gestión de la Planta Experimental de Carrión de los Céspedes (PECC).

Los técnicos de este centro, junto con el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) se encargaron, a petición del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, de la realización de los primeros informes técnicos de asistencia técnica en el año 2008. Entre ellos se planteaba la necesidad de ampliar la investigación y el desarrollo tecnológico en materia de tratamiento y control de la calidad de las aguas, particularmente de la situación del saneamiento y depuración en las pequeñas poblaciones. Fueron a partir de estos informes que comenzaron los trabajos para redactar una guía para la implantación de la depuración en pequeñas poblaciones, orientada a establecer criterios para la propuesta de soluciones adecuadas a cada tipo de problemas y recomendaciones de carácter técnico que ayuden a la redacción de proyectos, a su puesta en marcha, al mantenimiento y a la explotación de estos sistemas. Se trata del "*Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones*" donde quedan recogidas de forma completa las tecnologías más implantadas en el campo de las tecnologías no convencionales. Este manual ha sido un referente para este trabajo.

En el momento en que se establecieron los contactos se estaba pendiente del comienzo de estudio de una planta experimental para la investigación de distintas propuestas tecnológicas, entre las que se planteaba la propuesta de mejora de humedales artificiales con plantación de macrófitas flotantes.

Pero una vez más los problemas de financiación, en este caso para las propias actividades del Centro que finalizaron con el despido de parte de la plantilla, no permitieron que se materializara mi participación en la realización de la investigación, que siguió adelante con el propio personal del CENTA.

3.2.5 Fabara (Zaragoza)

La búsqueda de otras instalaciones nos llevó a la localidad de Fabara, situada en la provincia de Zaragoza con una población aproximada de 1200 habitantes. Esta localidad en la actualidad dispone de una instalación de tecnologías no convencionales,

en particular, un Filtro de Helófitas Semisumergidas que fue construida en el año 2006 y está en funcionamiento desde entonces. La responsabilidad en la gestión de la instalación está en manos del Ayuntamiento.

La elección de dicha población ha sido motivada por los siguientes aspectos:

- Fabara puede ser representativa del 75% de los pequeños municipios españoles con problemáticas similares: la economía basada en el sector primario con población escasa, y físicamente alejada de los núcleos políticos de toma de decisiones.
- Su ubicación geográfica alejada de los núcleos de las ciudades, lugar donde convergen las redes de comunicación y por tanto concentran la industria y el conocimiento hace más visible los problemas de falta de capacidad, habilidades y/o medios por parte de la población.
- El marco económico y político territorial en el que se gestó el proyecto de diseño y ejecución de la instalación de depuración de aguas residuales, y que se definirá detalladamente en el siguiente apartado, amplifica el alcance del análisis y enriquece las conclusiones.
- La cooperación con la Universidad Politécnica de Madrid es una experiencia de gran interés para ambos Organismos. La cooperación ha sido tan enriquecedora que ha permitido la experimentación previa a la patente.
- La construcción y puesta en marcha comenzó en el año 2006. Los nueve años de funcionamiento es un período de tiempo lo suficientemente extenso como para admitir el estudio.
- El análisis de esta instalación, tanto en la ejecución como su explotación y mantenimiento a nivel sistémico nos permite configurar de forma más integral el marco de los objetivos.
- La accesibilidad tanto a la instalación como al proyecto y a su documentación ha facilitado la realización de este trabajo.
- La zona donde está ubicada tiene unas condiciones climatológicas representativas del interior de la península. Con temperaturas elevadas en verano y bajas en invierno, permite confirmar el funcionamiento de la instalación incluso a bajas temperaturas.

- El Ayuntamiento es el gestor total de los servicios de abastecimiento y saneamiento de la población.

3.3 PLANTA DEPURADORA ECOLÓGICA DE FABARA

3.3.1 Marco socio-territorial

Fabara es una localidad y municipio ubicada en la comarca del Bajo Aragón-Caspe (Aragón), a 242 metros sobre el nivel del mar. Sus coordenadas geográficas son 41° 10' N 0° 10' E. Se halla a 127 km al este de Zaragoza, y a 29 km de la capital comarcal, Caspe. Su término municipal ocupa 101,63 km² y habitan 1.231 habitantes en el municipio, de los que 1228 viven en el núcleo de población (IAEST 2014).

Figura 3.5- Mapa de situación de Fabara (Zaragoza)

La pirámide demográfica de población está bastante distribuida, siendo la edad media los 45 años. La población mayor de 65 años es el 28,8%, superior a la media de Aragón que es del 20,6%.

El IAEST publicó en 2014 un documento en donde se enmarcaba a este municipio como el más pobre de la Comunidad por disponer la menor renta bruta. Este indicador global suma los salarios recibidos, las rentas del capital, las prestaciones sociales (por jubilación, desempleo) y las transferencias. Además, la metodología utilizada por el IAEST incluye otras variables como el número de locales abiertos que tiene un municipio, su parque de turismos, las sucursales bancarias o la reciente construcción de viviendas,

sobre todo residenciales. El importe de la renta bruta para Fabara es de 7995 euros, siendo la media aragonesa 16379 euros (2011) sin tener en cuenta el patrimonio de sus habitantes.

El 54 % de las afiliaciones se dedica a la agricultura (IAEST 2014) actividad que ocupa un 73 % de la superficie del municipio. La no existencia de industria en la zona caracteriza las aguas residuales como aguas orgánicas de origen doméstico.

El 30,8 % de la población no tiene estudios, mientras que el 40,7 tiene estudios de grado o bachiller elemental (IAEST 2011).

El abastecimiento de agua se realiza mediante bombeo a un depósito elevado situado en un punto alto aguas arriba del pueblo y se distribuye por gravedad al 97,9 % de la población, que según las estadísticas es abastecida (2014).

La caracterización y conocimiento de la zona de estudio, con parámetros relativos a la demografía y la geografía, primero regional y luego local, refleja una radiografía de la zona, visibilizando sus necesidades. Conocer tanto el territorio como su dinámica social facilita la elección de la solución óptima para alcanzar el objetivo del proyecto, y al mismo tiempo, prever deficiencias.

La población de Aragón supone alrededor del 2,85 % del total de España, estando la mayoría concentrada en 13 municipios donde se concentra el 69,3 % de la población. Casi el 92% de los municipios de Aragón (671 municipios) son zonas rurales con menos de 2000 habitantes, formadas por una población dispersa y envejecida. Los municipios de entre 2.000 y 10.000 habitantes aglutinan al 14% de la población. (IAEST)

La evolución económica aragonesa medida a partir del producto interior bruto (PIB), valor típico de medida económica, es similar al nivel español y europeo. La estructura sectorial también es similar entre Aragón y España. El sector servicios es el principal en la región (60,6 %) junto con el de la construcción (12,7 %). La participación sectorial en la cifra de negocios sitúa en primer lugar el material de transporte (26 %), y en segundo lugar y englobadas en la misma característica, las referentes a sector extractivo, que recoge energía, agua y residuos. El sector de energía, agua y residuos tiene una aportación al valor añadido bruto (VAB) del 21,3 %, es muy superior a la aportación en el total español, del 15,5 % (Instituto Aragonés de Fomento).

La cuenca del río Matarraña

La cuenca del río Matarraña, afluente del margen derecho del Ebro se ubica en la zona denominada Comarca del bajo Aragón. La extensión de la cuenca es de 405 km² sin incluir su afluente, el río Algas, y es divisoria entre Teruel y Tarragona.

La cuenca está compuesta por materiales pelíticos conformados por bancos de arenisca y caliza y una importante proporción de clastos en forma de terrazas aluviales naturales y sub-actuales sobre las que se desarrollan comunidades vegetales autóctonas de baja cobertura y un pequeño porte con zonas de cultivos.

La cobertura vegetal está profundamente alterada por la intervención humana, siendo las zonas naturales más destacadas las que forman el cauce del río con vegetación de ribera como son saucedas, alamedas, fresnedas y olmedas. Tiene espacios incluidos dentro de los espacios a proteger de la red Natura 2000: LIC del río Matarraña (ES 2430097) y la ZEPA Matarraña-Aiguasbareix (ES0000298).

El Matarraña es uno de los ríos mediterráneos mejor conservados al no contar en todo su curso con ninguna presa de importancia, siendo las últimas actuaciones de regulación las realizadas en los barrancos laterales, donde se han construido balsas, sin afectar al cauce. Para garantizar los caudales en verano la más destacable es la balsa de Valcomuna con 2,2 hm³.

En la cabecera del río está el embalse de Pena situado en su afluente del mismo nombre y con importantes aportes de un controvertido trasvase del Matarraña al Pena que en ocasiones deja el río con un caudal muy escaso a su paso por Beceite.

La totalidad de la cuenca aporta al Ebro 156 hm³. Las aportaciones de agua en la cuenca proceden principalmente de su afluente el río Tastavins con 48 hm³. En la cabecera del Matarraña el Uldemó y el Pena aportan 39 hm³ y el tramo desde Torre del Compte hasta Nonaspe, 42 hm³. El Algás en Nonaspe desemboca otros 27 hm³. En la cuenca están apareciendo problemas de contaminación por nitratos que repercuten seriamente tanto repercuten a los vecinos como a la fauna piscícola, por ejemplo la población de barbos, madrillas y truchas.

Posee un clima mediterráneo continentalizado, con uno o dos máximos anuales de precipitación coincidiendo con la primavera y el otoño. La pluviosidad está situada entre 600 mm/año en cabecera hasta 300 mm/año en zona baja, con drásticos estiajes entre junio y septiembre. El análisis de los datos pluviométricos y el consiguiente estudio hidrológico de la cuenca dan unos caudales para 50 años de periodo de retorno de 570 m³/s, para 100 años de 783 m³/s y de 500 años de período de retorno de 1358 m³/s,

siendo las respectivas cotas de inundabilidad de 256,19 m., 256,47 y 257,08 metros (Sistema Territorial del Ebro, SITEbro)

Esta climatología no favorece la definición de eventos extremos. Pero los sistemas que conforman estos fenómenos son complejos e indeterminados, por lo que no se pueden descartar sobre todo si se considera los efectos del cambio climático.

El estudio de las temperaturas muestra períodos muy definidos siendo las temperaturas mínimas registradas en invierno, inferiores a 0°C. Los registros de temperaturas obtenidos para el período entre 2006 y 2015 se muestran en la Figura 3.4 en la que se representan las temperaturas máximas, medias y mínimas.

Figura 3.6-: Temperatura máxima, media y mínima en el período 2006-2015

Los patrones físico-químicos, la hidrogeomorfología y los ecosistemas existentes son similares en toda la cuenca y conforman la organización territorial donde se distribuye la población.

3.3.2 Marco político-legislativo

Las competencias municipales de la depuración están estipuladas en el artículo 42 de la Ley 7/1999 de la Administración Local Aragonesa. Son las entidades locales las que deciden por delegar el ejercicio de sus competencias sobre abastecimiento, saneamiento y depuración a la Comunidad Autónoma en base al artículo 8.3 de la Ley 6/2001 de Participación y Gestión del Agua en Aragón.

Esta Ley dispone la creación del Instituto Aragonés del Agua, (IAA). Se trata de un Organismo Autónomo adscrito a la Consejería de Medio Ambiente. Su principal objetivo es atender a los municipios donde los responsables de los servicios no disponen de capacidad para resolver el problema de tratamiento de aguas residuales.

La Ley 237/2003 creó la empresa pública Sociedad de Desarrollo Medioambiental de Aragón S.A (SODEMASA). Las áreas de actividad de esta empresa son la construcción de infraestructuras de abastecimiento y saneamiento, la explotación de EDAR, y la gestión del impuesto sobre la Contaminación de las Aguas, tributo autonómico para la divulgación y sensibilización del uso eficiente del agua.

Ante este panorama, son dos las líneas que pueden seguir los Ayuntamientos:

- Atender a sus competencias y actuar en consecuencia.
- Cesión de competencias al IAA.

En el año 2005, el IAA comienza a formalizar los primeros “Convenios de Colaboración” con los Ayuntamientos de algunos municipios. La ejecución de estos convenios establecía que en cada municipio se crearía una Comisión de Seguimiento, presidida por el Director del IAA o persona en quien delegue, el Alcalde o Concejal.

Es el objetivo de la CCAA el alcanzar a fecha 2015 los requisitos de depuración total marcados en el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración 2007-2015, basados en el cumplimiento de la Directiva 91/271/CEE, la Directiva Marco del Agua y el aumento de los niveles de reutilización. Para ello se redactó el Plan Especial de Depuración, que desarrolla el Plan Aragonés de Saneamiento y Depuración, con la adición de 171 municipios más a los iniciales. En la comunidad de Zaragoza se ha diseñado para un total de 78 municipios.

En la figura 3.7 se contemplan los presupuestos de este Plan correspondientes a los de ejecución de obra, la inversión y la explotación con un período de amortización de 20 años. El primero no incluye los impuestos específicos, mientras que los segundos son los correspondientes a la inversión, resultado de la suma de costes de ejecución de obra más la amortización con los impuestos correspondientes.

Figura 3.7-Costes previstos en el Plan Aragonés de Saneamiento y Depuración (IAA)

Se observa que la inversión es más del doble del precio de ejecución material, mientras que los costes de explotación estimados superan en casi el doble al presupuesto de ejecución materia de la instalación.

El modelo de concesión se rige por el contrato de Concesión de Obra Pública cuyo régimen jurídico se ha reformado ampliamente mediante la Ley Estatal 13/2003, por el que se concede la gestión del sistema durante un plazo de unos 20-25 años, período que superan los plazos políticos. Para este plan especial, es el propio gobierno de Aragón el que indica que asumirá los costes, que provendrán principalmente de:

- Aplicación del Principio de “Quien contamina paga”.
- El presupuesto de la Comunidad Autónoma.
- El presupuesto del Estado y los fondos de la U.E.
- La capacidad municipal.

El impuesto sobre la contaminación de las aguas es un impuesto de finalidad ecológica que tiene la naturaleza de recurso tributario de la Comunidad Autónoma, cuyo producto se afectará a la financiación de las actividades de prevención de la contaminación, saneamiento y depuración a la que se refiere la Ley 6/2001.

La tarifa diferenciará, según los distintos usos, un componente fijo y un tipo aplicable, que se establecerán en la Ley de Presupuestos de la Comunidad Autónoma. El componente fijo consistirá en una cantidad que recaerá sobre cada sujeto sometido al

impuesto y que se pagará con periodicidad. El tipo aplicable consistirá en una cantidad por metro cúbico o por unidad de contaminación, en función de la base imponible a aplicar. En los usos domésticos cuyas aguas residuales sean conducidas a una instalación de tratamiento de titularidad privada en funcionamiento, el tipo aplicable estará afectado de los siguientes coeficientes:

- Coeficiente 0,25 en las instalaciones que realicen tratamiento biológico de depuración, cuando los rendimientos de depuración obtenidos en eliminación SST y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) superen el 70% o el vertido presente concentraciones inferiores a 35 mg/l de SST y 25 mg/l de DBO₅.
- Coeficiente 0,75, en las instalaciones que realicen tratamiento biológico de depuración, cuando los rendimientos de depuración sean inferiores a los fijados.
- Coeficiente 0,75, en las instalaciones que realicen tratamiento primario de depuración.

3.4 METODOLOGÍA

Conforme la propuesta del IAA, se entiende como objetivo de la instalación depuradora:

- El cumplimiento de la legislación existente para la zona en proyección.
- La provisión de un suministro estable para el mantenimiento y la explotación durante la totalidad del ciclo de vida de la instalación.
- La ejecución a unos costos económicos, sociales y ambientales mínimos

A partir del análisis del ciclo de proyecto de la Planta Depuradora de Fabara, se pretende confirmar que ésta cumple estas premisas. Con el cuidado en todas las etapas del proyecto, aceptando tanto sus ventajas como sus inconvenientes, se estudia la idoneidad de las tecnologías “no convencionales” para las plantas depuradoras en poblaciones menores de 2000 habitantes.

Seleccionada la instalación, se iniciaron varias líneas de estudio y propuestas metodológicas para la definición de este trabajo.

Inicialmente, se planteó realizar la comparativa de funcionamiento con otra instalación de tipología convencional, pero se presentaban los siguientes inconvenientes:

- Hasta la fecha, ninguna de las instalaciones convencionales previstas para la zona se ha puesto en funcionamiento. La búsqueda de una segunda instalación supone alejarse de la cuenca de estudio y de sus características específicas.
- Cada agua residual influente tiene unas características y un patrón específico condicionado por la población. Además dependiendo de la tipología de la red de alcantarillado y de sus características constructivas, se condicionan las características del agua influente a la instalación.
- La planificación de la toma de muestras es autónoma para cada instalación, lo que dificultaría también la comparativa.
- La cinética de los procesos biológicos que tienen lugar en la instalación, dependerá de la climatología. En las instalaciones convencionales, donde la diversidad de organismos y su cinética está controlada, se solventa a partir de la energía que interviene en el proceso. Sin embargo, en las tecnologías no convencionales la influencia de las condiciones climatológicas varía en función de la biocenosis existente, que presenta gran diversidad y por tanto una variada multitud de reacciones

Finalmente se opta por realizar un análisis sistémico de la totalidad del ciclo de proyecto centrado en la depuradora de Fabara, en el sentido de verificar que se cumplen los rendimientos de funcionamiento óptimos de forma económica, social y medioambientalmente responsable. Para ello se realiza:

- Análisis del ciclo del proyecto tomando como punto de partida el análisis de detección de necesidades que originan las soluciones propuestas. La toma de decisiones confirman el futuro ciclo de vida de la instalación, y por tanto el éxito o fracaso en el cumplimiento de los objetivos, y por tanto, de la tecnología. (Nokes y Greenwood, 2006).
- Evaluación integral del proceso. El seguimiento del funcionamiento realizando la toma de muestras y el análisis de muestras, controles de explotación y mantenimiento cuyos datos se presentan en el apartado de resultados. El objetivo es confirmar la idoneidad de la propuesta tecnológica y las posibles mejoras.
- Análisis de sostenibilidad con dimensión multisectorial. La apuesta tecnológica se verifica como punto de partida para la mejora de las oportunidades económicas, las condiciones sociales, de salud y medio ambiente (Mihelcic *et al.*, 2003).

- A partir del análisis del desarrollo e implementación de esta tipología de alternativas durante los últimos años, se comprueba si existen avances hacia una transición en el modelo tecnológico de los planes desarrollados.

3.4.1 Recuperación del histórico del ciclo de vida de la instalación FHS de Fabara

La reconstrucción del histórico del ciclo de vida de esta tipología de humedal ha facilitado el análisis inicial. La información ha sido en parte facilitada por el Ayuntamiento de Fabara, y por varias vías: entrevistas, visita a la instalación así como acceso a la información y documentación disponible en el Ayuntamiento de la localidad. Se trata de un ejercicio de transparencia por parte del Consistorio.

Se mantuvieron conversaciones informales con la población, se observó la satisfacción por la infraestructura construida, curiosamente es un lugar más de visita turística del pueblo. Se planteó la posibilidad de realizar entrevistas a la población con respecto a la instalación, recuperando lo que supuso este proceso, como lo que constituye en la actualidad.

3.4.2 Recopilación de la información relacionada con el funcionamiento de la instalación

a) Toma de muestras

La legislación obliga a la toma de muestras periódica de los valores efluentes para valorar el cumplimiento de los vertidos de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales. Para el estudio objeto de esta memoria, se ha procedido al análisis de los datos obtenidos en los muestreos realizados desde el año 2006 hasta la actualidad en la instalación. Los puntos como los procedimientos de muestreos, la frecuencia y duración de los mismos se han configurado conforme la legislación vigente.

Para caracterizar las aguas residuales se ha empleado un conjunto de parámetros que sirven para cuantificar los contaminantes típicos. La normativa vigente durante el período de recogida de datos está basada en un muestreo representativo del volumen de vertido sobre el que se realizan las determinaciones de los parámetros siendo los de uso más habitual para esta instalación, y aquí empleados, los siguientes:

- *Sólidos en suspensión*: sólidos que no pasan a través de una membrana filtrante de un tamaño determinado (0,45 micras). Dentro de los sólidos en suspensión se encuentran los sólidos sedimentables (que decantan por su propio peso) y los no sedimentables.
- *Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO₅)*: cantidad de oxígeno (mg/l), necesaria para oxidar biológicamente los componentes de las aguas residuales. En el transcurso de los cinco días de duración del ensayo, se consume aproximadamente el 70% de las sustancias biodegradables.
- *Demanda Química de Oxígeno (DQO)*: cantidad de oxígeno (mg/l) necesaria para oxidar los componentes del agua recurriendo a reacciones químicas.

Los métodos analíticos empleados para la caracterización de las muestras recogidos por el *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WPCF, 2000), son coincidentes con los presentados en la legislación vigente. Estos se resumen en la tabla 3.4.

Tabla 3.4- Parámetros analizados y métodos de referencia

PARAMETRO	DESCRIPCION	UNIDADES	REFERENCIA
Temperatura	Termometría	° C	S.M. 2550 B
PH	Electrometría		S.M. 4500 H+ B
Conductividad	Electrometría	µS/cm	S.M. 2510 B
Oxígeno disuelto	Electrometría	mg/l	S.M. 4500-O G
Sólidos en suspensión	Residuo no filtrable a 0,45 mm, secado a 103-105 °C.	mg/l	S.M. 2540 D
DBO ₅	Determinación electrométrica de O ₂ disuelto antes y después de incubación de 5 días a 20±1 °C, en la oscuridad.	mg/l	S.M. 5210 B
DQO	Método del dicromato potásico, reflujo cerrado y valoración titulométrica.	mg/l	S.M. 5220 C
N amoniacal	Electrometría	mg/l	S.M. 4500-NH ₃ G
N nítrico	Electrodo Selectivo	mg/l	S.M. 4500 NO ₃ C
NTK	Macro-kjeldhal	mg/l	S.M. 4500-N B
Fósforo total	E.A.M. con ácido ascórbico tras digestión ácida.	mg/l	S.M. 4500-P B

S.M.: Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WPCF, 2000).

E.A.M.: Espectrofotometría de Absorción Molecular.

El criterio de cumplimiento o conformidad de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas queda establecido en función del número de muestras cuyas concentraciones y/o reducciones de porcentaje en cada uno de los parámetros pertinentes con arreglo a la normativa.

Durante el primer año de funcionamiento de la instalación es obligatorio realizar un número mínimo de muestras dependiendo del número de habitantes equivalentes para confirmar el funcionamiento de la instalación. En los años sucesivos la legislación obliga a 4 muestras/año, siempre que pueda demostrarse que el vertido durante el primer año es conforme a lo establecido en la normativa.

También depende del tamaño de la población el número de desviaciones de los parámetros admitidos. Para el caso de estudio se admiten dos desviaciones respecto al cumplimiento. Pero si una de las cuatro muestras resultara no conforme, se tomarán 12 muestras el siguiente año.

Los primeros 4 años conformaron parte de un estudio experimental de la instalación por parte del grupo de Agroenergética de la UPM y que facilitó la obtención de la patente. Estos datos han sido facilitados por este grupo y son incorporados al análisis estadístico y se presentan recopilados en el Anexo.

Durante este período se realizaron, además del número de muestras exigida por la legislación, un muestreo excepcional en otros puntos de la instalación para confirmar el funcionamiento de cada uno de los procesos de los que consta la instalación. Los puntos de muestreo elegidos son los siguientes:

- Agua bruta: es el agua de entrada a la Planta Experimental. Procede del núcleo poblacional de Fabara (Zaragoza).
- Agua de salida del tanque Imhoff: se muestrea este punto con el fin de determinar la carga real de entrada a los diferentes humedales así como evaluar el grado de eficiencia en la eliminación de contaminantes del propio tanque Imhoff.
- Agua efluente de cada una de las partes del flujo de procesos para evaluar el grado de eficiencia en la eliminación de la contaminación.
- Agua efluente final tomando una muestra de la salida del proceso.

En la Figura 3.8 se representa el detalle de la configuración de la instalación y los puntos donde se realizará la toma de muestras.

Posteriormente, a partir del año 2010, fue el Ayuntamiento quien continuó con la toma de muestras. Además de la muestra exigida por la legislación en el punto de vertido o salida (6), se mantuvo el punto de muestreo a la entrada de la instalación (1).

Los datos de los diferentes muestreos realizados nos han sido facilitados, hecho que agradecemos porque ha permitido ampliar el análisis realizado en este trabajo:

Figura 3.8-Puntos de muestreo para el FHS de Fabara (Zaragoza).

La relación entre distintos parámetros de medida de la materia orgánica tales como DQO y DBO₅ nos da idea de la proporción de materia orgánica biodegradable que contiene el agua residual. Normalmente se asume la siguiente relación (Hernández, 1995).

- ♦ $DBO_5/DQO \geq 0,4 \Rightarrow$ se corresponde con aguas residuales muy biodegradables
- ♦ DBO_5/DQO está entre 0,2 y 0,4 $\Rightarrow$ se corresponde con aguas residuales biodegradables
- ♦ $DBO_5/DQO \leq 0,2 \Rightarrow$ indica que las aguas residuales son poco biodegradables

Algunos valores de esta relación recogidos en la bibliografía se exponen en la Tabla 3.5 (Crites, 1998; Metcalf, 1991; Kadlec, 2009).

Tabla3.5-Valores de la relación DBO₅/DQO

	DBO ₅ /DQO
Crites (1998)	
Agua bruta	0,3-0,8
Agua residual después de tratamiento primario	0,4-0,6
Metcalf (2002)	
Agua bruta	0,4-0,8
Kadlec (2009)	
Efluente humedal (Missouri)	0,21-0,23
Efluente humedal (Arizona)	0,05-0,06
Efluente humedal (Michigan)	0,05

b) Parámetros de control

Las unidades que conforman los sistemas de depuración se diseñan en función de parámetros de control hidráulico: los valores de caudal, el tiempo de retención y la carga hidráulica. Estos valores no son controlados por lo que no se dispone de suficiente información para el análisis.

c) Datos meteorológicos

La estación depuradora no cuenta con estación meteorológica.

Se localizan las estaciones de la Agencia Estatal de Meteorología del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente en la zona. El Municipio de Caspe tiene una estación automática en funcionamiento. Las características geográficas son similares a la zona que se pretende estudiar, y a excepción de 90 metros de diferencia en altitud, los datos estimados de temperatura media es de 14,6°C y 325 mm.de precipitación anual se consideran para ambas poblaciones.

Los datos disponibles para esta estación, aunque incompletos, son las temperaturas máximas y mínimas mensuales, los valores de precipitación total mensual, y el resumen mensual de la humedad de la zona. Los datos se complementan con la humedad y el viento correspondientes a la estación de Alcañiz. No se disponen datos de evaporación e insolación.

La existencia de datos *in situ* junto a un mayor rango de toma de muestra hubiese permitido contrastar el comportamiento de los sistemas de depuración con unas condiciones meteorológicas concretas. El objetivo de esta tesis no cuestiona el comportamiento de la tecnología en particular, sino que analiza su funcionamiento en relación con los resultados. Sin embargo, los datos medios disponibles facilitan información adicional para el análisis de la instalación, por lo que se consideran interesantes para este trabajo.

Estos datos se van a incorporar al análisis de los resultados para realizar otras comparativas y confirmar su incidencia. Los datos también están recogidos en el anexo.

3.5. ANÁLISIS POR ETAPAS DE LA DEPURADORA ECOLÓGICA

3.5.1 EL PROYECTO

a) Definición de necesidades

La instalación existente en el municipio consistía en un canal de recogida de aguas y transporte al punto de vertido, sin tratamiento previo. Véase la figura 3.9:

Figura 3.9- Antiguo canal de vertido en Fabara (Zaragoza).

Para el cumplimiento de la legislación vigente, era preciso el diseño y la construcción de una instalación de depuración de aguas residuales adaptada a la situación local. El funcionamiento habría de garantizarse con unos costos económicos,

sociales y ambientales mínimos, para una población con unas condiciones económicas inferiores a la media de la Comunidad y alejada de los núcleos industriales que se ha definido en el apartado 3.3.1.

La carencia plantea la necesidad de realizar un proyecto en donde se definen el conjunto de actividades que permiten transformar las necesidades en una propuesta de solución a partir de herramientas concretadas (UPV, 2005). La fase de diseño del proyecto es la fase más creativa, además de condicionante del ciclo de vida de la instalación.

La depuración está conformada por un conjunto de operaciones que dividen los procesos en etapas, alimentadas y realimentadas por flujos funcionales que condicionan la elección de los equipamientos de la instalación para el cumplimiento de reducción de determinados parámetros. Las instalaciones para la depuración de aguas presentan lazos lógicos entre los insumos previstos, las actividades planeadas y los resultados esperados.

Es en esta etapa donde se ponen en juego todas las capacidades del equipo encargado del proyecto para proponer alternativas (Nokes y Greenwood, 2005). La selección de alternativas dependerá de la capacidad y el conocimiento del proyectista para adaptarlas a las peculiaridades de la zona y condicionantes del proyecto.

Las alternativas propuestas van a condicionar los costes, que están subdivididos en inversiones y costes de operaciones, que a su vez son fijos y variables, y en esta etapa todos han de evaluarse. Las principales necesidades a cubrir durante la totalidad del ciclo de vida de la instalación son el coste, la financiación, los costes de explotación contrastados, la energía y los suministros, y las necesidades de personal en la planta.

Bien proyectado, a partir de esta fase sólo deberían quedar pendiente por resolver a posteriori aspectos técnicos poco relevantes. Los errores admisibles en el diseño no han de superar el 10% (UPV, 2005).

En este apartado se recogen los proyectos planteados para la resolución de las necesidades. Es a partir del resumen de las propuestas, la definición de sus características funcionales y estructurales, que se configurará el proceso de evaluación de la toma de decisiones.

b) Alternativa propuesta IAA

El Consistorio recibió una primera propuesta ofertada por el IAA donde se recogía la ejecución de una planta de depuración formada por un pretratamiento y un tratamiento por aireación prolongada. Este proyecto era parte de las actuaciones conjuntas planificadas en los Planes de este Organismo. Es el denominado Plan10A y lo conforman las Comarcas del Matarraña y Bajo Aragón.

Consideraciones generales

El IAA adjudicó a SODEMASA los trabajos para la Asistencia Técnica para la realización del proyecto, que se adjudicó posteriormente a IBERINSA S.A., en 2004.

La propuesta por parte de la consultora es la ejecución de una depuradora en Maella, situada aguas arriba de Fabara, que garantizara unos resultados de SS 35 mg/l , DQO 125 mg/l, DBO5 25 mg/l y unos fangos de 40% de estabilidad y sequedad un 20 %.

Para Fabara se proyecta una instalación para una población de 1800 h-eq, que sumada la industria harían un total de 2300 h-e en temporada baja, y 2500 en temporada alta. Para temporada baja se estima un caudal de 400 m³/d, que se eleva a 500 m³/d en temporada alta. El caudal de diseño es 2,5 veces el caudal medio en la temporada alta siendo éste de 14,46 L/s. El agua es elevada mediante una red de alcantarillado impulsado por un bombeo de 6 km de longitud y una altura de elevación de 33 metros: se estima un total de 6760 horas de bombeo, a una potencia de 30,39 kw con un rendimiento estimado del 70 %.

En Maella se supone una población de diseño de 4400 a 6500 h-e con unos caudales de 450-620 m³/d donde el agua es recogida por la red de saneamiento y vierte por gravedad hacia la depuradora.

La entrada a la depuradora se realiza por elevación desde pozo con un volumen útil de 12 m³, con una capacidad de elevación entre 32 y 156 m³/h. El diseño está previsto con 3+1 bombas en serie con motor de 7,4 kw con un caudal nominal de 52m³/hora.

La estación depuradora estaría formada por una línea de pretratamiento, seguida por un tratamiento biológico por aireación prolongada y una línea de fangos. En la figura 3.10 se presenta un croquis resumen sin escala de la que sería la futura planta de depuración para el municipio de Fabara.

La línea de pretratamiento estaría conformada por 2 canales de desbaste, el primero con un tamiz de finos, y el segundo con una reja manual. El agua circula hacia el

pozo de gruesos y al desarenador-desengrasador compuesto por un tanque longitudinal con clasificador, un lavador de arenas y un concentrador de grasas. Se diseñaron dos soplantes, y quince difusores, de 0,22 bar de 0,15 m³/min. La bomba de recogida de arenas con un rendimiento exigido de 26%, instalando para el vaciado un anexo a las instalaciones, como medida de emergencia en caso que la maquinaria instalada no funcione, un polipasto y la cuchara bivalva.

La línea de agua se diseñó para 2 veces el caudal medio en época seca y una línea de evacuación del caudal en exceso que se regularía mediante compuerta motorizada. El tratamiento previsto para los reactores biológicos es de tipo carrusel de 1530 m³ cada uno con tratamiento de aireación y oxidación prolongada con tiempos de retención de 48 a 60 horas, en el que se instalarán además bombas centrífugas horizontales para favorecer el flujo.

El decantador secundario consta de dos clarificadores circulares de 9 metros de diámetro con recogida y bombeo de flotantes al concentrador, para el que se calcula un tiempo de retención de 4 horas.

Figura3.10- Croquis resumen de la planta de aireación prolongada propuesta para Fabara por IAA

La instalación proyectada supondría una producción de fangos diaria de 0,8 kilogramo de fango por kilogramo de DBO₅ eliminada. Se calcula un total de producción

media diaria de fangos de 470 kilogramos. La edad del fango en el reactor biológico se ha establecido en 26 días, realizándose el proceso de nitrificación completo por los elevados tiempos de residencia. La demanda de oxígeno se calculó para un intervalo entre 1265 a 1475 kg/día con lo que se cubriría la necesidad de metabolización de DBO_5 y la respiración endógena de la materia volátil del licor mezcla.

Los fangos producidos son derivados a la línea de fangos, que se compone de recirculación de fangos a la entrada del reactor, la extracción de exceso y bombeo al espesador. Se calcula un diámetro del espesador de 5,2 metros con un tiempo de retención hidráulico variable en función de la necesidad de almacenamiento y para el que se diseñaron dos agitadores-aireadores con una dosificación entre 4 y 9 kg de polielectrolito por tonelada de materia sólida (MS). Se estima una carga másica de 150-180 kgMS/h de fangos.

La deshidratación tampoco se prevé continua por lo que ésta se realizaría por centrifugación alimentada mediante dos bombas de tornillo helicoidal. Se estima una producción de fangos de $3,3 \text{ m}^3/\text{d}$, que se almacenan en tolva hasta su evacuación en camiones.

Para evitar molestias por olores se diseñó un sistema desodorizador en las zonas de pretratamiento, deshidratación y espesamiento, y en el depósito de almacenamiento. El volumen previsto a desodorizar es de $10.000 \text{ m}^3/\text{h}$ mediante columnas de carbón activo de 2700 kg con una caja de aspiración. El carbón activo se ajusta a la composición de gases resultante de la depuradora, cuyos principales contaminantes son los sulfhídricos con una concentración de $10 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Características estructurales

La ocupación de terreno más la servidumbre de acueducto suponen unos 5 metros de ancho a lo largo de la red de impulsión. A estos 30.000 m^2 habría que sumarle las ocupaciones temporales durante la ejecución de la obra. La superficie total de parcela diseñada era de 7700 m^2 , siendo la parte ocupada por la depuradora de 4363 m^2 . Se ha calculado un requerimiento de superficie por habitante equivalente de $0.65 \text{ m}^2/\text{h-e}$, sin contar con la superficie requerida para la red de alcantarillado.

Además de las instalaciones para los procesos de depuración, hay que tener en cuenta los acondicionamientos y la construcción de viales, un edificio de control y taller, un edificio de pretratamiento y deshidratación y un edificio de recirculado y exceso de fangos.

La partida constructiva más importante presupuestada fue la obra civil. El 18,5% del presupuesto de la instalación fue acero, los acabados arquitectónicos en los edificios suponían un 6,9 % y un 6,51 % del presupuesto corresponde al hormigón para elementos verticales y horizontales. El movimiento de tierras supone casi 8.500 m³ de volumen removido.

Dado el alcance y especificidad de la obra, ésta solo es posible realizarla por una empresa clasificada como Grupo K, subgrupo 8 y categoría E. Dadas las características de la instalación, el Real Decreto 1627/1997 se exige la redacción de un Estudio de Seguridad y Salud. El tiempo de ejecución que se preveía fue de 18 meses.

Características funcionales

Los equipos e instalaciones se diseñan y explotan para alcanzar los objetivos previstos, para lo que se precisa realizar el seguimiento continuado del proceso para el buen rendimiento en cada una de las fases.

Las conexiones entre los procesos garantizan el flujo de las aguas así como el trasiego de residuos. Estos flujos son intensificados principalmente por bombeos, siendo más probables problemas como el golpe de ariete o el atranco en las bombas.

En todas las etapas intervienen una importante cantidad de equipos electromecánicos, y equipos dosificadores. El flujo del proceso está controlado por instrumentación y diferentes automatismos para el control de los niveles y las mediciones, como son la presión, la temperatura, el oxígeno disuelto, y el caudal.

Para la explotación se diseñó un centro de control con un mínimo de 2 ordenadores, uno de ellos de emergencia, y un autómata programable así como programas específicos de control.

Se proyectó un laboratorio para el control de las muestras que verifican el funcionamiento de los procesos.

El mantenimiento garantiza la conservación de los equipos e instalaciones, de la obra civil y de los servicios complementarios. La explotación, dada las características de la instalación y su complejidad, precisan del conocimiento detallado del flujo de tareas así como del control y seguimiento de la planta por parte del personal específico. El personal mínimo que garantice el funcionamiento consta de un jefe de planta, un oficial electromecánico y un operario de planta. El jefe de planta ha de implicarse además en múltiples aspectos, como la marcha técnica, económica, y administrativa de la planta.

Esta instalación no puede funcionar ni realimentarse sin suministro eléctrico, sin suministros de reactivos. La depuradora costaría un consumo energético diario de 2062 kWh/d.

El simple flujo de agua hacia la depuradora por la impulsión de alcantarillado tiene un coste anual presupuestado en el proyecto para el año 2004 es de 5232,2 euros/año, mientras que el bombeo supondría 7181 euros/año. La realimentación y funcionamiento de la línea supondría 205.241 euros/año a los precios actuales.

Todos estos procesos no son posibles sin un input financiero que movilice los recursos. Esta tarifa de explotación se divide en fija, definida en el modelo económico, y en variable, que se expresa según el volumen de agua depurada.

Estos flujos se mantienen debido a que se van facturando unos costes, tanto directos como indirectos, fijos y variables. Es en el propio estudio económico que presenta el IAA donde se garantiza a las empresas explotadoras un beneficio de un 5% anual.

c) Alternativa propuesta Junta Municipal (Fabara)

A iniciativa del propio Consistorio y de forma autónoma e independiente, se investigó sobre otras alternativas y propuestas existentes en el campo de la depuración. Se contactó con el Grupo de Agroenergética de la UPM, que redactó el proyecto para el diseño de la estación de aguas residuales de la población. Entre las alternativas estudiadas, seleccionó como idónea la propuesta que ellos mismos habían diseñado: el tratamiento de aguas residuales a partir de los Filtros de Helófitas Semisumergidas.

Consideraciones generales

La dotación diaria actual es de 150 L/hab. El proyecto plantea una instalación diseñada para 1300 h-e con un caudal diario a tratar de 195 m³/d tras la realización de los respectivos aforos. Para poblaciones con menos de 2000 h-e, la legislación únicamente exige que las aguas receptoras se ajusten a las normas de calidad ambiental previstas para el medio receptor, sin especificar ni el tipo de tratamiento ni los límites de vertido asociados.

El agua bruta es transportada por gravedad a la instalación depuradora mediante la red de alcantarillado. Se diseñó una toma de muestras de las aguas residuales en el

punto de vertido previo a la realización del proyecto, que se traduce en los siguientes valores reflejados en la tabla:

Tabla 3.6-Valores medios de los parámetros tras los análisis realizados en la instalación.

Parámetro	Media análisis	Valor estimado de salida (estudio)
pH	7.02	7.02
Conductividad	1582	
SS	1.73	0.5
STS	219	80
DBO5	255	40
DQO	279	160

La propuesta prevista únicamente considera la construcción de una línea de aguas que consta de un pretratamiento, tratamiento primario con un posterior tratamiento secundario.

El pretratamiento supone la fase inicial, donde se realiza el desbaste a partir de la separación física de los sólidos gruesos mediante una reja manual.

El tratamiento primario se diseñó a partir de un decantador digestor tipo Emscher. Consiste en una variación del tanque Imhoff, donde el cuerpo del digestor está separado de la decantación.

Tras esta primera fase, el agua circula hacia el humedal artificial conformado por FHS en serie donde se producirá la degradación de la materia orgánica disuelta y en suspensión, se reducirá la cantidad de nutrientes eutrofizantes como el nitrógeno y el fósforo, y se producirá la eliminación de microorganismos patógenos.

Figura 3.11- Croquis resumen de la depuradora ecológica de Fabara (Zaragoza).

Las helófitas semisumergidas, para este caso la enea (*Typhasp.*) forman un manto continuo de materia vegetal sobre el fondo de los canales por medio de rizomas y raíces trabadas entre sí. Este tapiz continuo funciona como aireación al intensificar los procesos de transferencia de aire desde las hojas a las raíces. Este tipo de tratamiento propuesto no prevé necesaria la ejecución de la línea de fangos para el tratamiento secundario. Forman un tapiz semisumergido por lo que protegen a las aguas de los cambios de temperatura.

Estos procesos se encuentran interconectados a partir de distintas conexiones donde las tuberías instaladas facilitan el flujo de circulación, en una tipología de proyectos en los que se facilita el flujo por gravedad. Se instalará una tubería general de desagüe que bordeará toda la planta y por la que se podrá by-pasar el agua a la salida de los distintos procesos.

Se instalarán dos líneas de tubos de exudación de polietileno de 16 mm en cada uno de los dos primeros canales para estudiar el efecto de una aireación complementaria sobre la depuración de materia orgánica y sobre la nitrificación.

Características estructurales

Se supone un requerimiento de superficie por habitante equivalente de $2.7 \text{ m}^2/\text{h-e}$, situado dentro de los parámetros de este tipo de tecnologías.

El tratamiento primario consiste en un tanque Imhoff formado por una planta rectangular con un cuerpo de sedimentación superior a $25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ donde las paredes del cuerpo decantador están formadas por dos planos que se solapan verticalmente para impedir el paso de las burbujas de gas hacia la zona de decantación, el tiempo de retención para este cuerpo se supone de 2 horas. Por debajo de este plano está la zona de digestión. Está calculado para un volumen de fango primario de 18 m^3 y fango primario y secundario de 30 m^3 . Las grasas se acumulan en la parte superior de la zona de digestión, con lo que coadyuvan a la anaerobiosis de esta zona y se van digiriendo de abajo hacia arriba.

Figura 3.12- Croquis del tanque Imhoff sin escala.

El tratamiento secundario, está provisto por un conjunto de 18 canales de cuatro metros de anchura en la parte superior, y 3.6 metros de anchura a nivel de la superficie del agua que son recorridos en serie. La profundidad de los canales será de 1 metro y la altura de agua en cada uno de ellos será 0,8 metros. Tiene una longitud total de 826 metros, siendo el volumen de la zona de los canales ocupada por el agua de 1814 m^3 . La superficie de plantación en el fondo de los canales será de 1580 m^2 . Este diseño supone unos tiempos de retención de 9.5 días.

Las plántulas de enneas se instalan en el fondo de los canales sobre unos pequeños lomos de tierras y una malla de polietileno de 100 x100 mm de luz y 3 mm de grosor. Una vez conseguido el tapiz y se ha engrosado el tallo se sube el nivel de agua y el tapiz queda en semiflotación quedando las raíces totalmente bañadas por el agua sirviendo de soporte para la flora microbiana.

La construcción asociada a este tipo de instalaciones, acondicionamiento y viales... supone mínima inversión puesto que el trabajo en el interior de la instalación puede ser realizado por personas o maquinaria de pequeño volumen. Adicionalmente y complementando la propuesta, se incluyó en la superficie una nave de almacenaje para uso del Ayuntamiento.

Las partidas presupuestarias más importantes corresponden a la excavación y a la instalación de una lámina impermeable. El acero y el hormigón se utilizan en la arqueta de pretratamiento del tanque Imhoff y en las distintas arquetas de entrada y salida de los canales.

Este sistema innova respecto a los humedales artificiales, que no tiene sustrato filtrante por lo que minimiza la carga económica proveniente de esta partida así como los costes futuros de explotación y mantenimiento al no necesitar el cambio periódico cuando se colmata. Este es uno de los principales problemas en la explotación de los humedales, por lo que la eliminación facilita la explotación del sistema. El sustrato remanente en el fondo del canal ayudaría a la fijación del fósforo y facilita la actividad de bacterias anaerobias.

Dada la sencillez de la obra, la Dirección facultativa puede ser realizada incluso por los mismos técnicos del ayuntamiento y por los albañiles municipales, durante un tiempo previsto de 3 meses. Según el Real Decreto 1627/1997 únicamente es necesaria la realización de un Estudio Básico de Seguridad y Salud

Características funcionales

Los equipos e instalaciones se diseñan y explotan para alcanzar los objetivos previstos.

La eficiencia del tratamiento dependerá de parámetros como el dimensionamiento, el tiempo de retención, el caudal y de la carga orgánica a tratar, que determinarán la cinética de remoción de la materia orgánica disuelta por los microorganismos.

Esta instalación aprovecha la energía proveniente del desnivel del terreno siendo las conexiones y los bypasses los garantes del flujo de las aguas y del trasiego de residuos, por lo que no precisa costes de realimentación. Estos flujos no son intensificados artificialmente por equipos electromecánicos, lo que disminuye las posibilidades de problemas técnicos asociados. La maquinaria biológica no precisa dosificar reactivos lo que disminuye el volumen de residuos.

Por las características de la instalación, no es preciso realizar el seguimiento continuado del proceso ni el control por instrumentación ni automatismos debido a la autorregulación de los procesos. Pero sí es importante realizar unas sencillas labores de vigilancia que aseguren el funcionamiento de cada una de las fases.

Las características de la instalación y su sencillez no precisan de conocimiento técnico ni de personal especializado durante su explotación.

El mantenimiento mínimo garantiza la conservación de los equipos e instalaciones, de la obra civil y de los servicios complementarios, estando formado por dos operarios que no precisan especialización.

Esta instalación precisa de un input financiero mínimo para su funcionamiento. El seguimiento de la marcha técnica, económica, y administrativa de la planta es mínima.

d) Análisis, evaluación de las alternativas de diseño y toma de decisiones.

Esta parte del análisis corresponde únicamente a la instalación, por lo que no se tienen en cuenta los costes de las obras de conexión y colectores.

La toma de decisiones forma parte de una estrategia o planificación que puede superar los límites económicos y que tiene sus repercusiones. El entendimiento conceptual de la tecnología y su funcionamiento facilitan las estrategias de explotación facilitando la sostenibilidad a largo plazo.

Es por tanto que el análisis de las alternativas de forma cuantitativa, se completó con factores cualitativos proyectados hacia la totalidad del ciclo de vida de la instalación.

Herramientas metodológicas para el análisis y la evaluación de alternativas están implantadas. A nivel nacional, existen metodologías específicas para la selección de sistemas de depuración a partir de índices. Un ejemplo es el desarrollado por Aguas de Galicia, en la que a partir del Índice de Riesgo de Impactos (IRI) y el Índice de Capacidad de Acogida (ICA). El primero de ellos emplea la metodología de elaboración de estudios de impacto ambiental en función de la población y el número de habitantes para integrar la

influencia de cada vertido sobre los factores ambientales identificados. A partir de esta primera identificación y seleccionadas ciertas propuestas, con ayuda del ICA y basado en factores que afectan al funcionamiento de la instalación, se proponen ciertas alternativas.

La Agencia Catalana del Agua (ACA) utiliza un modelo similar basado en un sistema de reglas que se desarrolla en dos partes. La primera se encarga de seleccionar el nivel de tratamiento adecuado para obtener el nivel de calidad deseado en el medio receptor a partir de la organización del conocimiento sobre el medio receptor en forma de árbol de decisión. La segunda parte se encarga de seleccionar el tratamiento más adecuado a partir de la construcción de matrices, separando la primera de ella cualitativamente los distintos tratamientos estudiados, y el segundo asocia a cada tecnología el nivel de tratamiento que alcanza. Esta tabla también combina tratamientos.

A continuación se resumen tanto los factores como las repercusiones cuantitativas condicionantes en la elección e implantación de la tecnología:

- Las necesidades hidráulicas y las de carga de la instalación están condicionadas por el número de h-e. La utilización de coeficientes de seguridad planifica de 1300h-e a 2500. Sin embargo, el análisis estadístico confirma que en los últimos 15 años el número de personas en el pueblo se han mantenido. Los problemas en la instalación surgen cuando la población es menor a la considerada de diseño y el caudal que llega a la instalación es mínimo, condiciones insuficientes para mantener activa la biomasa bacteriana en las unidades de tratamiento de tipo biológico. Otro momento crítico es la entrada en funcionamiento en el momento que la población crece.
- Es el medio receptor el que condiciona la calidad de las aguas de los vertidos y determina la necesidad de rendimiento de los procesos de depuración. Se está en un cauce bastante naturalizado con vegetación de ribera que continúa con la capacidad autodepuradora y amortigua las puntas. La presencia de ciertos nutrientes facilita el desarrollo de vegetación en los cauces.
- Los costes, tanto directos como indirectos están condicionados por la elección de la tecnología desde la fase de diseño. Esta elección también condiciona la fase de construcción tanto por la envergadura de la instalación como por el personal necesario y los plazos de ejecución. Los impactos ambientales de la etapa de construcción suponen un 5% de la totalidad de los impactos ambientales (Emmerson et al., 1995)

- El flujo de los procesos se diseña tanto en función de las necesidades hidráulicas como de los rendimientos de eliminación deseados. La intensificación de los procesos a partir de inputs inciden directamente sobre los parámetros como son el tiempo de retención y los balances de sólidos.

- El principal input es el consumo energético en su ciclo de vida (Muga y Mihelcic 2007), corresponde principalmente a la parte operacional, que supone un 95%, en comparación con la construcción y su posterior demolición (Emmerson *et al.*, 1995). El término fijo de potencia contratada (kw) como el precio del kW son dependientes de los mercados. En muchas instalaciones estos gastos copan el 30% del presupuesto. El simple hecho de conectarse ya supone una dependencia y sobrecarga para el presupuesto.
- Un porcentaje similar del presupuesto está condicionado por los suministros, aumentando la dependencia.

El coste para la totalidad de su ciclo de vida por habitante equivalente supone se resume en la tabla 3.7:

Tabla 3.7- Comparativo resumen de costes de la instalación entre propuestas.

	Propuesta IAA: tecnología convencional	Propuesta Ayuntamiento: FHS
Coste implantación por h-e	1430 €	176 €
Coste explotación y mantenimiento por h-e/año	127 €	10 €

Figura 3.13- Gráfica de análisis de costes entre ambas alternativas tecnológicas.

El análisis se ha realizado en condiciones idóneas de funcionamiento, pero hay que tener en cuenta la posibilidad de aumento de costes debido tanto a los rendimientos de los equipos como al deterioro por la explotación.

Cualitativamente, conceptos como sustentabilidad están relacionados con el espacio disponible y cómo es utilizado, con el control de los procesos que condicionan la instalación y con la problemática asociada a las distintas fases del ciclo de proyecto. A continuación se recopilan algunos condicionantes:

- Entre las alternativas presentadas se plantea la novedad que la tecnología no convencional propuesta no está recogida dentro de las categorías habituales. El FHS se trata de una nueva propuesta en fase de experimentación a escala real, que le proporciona un valor adicional al tender lazos de cooperación entre la Universidad y las Instituciones, entre el conocimiento y los medios.
- La tramitación administrativa se complica principalmente a medida que aumenta el tamaño, el coste y el impacto de la instalación. Se comparan junto con los plazos de puesta en marcha ampliando la envergadura del análisis:

Tabla 3.8-Valores resumen de costes de la instalación entre ambas propuestas.

	Propuesta IAA: tecnología convencional	Propuesta Ayuntamiento: FHS
Plazo de ejecución	18 meses	3 meses
Plazo puesta en marcha	15 días	12 meses
Total	19 meses	15 meses

- Las instalaciones con menor subdivisión de procesos, menor mecanización de estos, y una mayor sencillez constructiva, minimizan el porcentaje de penalizaciones por error de las etapas, y por tanto, los riesgos. Cualquier toma de decisiones, supone unos riesgos que pueden ser minimizados o gestionados pero nunca eliminados. Estos suelen ser proporcionales a las dimensiones así como a la dificultad de la instalación.
- La sencillez de procesos la transforma en más amable y cercana. Ya solo en la definición se visibilizan las sinergias entre la instalación con su entorno social y ambiental. La tecnología podría ser capaz de promover cambios en función de las características y contextos, que se hacen más visibles cuanto más pequeña es la aglomeración. La integración social y cultural además de ambiental y paisajística facilitarán tanto la aceptación como el cuidado.

El consistorio se decidió por implantar la nueva tecnología todavía en experimentación aun asumiendo los riesgos que supone, que se resumen en los siguientes puntos:

- El diseño a nivel micro, municipaliza tanto el control como la gestión. La conservación y mantenimiento es asumido por el Consistorio en todo su ciclo de vida, y su consiguiente responsabilidad.
- El concepto seguridad es un concepto numérico subjetivo pero puede exceder los límites del proyecto y suponer un riesgo para la explotación de la instalación.
- Se trata de dos tipologías constructivas completamente opuestas, del control de unos parámetros de operación determinados a un sistema donde el proceso es autorregulado por la propia biota. Una de ellas ni siquiera ha sido puesta en marcha.
- La elección sale de los círculos de tecnócratas y expertos, en las que el proceso no se maneja ni se interfiere.
- El tiempo y el espacio no son variables del proyecto en las que interferir: el espacio disponible gestiona los tiempos.
- Mientras que el proyecto con tecnologías convencionales disponen de un estudio económico que garantiza una rentabilidad de la concesión del 5% a partir de la proyección de resultados, estudiado para el escenario más probable, los FHS no se cuestionan dicho estudio.
- Pese a estar alejado de los plazos políticos, el final del ciclo de vida de la instalación es una variante a tener en cuenta.
- Cooperación con la Universidad en el campo de experimentación real, en el desarrollo y avance de las investigaciones.

3.5.2 FASE DE CONSTRUCCIÓN

La decisión tomada por el Ayuntamiento para la instalación del FHS inició el Convenio de Colaboración entre ambos organismos siendo pionero de un interesante marco de fórmulas de colaboración. El detalle del proceso constructivo se realiza mediante la recopilación de documentación realizada debido a que no se pudo acceder a parte del archivo. Dada la sencillez constructiva, el jefe de obra fue el mismo Arquitecto Municipal y el equipo ejecutor estuvo formado por los mismos albañiles municipales y personal

contratado para ciertas tareas. La tramitación administrativa fue rápida debido a las características de la obra.

La programación en obra se dividió en dos fases, la primera la ejecución del FHS mientras que en la segunda se construyó el pretratamiento y el tratamiento primario. La sencillez constructiva minimiza los riesgos de la instalación y la óptima ejecución disminuye los problemas de mantenimiento futuros.

La primera etapa comenzó con la explanación en bancales y el replanteo previo a la excavación de los canales Figura 3.14. Dadas las características geográficas de la zona, los rendimientos son favorables.

Figura 3.14- Nivelación y replanteo para la construcción de la planta depuradora de Fabara (Zaragoza)

Se excavaron los 18 canales con una profundidad aproximada de 1 metro, ataluzados con dimensiones de 3,6 metros en la parte inferior 4 metros de anchura en la parte superior, con la excavación en zanja de las tuberías de enlace. El reparto en celdas permite más flexibilidad al diseño, la longitud y dimensionamiento facilitan tanto la adaptación al terreno como su construcción, siempre que el conjunto total alcance la superficie de plantación requerida.

El remate de los canales y su nivelación del 1% de pendiente para favorecer el flujo del agua es importante para el correcto funcionamiento del proceso. El geotextil y la lámina de impermeabilización se colocan a posteriori evitando las arrugas. Es importante que el confinamiento quede totalmente estanco, por lo que la ejecución de la soldadura de las distintas piezas, la colocación de las bridas y contrabridas de las tuberías, minimizará las afecciones por filtraciones o pérdidas del proceso. Se adjuntan fotografías Figuras 3.15 y 3.16 de esta etapa, donde se observan la coronación de los taludes de

confinamiento más elevadas que el terreno circundante con forma de bordillo para evitar el arrastre de materiales al interior de los canales por la lluvia.

Figura 3.15- Excavación de los canales de la planta depuradora de Fabara (Zaragoza)

Figura 3.16- Impermeabilización de los canales de la planta depuradora de Fabara (Zaragoza)

Sobre el fondo de los canales se colocó una malla de polietileno de 100x100 mm de luz fijada sobre los laterales por cuerdas de polietileno cada 10 metros y sobre los extremos al borde de la tierra. Se formarán pequeños lomos de tierra vegetal de 6x6 cm separados 0.25 metros, se procedió a llenar parcialmente los canales y a realizar la plantación. Se calcularon un total de 35712 plántulas de eneas, puesto que el proyecto aconseja la instalación de 10 plantas por metro cuadrado de superficie. Las plantas se fijan al sistema por un flotador, un lastre y un dispositivo de enganche a los soportes lineales que recorren los canales y mantienen las plantas separadas como se observa en las siguientes figuras 3.17 y 3.18. La ausencia de sustrato filtrante supone una disminución del coste de adquisición de materiales como su instalación.

Figura 3.17- Instalación de las plántulas y su fijación para la finalización del FHS de la planta depuradora de Fabara (Zaragoza)

Figura 3.18- Plantulas instaladas y fijadas la finalización del FHS de la planta depuradora de Fabara (Zaragoza)

Se realizaron las conexión de los tubos y piezas especiales para favorecer el flujo de agua mientras que las plántulas crecían. Los canales se llenan parcialmente mientras que las plantas van creciendo.

Es importante tener en cuenta en la plantación:

- Distribuir perfectamente la vegetación tanto en horizontal con la espesura predefinida, como en vertical según los estratos también predeterminado
- Se ha de realizar la distribución de forma heterogénea y diversa, de manera que se favorezca la mayor ocupación del espacio en el agua, en el suelo y en el aire.
- Adecuada nivelación en vertical y en horizontal para que las aguas residuales aportadas puedan circular de la forma prevista teniendo en cuenta las sombras.
- Seguimiento del nivel de espesura de los tramos de sistemas radicales, de forma que el agua a tratar no llegue a verse estancada.

La novedad respecto a los humedales es que no precisa de sustrato filtrante, lo que permite el ahorro de costes en esta etapa, sobre todo en zonas donde los sustratos apropiados tienen que ser importados. Esta característica constructiva facilita el futuro mantenimiento de las instalación, puesto que no se precisa su sustitución ni nuevos aportes en el tiempo.

La estabilización de la instalación se extiende a lo largo de un ciclo vegetativo. Para favorecer su rápido crecimiento se ha de cuidar y eliminar toda vegetación espontanea que pueda aparecer, evitando así la competencia entre especies, por lo menos durante la etapa más frágil del proceso. Mientras se desarrollaba la vegetación del FHS, se comenzó la ejecución de las obras estructurales finales del pretratamiento y del tanque Imhoff.

Figura 3.19- Ejecución del tanque Imhoff y la finalización del FHS de la planta depuradora de Fabara (Zaragoza)

Figura 3.20- Detalle del tanque Imhoff finalizado en la planta depuradora de Fabara (Zaragoza)

a)

b)

Figura 3.21- Detalles de las arquetas de la planta depuradora de Fabara (Zaragoza).

a) Detalle de la entrada al tanque Imhoff

b) Detalle de la arqueta de distribución del flujo.

Figura 3.22- Detalles del FHS: desarrollo de las plántulas desde diferente perspectiva en la depuradora de Fabara (Zaragoza).

Mientras las plántulas crecían y se desarrollaban, la red soporte instalada comienza a estabilizar la instalación de enneas, flotando sobre las propias raíces y en donde se desarrollará la biopelícula. Poco a poco se fue aumentando la inundación de la zona hasta su flotación y son las raíces y rizomas los encargados de la transformación y degradación de la mayoría de los contaminantes presentes en las aguas residuales, captando los nutrientes que precisan para su propio desarrollo.

Como complemento al proyecto se diseñaron unos canales de poca profundidad, que además de su carácter ornamental, en la propuesta van a ser considerados como un tratamiento terciario y en este trabajo se estudia su aportación al proceso.

Figura 3.23- Detalles de los canales adicionales al FHS de la depuradora de Fabara (Zaragoza).

Figura 3.24- Detalles de los canales adicionales al FHS hacia el punto de vertido de la depuradora de Fabara (Zaragoza).

Figura 3.25- Detalle del punto de vertido de la depuradora de Fabara (Zaragoza).

3.5.3 FASE DE PUESTA EN MARCHA Y PRODUCCIÓN

A la par que se finalizaban las obras de construcción, la entrega y la puesta en marcha de la instalación avanzaban de forma pareja puesto que todas estas etapas se fueron integrando durante la fase anterior. Desde el primer momento de su puesta en operación comienzan su función depuradora, basada inicialmente en procesos de filtración a través del mismo sustrato y se irá desarrollando la biomasa bacteriana en los procesos biológicos de degradación de los contaminantes, a la vez que las plantas irán captando los nutrientes que precisan para su desarrollo.

Figura 3.26- *Perspectiva de la depuradora de Fabara (Zaragoza).*

Pese a que cada sistema, dependiendo de su diseño, tendrá unas condiciones particulares para su puesta en marcha, en general como mínimo para la puesta oficial en servicio de la instalación se procederá a realizar la:

- Comprobación del correcto funcionamiento de todos los elementos integrantes del proceso.
- Comprobación de la estanqueidad de los recintos que contienen los sustratos filtrantes y las plantas.
- Comprobación de la adecuada alimentación a los humedales que se iniciará una vez finalizada la plantación, para favorecer su crecimiento.

Oficialmente se considera que es aproximadamente al año, cuando la instalación está al 100 % de su actividad. En este caso, la primera toma de muestras oficial se realiza en marzo de 2007, pero no es hasta junio de 2007 cuando la instalación comienza a cumplir los rendimientos previstos de reducción de contaminantes y por tanto los datos obtenidos comienzan a considerarse para el apartado de resultados.

Desde su puesta en funcionamiento se ha de implementar la correcta realización de las actividades complementarias entre sí, que son más fáciles dependiendo de las características de la instalación: mantenimiento y conservación de equipos e instalaciones, explotación, y adecuado control y seguimiento de la marcha técnica, económica, administrativa y del resto de aspectos generales de la planta. Dada la tipología de la instalación, esta fase no requiere de especialización. Pero siempre es necesario tomar las medidas de seguridad y salud así como prevención de riesgos laborales mínimas pese a sencillez constructiva y de explotación.

A continuación se resumen las tareas que se realizan en el proceso de explotación y mantenimiento:

- Visita de los operarios de la instalación, visita que realizan diariamente durante un par de horas aproximadamente.
- Labores de seguimiento: controles internos y externos
 - Toma de muestras periódica de las aguas, influentes y de las aguas depuradas que se evacúan, por parte de un Laboratorio contratado.
- Labores de mantenimiento: conservar los equipos e instalaciones en las mejores condiciones para minimizar el impacto que producen estas instalaciones.
 - Buen cuidado de la ornamentación vegetal ajena a la depuradora que hay en la instalación.
 - Inspección visual de control y mantenimiento de equipos, obra civil, impermeabilizaciones y conducciones.
 - Control del cerramiento
 - Control de roedores, insectos...
- Labores de explotación:
 - Comprobar el funcionamiento de los sistemas de alimentación/distribución. Limpieza periódica de los canales y extraordinaria cuando se detecten sedimentaciones en el fondo de los canales de distribución o arquetas, procediendo a su limpieza y extracción para el envío a vertedero
 - Se limpiarán las rejillas de desbaste y se procederá a la retirada de los residuos.

- Comprobación del funcionamiento del tanque donde los fangos acumulados se retirarán periódicamente.
- Siega anual tras finalizar el ciclo vegetativo de las plantas y evacuación de la biomasa vegetal para evitar su descomposición y liberación de nutrientes. Poda 2-3 veces al año dependiendo de su crecimiento, que para esta instalación se realiza a finales de mayo.
- La retirada periódica de la vegetación de los humedales evita que el nitrógeno, a través de procesos de degradación de la biomasa vegetal, afecte al sistema.
- Control de plagas que afecten a las enneas.
- Aparición de mosquitos que tienden a desarrollarse en aguas someras o en los márgenes. Se recomienda que los márgenes estén inclinados y desprovistos de mucha vegetación así como que ésta se encuentre lo suficientemente dispersa para permitir el desarrollo de organismos depredadores de las larvas de mosquito.
- Cuidado y conservación estética del paisaje.

Los costes de explotación están suponiendo actualmente 13.000 euros al año, siendo la partida mayor la correspondiente al personal. Se trata de gastos fijos en los que se incluye el vaciado anual del tanque Imhoff y el coste de los laboratorios. Pese a que se precisa un input financiero, en comparación con los procesos de tecnologías convencionales es mínimo así como los impactos y beneficios superan los límites del proyecto

La puesta en marcha de la instalación requiere de los correspondientes permisos y licencias para su funcionamiento. Se abre la vía de comunicación con Administraciones de la CCAA y los Organismos de cuenca. Los trámites que autorizan el funcionamiento de la instalación corresponden al Expediente de Actividad, para el que es necesario disponer de la correspondiente Autorización de Vertido de las Aguas residuales. Es en esta fase donde la toma de decisiones en el ámbito municipal a las Administraciones Regionales.

El expediente de actividad ha de ser tramitado por Instituto Aragonés de Gestión Ambiental (INAGA) e indica la conformidad e idoneidad de la instalación, el cual es necesario para la realización de trámites posteriores. Con fecha 22 de julio de 2007 sale a información pública la solicitud del expediente de actividad. No es hasta 2010 que este

expediente se resuelve con una primera Autorización temporal, y es en el 2015 cuando se obtiene la Autorización definitiva.

Durante ese período, la actividad de la instalación no ha sido reconocida por las Administraciones regionales. De hecho, el IAEST dependiente del Gobierno de Aragón no incluye la instalación de aguas residuales de Fabara como planta depuradora en su estadística de 2014, pese a estar construida desde 2006 y autorizado su vertido desde 2010 por los procedimientos establecidos (Nº expediente en el INAGA/500201/01/2008/132132). La propuesta sigue sin ser considerada como alternativa por las autoridades regionales.

4. RESULTADOS

En este apartado se exponen los resultados obtenidos tras el análisis de los datos de explotación recogidos en la investigación, así como la discusión e interpretación de los mismos de estas dos nuevas propuestas tecnológicas. Se presentarán de forma separada los resultados obtenidos en el análisis de la propuesta tecnológica del IEP (Nicaragua) como de la Depuradora Ecológica de Fabara (Zaragoza).

Los datos de esta etapa tienen diferente origen y pese a seguir una línea similar de tratamiento, cada uno presenta ciertos condicionantes. En todo caso se ha presentado desde un enfoque multisectorial.

El Inodoro Ecológico Popular, la documentación realizada por el Consorcio conformado por el Programa de Estudios Nacionales y Servicios Ambientales de la Universidad Nacional de Ingeniería (PIENSA-UNI) y la firma consultora ENSOME, fue programada y solicitada a petición, acorde con los plazos y medios disponibles por el programa. Los múltiples Organismos intervinientes facilitaron la obtención de información adicional.

La información en la Planta Depuradora de Fabara fue facilitada tanto por el Consistorio como la propia Universidad y son los recogidos en su totalidad en el Anexo III. Se dispone de datos para los parámetros de estudio desde el año 2007. El mínimo ciclo de vida para el que se diseña cualquier instalación es de 20 años, se dispone de datos que alcanzan un tercio del ciclo de vida, período representativo de un patrón de funcionamiento que garantizaría la aptitud de la tecnología.

Los datos recopilados fueron convenientemente revisados y tras eliminar los posibles errores e incongruencias, se ha procedido al análisis de los resultados.

Por el carácter multidisciplinar de las instalaciones y para una más clara exposición, los resultados y conclusiones obtenidos se clasificarán en propios de la misma instalación, también denominados intrínsecos, y los ajenos o extrínsecos a la instalación que se resumen en la Figura 4.1.

Los resultados extrínsecos son los ajenos a la instalación, son los que garantizan la sostenibilidad en el tiempo de la misma, y de los distintos contextos se podrían obtener:

- Resultados económicos.
- Resultados ambientales.

- Resultados sociales.
- Resultados político-cultural.

Figura 4.1- Esquema de la relación entre las características intrínsecas y extrínsecas y uso de la tecnología (Cendra, 2009).

Pese a que están claramente diferenciados, en la realidad los diferentes contextos se entrelazan, y lo mismo sucede con la presentación de estos resultados. Separar con límites tan claros precisa de la utilización de los indicadores.

Los resultados relativos al IEP se dividen en cuatro bloques que confirman la sencillez de la infraestructura:

- En primer lugar se detallan los valores obtenidos en la caracterización del influente.
- A continuación se presenta un resumen de la primera parte de la instalación, concretamente de la tubería de arrastre donde se realiza el ensayo hidráulico para verificar su funcionamiento.
- En tercer lugar, se analiza el comportamiento del tanque digestor de forma individualizada.
- Seguidamente, se analiza el comportamiento de la tubería de infiltración. Para finalizar se analiza el comportamiento de la totalidad de la instalación.

Una vez se han descrito las condiciones operativas, se procede a evaluar los rendimientos de eliminación de materia orgánica.

Los resultados relativos a las propias instalaciones de la Depuradora Ecológica de Fabara, se dividen a su vez en cuatro bloques:

- En primer lugar se detallan los valores obtenidos en la caracterización del influente, se evalúa su biodegradabilidad y se representan frente a las variables

climatológicas medidas *in situ* y que, sin duda, condicionan su funcionamiento y operatividad.

- A continuación se presenta un resumen del comportamiento del tratamiento primario (tanque Imhoff), describiendo sus condiciones operativas, analizando su rendimiento en la eliminación de materia orgánica en suspensión y de nutrientes en una de las muestras.
- En tercer lugar, se analiza el comportamiento de los Filtros de Helófitas Semi-sumergidas de forma individualizada.
- En cuarto y último lugar, se analiza el comportamiento de la totalidad de la instalación. Como se han descrito las condiciones operativas, se procede a evaluar los rendimientos de eliminación de los distintos parámetros y se evalúa el cumplimiento de la normativa de vertidos.

4.1 RESULTADOS IEP

4.1.1 Tubería de arrastre

Previo al análisis de esta parte de la infraestructura, se estudia el uso y la cantidad de agua utilizada para el arrastre hidráulico. El diseño de la infraestructura sin sifón permite una disminución del volumen de agua necesaria para el arrastre. El agua tiene un importante impacto socio-ambiental, puesto que la reducción del consumo además de disminuir la presión sobre los recursos hídricos, disminuye la carga diaria de tareas de la mujer al ser ésta la responsable del suministro, por no disponer los baños de instalaciones de distribución de agua. El sifón está diseñado para evitar el retorno de olores, por lo que su eliminación podría ser una incomodidad para los usuarios.

Figura 4.2- Cantidad de agua utilizada por los usuarios tras el uso del IEP. Fuente: Encuesta Social IEP)

La bibliografía recomienda la utilización de menos de 1,5 litros de agua. Sin embargo, a partir de encuestas, se observa que el 75% de la población utiliza más 1,5 litros, como se observa en la figura 4.2.

Un volumen mayor de agua para limpiar la taza genera indudablemente mayores caudales que llegan al tanque digestor, aumentando la velocidad en el interior de la tubería de descarga.

Se planifica la modelización de esta tubería en laboratorio para verificar su funcionamiento. La instalación piloto está conformada por una tubería de PVC de 75 mm de diámetro y de longitud 1,5 metros que es fijada con distintas pendientes a un medio soporte, como se representa en la figura 4.3:

Figura 4.3- Tubería de descarga y medio soporte (ENSOME-piensa).

A partir del vertido de diferentes caudales de agua y con pendientes de la tubería entre 0,5%, 1%, 2%, 3% y 5%, para abarcar todas las posibilidades, se realizó el cálculo de las velocidades alcanzadas. Se concluye que en el interior de la tubería de descarga del IEP el agua fluye a velocidades de alrededor de 1,0 m/s para realizar la autolimpieza de las tuberías, valores superior a los 0,3 m/s y 0,5 m/s recomendados en las diferentes normas de alcantarillado sanitario, siendo el referente para este caso la Normativa de Redes de Alcantarillado Simplificado, desarrollada por el Ministerio de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente (MDU) del Brasil.

4.1.2 Tanque digestor

La tubería de arrastre descarga en un barril diseñado para su funcionamiento como tanque digestor. Los caudales recibidos con la materia orgánica son retenidos con el objetivo de que tenga lugar la digestión de estos. Se estima un tiempo de retención hidráulico amplio, entre dos y treinta y dos días. El control sobre este parámetro es difícil debido principalmente:

- la variabilidad de usos observados por familia como el volumen de agua utilizado para la descarga, que varía 1 y 5 litros.
- Funcionamiento con flujo discontinuo y variable, lo que dificulta el conocimiento de funcionamiento y dificulta la posibilidad de conocer los cortocircuitos.
- Esta variabilidad no permite establecer un tiempo típico de retención hidráulico
- Se desconoce el funcionamiento en la sedimentación de lodos, por lo que no es posible establecer los tiempos de retención de lodos en el digestor.

Dada la dificultad de establecer similitudes entre el funcionamiento teórico de esta fase del tratamiento como el funcionamiento real, se diseña y define un protocolo para la toma de muestras en el interior del tanque. Con objetivo de extraer una muestra de material del fondo del barril y otra de la mitad de la altura del barril, así como una columna del material contenido en el barril se diseñaron dos muestreadores adaptados al hueco que deja el tubo de aireación:

- Platina a la que se le adosó un soporte en el extremo para sostener un vaso cilíndrico de vidrio.
- Platina a la cual se le adhirió una manguera plástica transparente y varilla de hierro.

Aunque ambos diseños cumplieran las condiciones del diámetro que permitía su introducción a través de la tubería de aireación, por la forma en que se instala el barril del IEP, solo fue posible utilizar el segundo de ellos.

En el proceso de toma de muestras se observaron las siguientes dificultades:

- El registro exterior ejecutado para el acceso al tanque presenta dificultades en su apertura, y en muchos casos se rompe al intentarlo.
- Por el método constructivo, se presentan múltiples dificultades en el acceso al barril para las labores de mantenimiento y monitorización, como medir el nivel de llenado, realizar la toma de muestras y labores planificadas de la gestión de lodos.

- El tubo de aireación es frágil, por lo que dificulta su manipulación.

También se diseñó la toma de muestras del material efluente, el cual se esperaba fuera una muestra líquida encontrada en el tubo de infiltración próxima a la salida del barril mientras comenzaba a ser procesada. En la visita de campo se observó que esto no era posible por lo que se realizó la toma de muestras del líquido que salía del barril por el tubo de infiltración cuando se vertía agua en la taza del IEP.

Las muestras se guardaron en envases plásticos, debidamente rotulados, con el objeto de la determinación de los valores de los parámetros de interés en este tipo de procesos: los sólidos totales (ST), los sólidos volátiles totales (STV), DBO₅, DQO, Nitrógeno y Fósforo. Los rangos de valores resultantes presentan una gran amplitud para los diferentes resultados de la toma de muestras:

Tabla 4.1- Intervalo de valores resultantes de la toma de muestras del IEP.

	Unidad	Intervalo resultados IEP
DBO ₅	mg/L	1.300 – 18.000
DQO	mg/L	13.478 - 75.769
Nitrógeno total	mg/L	1.288 – 2.492
Fósforo total	mg/L	157,71 – 398,69
Sólidos totales	mg/L	12.741 – 63.200
Sólidos totales volátiles	mg/L	6.871 – 56.566
Coliformes fecales	NPM/100 mL	5.4 x 10 ⁶

Esta amplitud en los valores de los datos confirma que efectivamente hay actividad en el proceso, pero las mediciones tomadas in situ no permiten extraer conclusiones determinantes. Alguna actividad de estabilización de dicha materia orgánica se debe iniciar pero no se logra concluir debido al alto número de posibles condiciones de operación a la cual es sometido por los usuarios, produciéndose frecuentes fenómenos de ascensión y rebose.

No se produce la digestión y mineralización de la materia orgánica que se deposita en el barril pero sí se genera biomasa, a pesar de ser un proceso anaerobio. No se encontró lodo mineralizado característico de un digestor anaerobio.

Como indicativo de digestión de los lodos se puede utilizar la relación STV/ST, que cuanto mayor sea esta relación nos indica que más fresco es el material. Considerando que para lodos digeridos este valor es de 0,50, y los valores obtenidos se encuentran en el rango entre 0,76 y 0,89, confirma el poco grado de digestión de los lodos

Estos resultados confirman que en el barril no se producen los resultados esperados por lo que se concluye que tanto las condiciones de carga hidráulica y orgánica como la geometría del barril no son propicias para una digestión de los lodos. Dado que no funciona bajo flujo continuo y no se tiene control alguno sobre los tiempos de retención hidráulica ni sobre el tiempo de retención de lodos, no se puede estimar eficiencia de remoción de carga orgánica.

Se considera que no tiene sentido teorizar sobre los procesos que tienen lugar en el interior del barril, ya que además estos no se ajustan a lo mínimos valores de diseño en tecnologías similares.

Por otra parte la tubería de aireación es un elemento importante de la instalación puesto que condiciona el funcionamiento del proceso, pero también tiene una importante vulnerabilidad. En la totalidad de las instalaciones inspeccionadas, solo se observa la instalación de unos 15 tubos de aireación y en los que sólo dos había instalado un cedazo o malla fijada con brida para impedir la entrada de mosquitos.

4.1.3 Tubería de infiltración

La tubería de infiltración tiene la función de repartir los líquidos efluentes del tanque digester a lo largo de la zanja de infiltración y terminar de procesar los lodos que resultan del proceso, acumulando el residuo.

Esta tubería está diseñada para el transporte del agua con lodos desde el barril hacia la zanja drenante, que está conformada por un relleno de grava así como una pequeña fosa. La función del material con el cual se llena la zanja de infiltración es brindar soporte al tubo de infiltración, estabilidad a la zanja y evitar que las ranuras o agujeros del tubo estén en contacto con el material fino del suelo, lo cual puede obstruir el flujo del líquido a infiltrar. El material utilizado suele ser piedra bolón, grava gruesa o cascajo, que se suelen encontrar en la zona.

Las dimensiones del ranurado de la tubería, la pendiente de ésta y las dimensiones de la tubería aumentan el volumen de infiltración y disminuyen su velocidad, mejorando la capacidad del proceso. También facilitan la acumulación de lodos para completar el proceso de estabilización, por la aportación de oxígeno a través del material poroso.

Por la importancia para completar el proceso, se diseñó un procedimiento para la inspección tanto el tubo y la zanja de infiltración. Para ello se abrieron ventanas en la tubería para examinar su interior. Del tubo ranurado o perforado se examinó la dis-

posición de las mismas. Del líquido que se pudiera encontrar se tomarían muestras para determinar DBO₅, DQO, N_{total}, P_{total} y NMP de CF/100ml. En la zanja se tomarían las características del material soporte y la existencia de lodos así como el análisis de los suelos a diferentes profundidades para identificar, como mínimo, % humedad, % materia orgánica, presencia de patógenos, nitratos, nitritos, metales pesados y pH del suelo.

La situación supuesta al planificar el estudio fue diferente a lo encontrado en terreno al inspeccionar las 40 instalaciones. En las tablas 4.2 y 4.3 resumen el estado de los tubos de infiltración en esta etapa del proceso.

Tabla 4.2- Condición del interior del tubo de infiltración de 40 IEP Total tubos (Fuente: Encuesta Social IEP).

	Sin uso o con uso parcial	Limpios en uso	Con sedimentos	Taponeados
40	6	7	9	18
100%	15%	17.5%	22.5%	45%

Tabla 4.3- Condición del interior del tubo de infiltración del IEP según rango de pendiente (Fuente: Encuesta Social IEP).

Nº tubos medidos	> 3%	Entre 3% y 6%	Entre 6% y 9%	<9%
33	4	12	8	9
Con Obstrucción 100%	1	2	3	6

Solo fue posible medir la pendiente en un total de 33 instalaciones, en las que se observa una gran variabilidad. La inspección visual y las mediciones realizadas confirmaron que tanto los tubos de infiltración como las zanjas de infiltración no están normalizadas. Algunos casos de tubería son ranurados y en otros casos perforados. Estas observaciones confirman que no hay una estandarización.

Los sólidos se van acumulando sobre la superficie del medio soporte conformado por piedra triturada, por cascajo, por bolón, y otros materiales. En pocas localidades, se encontró material soporte de apreciables dimensiones y que cumplieran las funciones arriba descritas. Las condiciones constructivas no son las especificadas en el diseño de la instalación.

Respecto al funcionamiento de esta etapa del proceso, se observa obstrucción de estas ranuras lo cual hace que se acumulen en el interior del tubo. Esta situación

se observa tanto a lo largo del tubo como en la boca del codo colocado en el extremo final del tubo.

Figura 4.4- Estado de la tubería de infiltración tras la inspección.

Las observaciones y los análisis realizados confirman que los líquidos procedentes del tanque presentan una alta concentración de sólidos, muchos de ellos con efluentes sin clarificar.

La acumulación de sólidos dentro del tubo provoca el estrechamiento del área de flujo lo cual a su vez reduce la velocidad de circulación en la tubería provocando una sedimentación más rápida del material. Finalmente el tubo se tapona y en esas condiciones los sólidos no pueden salir del barril, condicionando el funcionamiento del resto de elementos, siendo el caso más negativo la taza rebalsada de aguas negras.

Tras observar la falta de homogeneidad en las instalaciones constructivas, y valorando la dificultad que supondría la realización de las acciones programadas como la toma de muestras, así como de análisis de los suelos y las variaciones o modificaciones que estos sufren respecto a sus condiciones originales, se procedió a la suspensión de las actividades planificadas para esta última etapa puesto que los resultados que íbamos a obtener no serían representativos.

4.1.4 Comportamiento de la instalación

El IEP ha sido diseñado para el tratamiento de las aguas residuales procedente de las viviendas individuales. El análisis por separado de las distintas partes de las que consta la infraestructura presenta deficiencias en el funcionamiento, no se cumplen los objetivos para los que fue diseñada cada una de las etapas, y por tanto, tam-

poco la instalación global. En el análisis realizado se ha tenido en cuenta la evaluación hidráulica, sanitaria, estructural y ambiental del sistema.

Los resultados presentados por separado no permiten realizar el análisis del conjunto de la instalación. La pérdida de funcionalidad tanto en el barril como en el tubo de infiltración en un periodo de tiempo aproximado de un año confirma que la instalación no funciona.

Tanto las inspecciones como las encuestas realizadas durante el proceso abren el análisis hacia motivos no solamente técnicos. Por ello, se recogen las conclusiones más relevantes recopiladas durante las encuestas y que pueden aclarar las deficiencias en el funcionamiento.

En la inspección visual de las instalaciones, y en las realizadas con más detalle, se observan diferencias con respecto al diseño original, concretamente en la calidad de los materiales proyectados con respecto a los realmente instalados y cómo se ha realizado la instalación de estos. Se desconoce los motivos de estas variaciones, si estas son debidas a las necesidad de adaptación de la infraestructura a la zona o para ahorrar en los costes de construcción o tiempos de ejecución.

Los entrevistados confirmaron que la calidad del seguimiento durante la ejecución de las instalaciones fue deficiente. Aunque en la mayoría de los proyectos hay asignado un ingeniero, no se realizó un seguimiento sistemático de los proyectos en las comunidades, dejando la responsabilidad de las obras a los albañiles. El pago era realizado, en algunos casos, por unidad sanitaria instalada, lo que repercute sobre la calidad de la instalación.

Tras la construcción, la propiedad de los sistemas recae sobre los propios usuarios, y por tanto su conservación y mantenimiento. En las encuestas realizadas, los usuarios confirmaron que recibieron capacitaciones e instrucciones para realizar las operaciones de reparación y mantenimiento del Inodoro Ecológico Popular.

El 50 % de las familias encuestadas manifestó sentirse capacitadas para realizar mantenimiento o reparaciones. Sin embargo, el 91 % de las instalaciones no se ha realizado mantenimiento desde que se recibieron.

El 80 % de las viviendas indica que desconocen cuándo se llena el digestor, siendo la mayor inquietud expresada. El principal problema manifestado ha sido la obstrucción de la tubería de descarga y de infiltración, y no se sienten capacitados a actuar. En la tabla 4.4 se resumen los resultados de las encuestas realizadas con respecto al mantenimiento de las instalaciones.

Tabla 4.4- Resumen encuesta a la población sobre el uso del IEP/TR desde que lo recibió.
(Fuente: Encuesta Social IEP)

Usan o han usado por algún tiempo en esta vivienda IEP/TR	Realizó mantenimiento o reparaciones al IEP/TR desde que lo recibió		Total	% de Sí
	Sí	No		
Si, usan desde que lo instalaron	24	275	299	86%
Si, solo lo usamos por algún tiempo	4	5	9	14%
Total	28	279	308	100%

Se observaron durante la inspección defectos en la calidad y construcción de las instalaciones que podrían confirmar los problemas de funcionamiento. El desconocimiento por parte de los usuarios de las instalaciones que disponen, dificulta la apropiación y cuidado. Apenas el 16% de los encuestados manifestó disponer de instrucciones por escrito, instrucciones que suelen facilitar la resolución futura de problemas, pero para ello tienes que entender y saber dónde se localizan.

En las encuestas se observa como son los mismos usuarios los que reclaman la necesidad de más información y capacitación para la reparación y mantenimiento de los sistemas. Las observaciones en terreno de esta fase de la instalación presentan un buen estado de conservación y limpieza, por lo que las personas que lo utilizan, realmente están interesadas en el cuidado de la instalación. Los beneficiarios han sido capacitados para realizar la práctica de higiene de lavado de manos y la limpieza del Inodoro Ecológico Popular, actividades que multiplican el impacto en la salud de las instalaciones de saneamiento. En la figura 4.5 se resume el estado de limpieza en el que se encuentran los IEPs inspeccionados

Figura 4.5- Estado de higiene de la taza del IEP (Fuente: Encuesta Social IEP).

Con respecto a lo observado, es preciso para la obtención de resultados, la necesidad de realizar un correcto seguimiento de la instalación en todo su ciclo de vida, principalmente si se trata de nuevas instalaciones de un proyecto experimental piloto. De esta manera se puede confirmar la viabilidad y la aceptabilidad de la propuesta obteniendo conclusiones claras y definitivas de cara a poder realizar la evaluación de la tecnología previo a la difusión.

Todas las operaciones de explotación y mantenimiento han de estar convenientemente especificadas para prever puntos de incidencia y así evitar futuros fracasos de la instalación.

En este caso, y para esta instalación es preciso planificar la gestión de lodos, puesto que en la actualidad, la principal funcionalidad de la tecnología es la acumulación de los volúmenes de aguas residuales. Estas instalaciones han de ser vaciadas periódicamente por lo que es preciso realizar el vaciado y estabilizar los residuos extraídos para evitar la contaminación del entorno y de las personas.

En definitiva, el proyecto IEP como se ha configurado presenta serios problemas de eficacia, su sostenibilidad es más que dudosa, por lo que el proyecto en su conjunto no pudo ser evaluado positivamente. El nivel actual de conocimientos permite asegurar que cualquier tipo de agua residual puede ser tratada pero, el proceso teórico precisa de un tiempo de experimentación suficiente para confirmar que efectivamente tiene unos costos económicos, medioambientales y sociales, mínimos.

4.2 RESULTADOS FHS

4.2.1 CARACTERIZACIÓN DEL INFLUENTE

Composición

Los principales contaminantes presentes en las aguas residuales están relacionados con la presencia de materia, disuelta o en suspensión, y con el aporte de nutrientes.

Los parámetros utilizados son los referentes para poblaciones reducidas la DQO, DBO₅ y los SST y sus rangos de valores son los exigidos por la legislación actual. Pese al interés de conocer los niveles de eliminación de nutrientes como el N y P, para estas poblaciones en el momento del análisis no se exigen, por lo que no se estudiarán en este trabajo.

Directamente, se eliminan las muestras en las que los valores de la DBO₅ son mayores que los valores de DQO. Se ha procedido al tratamiento estadístico de los datos y al cálculo de su intervalo de confianza. Esta amplitud de rangos permite clasificar a los valores anómalos e inconsistentes errores, consecuencia de eventos extraordinarios que interfieren puntualmente en el funcionamiento a largo plazo de la instalación.

En la tabla 4.5 se muestran los valores medios obtenidos entre los años 2007 y 2015 y que conforma el período de investigación, con un total de 31 toma de muestras:

Tabla 4.5- Caracterización del influente

Valor	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	SST (mg/l)
Medio	236	454	196
Máximo	375	688	315
Mínimo	90	147	59
D. típica	78	141	10

La aguas residuales empleadas en esta investigación se corresponderían con los valores típicos de una población pequeña que se presentan en la tabla 4.6(Salas, 2007), a excepción de los valores de DQO que son inferiores a los valores considerados como habituales. Esto puede deberse a la presencia y variabilidad de sustancias inorgánicas propias de las características del agua.

Se trata de una población cuyos residuos tienen poca carga orgánica. Por tanto, se procede a confirmar la biodegradabilidad de las aguas y así verificar la idoneidad de los tratamientos diseñados.

Tabla 4.6- Valores típicos de las ARU para pequeñas poblaciones (Salas, 2007)

Parámetro	Rango habitual
SST (mg/l)	250 – 400
DBO ₅ (mg/l)	350 – 700
DQO (mg/l)	700 –1.400
Nt (mg N/l)	50 – 100
Pt (mg P/l)	10 – 20

El análisis temporal de los datos se confirma que los valores más elevados de DBO₅ en el agua influente se corresponden con muestras tomadas en los meses de verano, por lo que se procede a confirmar la estacionalidad de la población.

Tras confirmar la biodegradabilidad de las aguas, se analizará la influencia de los valores de precipitación y temperatura en los valores de agua influente para el período de estudio.

Biodegradabilidad

En la tabla 4.5 se representan los valores de DBO_5 y DQO resultantes de aguas residuales a la entrada de la depuradora, que se representan a continuación de forma gráfica en la figura 4.6:

Figura 4.6- Caracterización del DBO_5 / DQO influente.

Las aguas residuales municipales no sometidas a tratamiento suelen presentar valores de la relación DBO_5/DQO media entre 0.3 – 0.8. (Crites y Tchobanoglous, 2000). La media de esta relación es de 0,6 y conforme las relaciones enunciadas en la bibliografía, se cataloga el agua residual de entrada en esta instalación como biodegradable, y por tanto, susceptible de ser depurada por tratamientos biológicos.

La variabilidad de la carga orgánica en el agua influente indica la necesidad de homogeneizar las cargas y mejorar el funcionamiento de los tratamientos posteriores, razón por la que la bibliografía recomienda la instalación de un pretratamiento y tratamiento primario.

Influencia de la pluviometría en la composición

El alcantarillado de esta población es de tipo unitario, es decir, recogen en la misma tubería tanto aguas pluviales como aguas negras. En los gráficos de las figuras 4.7 y 4.8 se representa la evolución de la composición de los SST, DQO y DBO_5 del agua residual influente, a lo largo de toda la investigación que comprende el período

entre junio de 2007 y agosto de 2015, frente a los valores de pluviometría media registrada para el mes en el que se realiza el muestreo. Para ello, se han utilizado todos los datos de la muestra, puesto que los valores más alejados de la media pueden estar relacionados con eventos más extremos.

Figura 4.7-*Evolución de la concentración de los SST en el influente frente a la pluviometría.*

Conforme representa la línea de tendencia, el aumento de precipitaciones medias disminuye los SST que son arrastrados. En las primeras lluvias se producen los arrastres de los SST acumulados en las redes durante la estación seca, que se presentan más cargados de contaminantes. Avanzado el tiempo de lluvias, y tras realizarse la primera limpieza de la red, las concentraciones de contaminantes disminuye. Los datos puntuales de pluviometría permitirían relacionar la toma de muestras con las primeras lluvias y suponer el estado de las redes de alcantarillado. Es interesante la previsión de estas primeras lluvias puesto que permite ir preparando la instalación para la recibir estas cargas variables.

La llegada de mayores caudales por las precipitaciones favorece tanto la dilución de las aguas presentes en la instalación como la llegada de aguas con más oxígeno. En la gráfica se observa la tendencia creciente de la recta de la figura 4.8. Los valores de DQO y la DBO₅ tienden a aumentar conforme lo hace la precipitación. La aportación de lluvias puede arrastrar materia orgánica además de aumentar la presencia de oxígeno en las aguas que puede favorecer la actividad orgánica.

Figura 4.8- Evolución de la concentración de DQO y DBO₅ en el influente frente a la pluviometría mensual.

Influencia de la temperatura en la composición

El agua residual influente viaja a través de la red de alcantarillado, donde la temperatura sufre menos variaciones, hacia la instalación depuradora. La circulación del agua entubada y la temperatura propia de las aguas residuales hace que haya una diferencia de temperatura entre ambas. En esta etapa se producen los primeros procesos de transformación tanto química como biológica en las aguas. Dada la dificultad de establecer relaciones, en el análisis de las aguas influentes no se realiza esta relación, que sin embargo es importante para las aguas efluentes.

4.2.2 COMPORTAMIENTO DEL TRATAMIENTO PRIMARIO

Tal y como se describe en el apartado anterior, el agua influente es conducida a la planta experimental a través del colector municipal, ingresando en las instalaciones donde se somete al primer tratamiento que se analiza a continuación. El correcto funcionamiento de estos tratamientos son imprescindibles para homogeneizar las aguas entrantes a los procesos y mejorar así el funcionamiento.

Los datos disponibles para la caracterización del agua en esta etapa corresponde al período en que la UPM estaba realizando los trabajos de seguimiento de la instalación, que finalizaron en 2010.

Condiciones operativas

Las condiciones de trabajo para las que ha diseñado el tanque Imhoff se exponen en la tabla 4.7.

Tabla 4.7- Condiciones de diseño del tanque Imhoff

Parámetro	Valor medio
Caudal AR (m ³ /d)	200
Tiempo de retención hidráulica (h)	< 2
Carga superficial (m ³ /m ² día)	< 25
Volumen de fango (m ³ /EP)	0,009

La línea de flujo de agua, se trata primeramente en el tanque y son sus condiciones de salida las que condicionarán el funcionamiento del tratamiento secundario. Lamentablemente no se dispone de datos de las condiciones operativas como son el tiempo de retención hidráulica y velocidad ascensional.

Rendimientos de eliminación

Las tablas 4.8 y 4.9 recogen, respectivamente, las características del efluente del tanque y los porcentajes medios de reducción de los parámetros analizados en relación al agua residual de entrada hasta el año 2010. Es por ello que los valores característicos del agua influente varían con respecto a los presentados en este apartado.

Se han calculado la media aritmética del conjunto de valores influente y efluente de la instalación en estudio, así como su máximo y mínimo.

Tabla 4.8- Valores característicos de entrada y de salida del tanque Imhoff para la toma de muestras realizada.

Valores	DQO entrada (mg/l)	DQO salida (mg/l)	DBO ₅ entrada (mg/l)	DBO ₅ salida (mg/l)	SST entrada (mg/l)	SST salida (mg/l)
Media	437	427	257	268	199	200
Desv. Típica	157	118	67	86	92	36
Máximo	688	604	360	410	400	454
Mínimo	172	250	120	125	58	92

Estos resultados muestran una importante amplitud entre los valores máximos y mínimos de concentración a la salida del tanque.

Se observa que la diferencia entre las concentraciones a la entrada y a la salida del tanque son mínimas, aumentando incluso después del paso de las aguas por esta etapa del proceso lo que ya hace sospechar errores de diseño.

En la siguiente tabla se presentan los valores de reducción medios que tienen lugar en el tanque con respecto a los valores de entrada, siendo los valores medios negativos, lo que indica que no se produce tratamiento. Tal como se observa en la tabla anterior los valores obtenidos no se encuentran dentro de los límites típicos citados en la bibliografía para esta la modalidad de tratamiento (Vymazal, 2008).

Tabla 4.9- Rendimiento de eliminación de los contaminantes en el tanque Imhoff.

Valor	% red. DBO ₅	% red. DQO	% red. SST
Medio	-4	-4,6	3,3
Desv. Standar	17	26	33
Bibliografía	30 - 40	30 - 40	50 - 60

Ante estos resultados, se procede a comparar gráficamente los datos de entrada y de salida para los distintos elementos.

En la figura 4.9, la pendiente de la recta confirma que los valores de SST a la entrada y salida se aproximan a una recta de pendiente unidad, por lo que la transformación de las aguas es nula a tender a presentar valores próximos a la entrada y a la salida ($SST, y = 0,921x$)

Figura 4.9- Evolución de la concentración de SST a la entrada y a la salida del tanque.

En este proceso se supone que se producen tanto la sedimentación de las aguas como el tratamiento primario. Conforme a la bibliografía, es para este proceso

para el que la instalación prevé unos mayores rendimientos en la reducción. Este ha sido diseñado para la eliminación mediante la sedimentación de SST, es por ello que esta decantación primaria genera residuos en forma de lodos que se depositan en el tanque acumulándose en el fondo del mismo, ocupando un volumen del depósito. En la siguiente gráfica representada en la figura 4.10 se relacionan los valores de SST de entrada y de salida del tanque, siendo muchos de los valores mayores que uno.

Figura 4.10- Evolución del porcentaje de reducción de SST con respecto a los valores de entrada y de salida del tanque.

Los rendimientos obtenidos en esta etapa no son los esperados según los datos bibliográficos para este proceso, que como ya se ha mencionado han sido muy inferiores a los previstos en el diseño e incluso, en la mayoría de los casos, no se observa reducción sino que se produce un aumento de los sólidos en suspensión tras la salida del tanque.

Este resultado anómalo, hace sospechar que el propio dimensionamiento del tanque está provocando la remoción y resuspensión de los sólidos, que son arrastrados por el propio flujo hacia procesos posteriores.

El tratamiento primario también supone la reducción de los valores de DQO. La eliminación del parámetro de DQO es proporcional a la reducción de SST, por lo tanto, dado que los sólidos en suspensión apenas se reducen en el tanque, se esperan que procesos similares ocurrieran con la DQO. Se procede a realizar el análisis para los valores de DQO del sistema representado en la figura 4.11:

Figura 4.11- Evolución de la concentración de DQO a la entrada y salida del tanque.

La línea de tendencia presenta una recta con una pendiente muy próxima a la unidad, lo que indica que no se realiza ninguna reducción de este parámetro en el interior del tanque. ($DQO, y = 1,038x$).

En la figura 4.12 se representa los valores de entrada frente a la relación la concentración de salida y entrada de DQO en el tanque Imhoff, donde se confirma que efectivamente, no se produce reducción en el sistema.

Figura 4.12- Evolución del porcentaje de reducción de DQO con respecto a los valores de entrada y de salida del tanque.

De la misma forma, se procede a realizar el análisis del rango de procesamiento para el parámetro de DBO_5 en esta etapa del proceso, representándose en la figura 4.13. Se observa lo mismo que sucede para las anteriores variables, esto es, que los

valores de entrada y de salida de los procesos se aproximan en la recta de regresión de pendiente aproximada la unidad (DBO, $y = 1,049 x$).

Figura 4.13- Evolución de la concentración de la DBO a la entrada y a la salida del tanque.

Tampoco para este proceso la eliminación de cargas orgánicas llega a alcanzar los valores de diseño, ni siquiera parece que se produzca reducción, produciéndose incluso el aumento de las variables. Este resultado puede indicar que tanto en el momento de la toma de muestras a la salida del tanque se está produciendo alguna reacción de degradación no controlada. La figura 4.14 resume gráficamente la relación entre las concentraciones de entrada y salida, respecto a la DBO de entrada.

Figura 4.14- Evolución del porcentaje de reducción de DBO con respecto a los valores de entrada y de salida del tanque.

La inclusión del pretratamiento anaerobio, es una forma económica de homogeneizar cargas y lograr una mayor sedimentación de los sólidos suspendidos, pero en este caso no obtiene los resultados previstos. Para estos casos, se recomienda la mo-

dificación de las variables de diseño de la instalación aumentando tiempo de retención hidráulico y velocidad ascensional.

Tras el paso de las aguas residuales por el tanque, estas pasan al tratamiento biológico compuesto por el Filtro de Helófitas Semisumergidas cuyo comportamiento es objeto de este estudio.

4.2.3 COMPORTAMIENTO DEL FHS

La salida del agua del tanque, donde se supone que se ha aplicado un tratamiento primario al agua, se realiza por gravedad hacia el FHS. El recorrido comienza en los canales donde están las helófitas en semiflotación, y tras un tiempo de retención estimado de 9 días, alcanza los estanques finales previos a la salida al cauce. El diseño de los canales fue modificado disminuyendo la profundidad para favorecer la mayor incidencia de la luz solar.

En este apartado también se han empleado los datos de las muestras tomadas hasta el 2010, que han sido facilitados por la UPM.

Condiciones operativas

El FHS se alimenta con agua residual procedente del tanque Imhoff. El proceso está conformado por un total de 18 canales separados en dos plataformas. Estos filtros se han diseñado para las condiciones de trabajo que se especifican en la tabla 4.10:

Tabla 4.10- Condiciones de diseño del FHS.

Parámetro	Valor medio
Caudal AR (m^3/d)	195
Tiempo de retención hidráulica (días)	9,5
Carga superficial ($\text{m}^3/\text{m}^2 \text{ día}$)	0,09

Las condiciones de diseño facilitan la operacionalidad del sistema, y al no existir sustrato la actividad se concentra en los sistemas radiculares de las plantas helófitas semiflotantes. Éstas se entrelazan flotando en las balsas dimensionadas y construidas a tal efecto. Las plantas son la maquinaria encargada de la oxigenación y depuración de las aguas, y la presencia de la microfauna en la rizosfera intensifica los procesos de eliminación de coloides y la reducción de organismos patógenos. Las necesidades energéticas están autosatisfechas, requiriendo de labores de mantenimiento sencillas que no precisan de mano de obra especializada.

Rendimientos de eliminación

En la tabla 4.11 se muestran los rendimientos de depuración en cuanto a eliminación de SST, DQO y DBO₅ hasta el año 2010.

Para el cálculo del rendimiento, se han tomado como valores los de entrada al sistema los procedentes de la salida del tanque Imhoff. En el período inicial de estudio, hasta el año 2010, teniendo presente que los valores de entrada y salida del tanque son similares.

Tabla 4.11- Valores del influente y efluente del FHS

	DQO entrada (mg/l)	DQO salida (mg/l)	DBO ₅ entrada (mg/l)	DBO ₅ salida (mg/l)	SST entrada (mg/l)	SST salida (mg/l)
Valor medio	427	114	268	30	200	35
Desv. típica	118	46	86	14	36	52
Valor máximo	604	172	410	50	454	200
Valor mínimo	250	51	125	14	92	25

Los rendimientos son referencia para el análisis de los resultados de la puesta en marcha y funcionamiento de la instalación. En la tabla 4.12 se resumen los rendimientos de eliminación de las variables en estudio. El cálculo se realiza sobre la media aritmética del conjunto de valores del influente y efluente de la instalación.

Tabla 4.12- Valores del rendimiento del FHS

	% red. DBO ₅	% red. DQO	% red. SST
Valor medio	78	63	73
Desv. standar	10	16	27

A continuación en figura 4.15 se representa la comparativa entre los datos de entrada y de salida del filtro así como su línea de tendencia para los parámetros a estudiar, comenzando por los SST.

Figura 4.15- Valores de concentración de SST de salida del FHS frente a los de entrada. .

La línea de tendencia confirma la elevada reducción de los SST en el filtro FHS (SST, $y=0,16X$). La dispersión central de la línea de puntos confirma la homogeneidad en los parámetros de salida, lo que demuestra que las aguas, después del tratamiento primarios, son bastante homogéneas y la efectividad del tratamiento biológico, con resultados bastante homogéneos.

Durante el período de seguimiento se realizaron muestras intermedias en los procesos como se especificó en el apartado de la metodología Figura 3.8., el primero de los puntos de muestreo está localizado a la salida del tanque imhoff (punto 2), el segundo en la primera plataforma de canales (punto 3) y al final de esta (punto 4) y el último punto está localizado en la segunda plataforma de canales (punto 5) y a la salida del proceso (punto 6). Estos puntos de muestreo están localizados en el inicio y final de cada plataforma de canales. La media de reducción de los procesos se resume en:

Tabla 4.13- Rendimiento de eliminación de contaminantes de en distintos puntos de muestreo.

Puntos de muestreo	% red. DBO ₅	% red. DQO	% red. SST
2-3	33	32,4	73
3-4	14	21,5	9,4
4-5	43,6	31,1	-0,7
5-6	9,4	15	18,3

El análisis gráfico de la amortiguación en la eliminación de los diferentes elementos en el proceso complementa la información presentada en la tabla 4.13.

Para este análisis se han recogido en el gráfico de la figura 4.16 todos los datos, asumiendo la posibilidad de un evento extraordinario que se salga de la media del proceso. La eliminación de los sólidos SST ocurre en los primeros canales de entrada en la instalación y más próximos a la salida del tanque.

Figura 4.16- Eliminación de SST en distintos puntos del FHS

Los tiempos de retención en esta etapa favorecen la acumulación de sólidos por decantación, y parece ser que son las propias plantas macrofitas y la biocenosis presentes las responsables de la absorción, junto con otros nutrientes que facilitan el crecimiento y desarrollo de la estructura. ($SST, y = 0,34x$).

El propio diseño del humedal, al no instalar sustrato, evita los problemas de colmatación, uno de los problemas más serios en el funcionamiento de los humedales artificiales construidos.

Los procesos bioquímicos y químicos influyen en la eficacia y rendimiento de los sistemas de depuración, por ello la importancia del análisis. Se procede a realizar el análisis con los valores de DQO representados en la figura 4.17.

Figura 4.17-Valores de concentración de DQO de salida del FHS frente a los de entrada

Se observa una reducción importante de concentración de DQO en esta etapa del proceso con dispersión de los valores con respecto a la línea de tendencia ($DQO_s = 0,26x_e$). Estos resultados confirman la efectividad de las plantas en el bombeo de oxígeno que intensifica los procesos aerobios y otros procesos o sinergias que tienen lugar.

Se procede a comparar los resultados de este parámetro en los distintos puntos del FHS como referencia gráfica en la progresión de la eliminación de la DQO en los distintos puntos de muestreo. Los resultados se presentan a continuación en la figura 4.18 donde se observa, de forma general, la reducción más progresiva de la DQO.

Se observan puntas de concentración para la misma fecha que rápidamente son amortiguadas. Particularmente, el 13/02/2008 se confirma con los datos de media de pluviometría disponible, que tiene lugar el comienzo de las lluvias. Por tanto puede tratarse de una punta de concentración que el sistema amortigua convenientemente. Los valores de concentración más elevados, que pueden responder tanto al aumento de población como a sucesos meteorológicos y que posteriormente serán estudiados.

Figura 4.18- Eliminación de DQO en distintos puntos de FHS.

Para completar la comparativa, se presentan los resultados para la variable DBO, confirmando la disminución de la concentración de la DBO en el efluente pese a la dispersión de los resultados en la figura 4.19 (DBO, $y = 0,12x$).

Figura 4.19- Valores de concentración de DBO de salida del FHS frente a los de entrada.

El funcionamiento de las plantas como aireadores y el desarrollo de bacterias aerobias que degradan la materia orgánica, eliminándola, reducen eficazmente los

valores de DBO en esta etapa sin producir ni olores ni fangos, fangos que tampoco parecen producirse por la sedimentación de los SST.

Al estar las plantas semisumergidas se bombea más oxígeno que alimenta más eficazmente a los microorganismos que a la vez que se alimentan de la DBO. La producción de energía a partir del oxígeno consumido está en relación directa con la DBO eliminada (*Sludge yield coefficient*, coeficiente de crecimiento), y de forma simultánea hay una pérdida neta de masa activa y de masa endógena para ejercer sus funciones vitales.

Una fracción de la DBO_5 metabolizada se transforma en materia del nuevo protoplasma celular y la fracción restante se utiliza para la producción de la energía necesaria para la síntesis o eventualmente perdida en forma de calor. La carga orgánica puede ser producida por el mismo sistema por la muerte de la planta como de los microorganismos asociados a sus raíces.

En los humedales artificiales, la actividad metabólica de las plantas se concentra en el primer 25 y 50% de la longitud del sistema (Button, 2013). Sin embargo, en esta tipología de humedal, parece que el funcionamiento de eliminación es bastante proporcional durante todo el proceso para la eliminación de materia orgánica, tanto DQO como DBO, como se observa en la figura 4.20.

Figura 4.20-Eliminación de DBO en distintos puntos del FHS.

La conjunción de estos parámetros confirma que el propio sistema, durante los procesos que tienen lugar, se compensa y autorregula asegurando una gran robustez

e inercia en esta etapa. La reducción de la DQO y la DBO₅, tienen lugar uniformemente por toda la instalación y por toda la superficie de la planta. Las raíces estén flotando sin apelmazar, favoreciendo el flujo de agua que aumenta la capacidad regenerativa del sistema en el filtro y su poder de reducción en toda la superficie de la instalación.

Cuando el tratamiento no es el adecuado o no se realiza de forma correcta, pueden presentarse problemas de eutrofización, bajos rendimientos o paralización de los procesos, apareciendo olores.

La instalación consta de una última etapa que podría considerarse de refino, cuyas características constructivas al igual que la plantación difieren de los canales anteriores. En algunos procesos hay reducciones de hasta un 50 % respecto del valor de entrada en el canal. Este tipo de diseños favorece la eliminación de microorganismos puesto que dependen de factores como la filtración, sedimentación, presencia en ambiente hostil, de la llegada de los rayos UV, la adsorción y la depredación.

El propio diseño facilita el flujo, y la construcción de los estanques con una lámina de agua más delgada y menor densidad de plantación favorece la acción de la radiación solar. Este proceso complementa la eliminación de nutrientes, pero sobre todo de patógenos.

Esta etapa presenta una eliminación adicional que suma al rendimiento global de la instalación. A continuación se representan gráficamente los valores en los puntos 5 y 6 presentando una perspectiva de la reducción. La gráfica 4.21 se presenta la reducción de los SST, en la gráfica 4.22 donde se presenta la reducción de los valores de DQO y en la gráfica 4.21 se presenta los correspondientes a la DBO.

Figura 4.21- Eliminación de SST en el último canal previo al punto de vertido

Figura 4.22- Eliminación de DQO en el último canal previo al punto de vertido

Figura 4.23- Eliminación de DBO en el último canal previo al punto de vertido

El conjunto del filtro es un sistema vivo, flexible con un funcionamiento bastante autorregulado y resultado final bastante homogéneo. A continuación se procederá al análisis del comportamiento conjunto de la instalación que llevará a las conclusiones.

4.2.4 COMPORTAMIENTO DE LA INSTALACIÓN

El análisis de la instalación de depuración realizado en este trabajo, se ha diseñado para la reducción de los valores de determinados parámetro del sistema que marca la legislación. Del análisis previo, realizado por separado para los distintos procesos se extraen las siguientes conclusiones que complementan este apartado:

- El tanque primario realiza sedimentación pero no se realiza reducción de los parámetros para la que ha sido diseñado. Estos son SST, DQO y DBO.

- En el FHS se realiza una importante reducción de todos los parámetros de estudio, con porcentajes entre el 65 y el 80 %. Estos resultados confirman la aptitud de este tipo de tecnologías para la depuración de las aguas residuales.
- Al final del FHS se ha modificado el diseño inicial produciendo una lámina de agua más delgada que favorecen la incidencia de los rayos UV mejorando las características del efluente.
- Es un proceso de gran robustez e inercia frente a las variaciones de carga del filtro, resultando los efluentes bastante homogéneos.

A partir de las conclusiones del análisis de los distintos procesos, se realiza el análisis de los rendimientos de depuración globales, y su comparación con los resultados esperados por la legislación vigente que corresponde a la autorización de vertido.

Para evaluar los rendimientos globales de depuración, se calculan los porcentajes de reducción tomando como valores del influente a la entrada de la instalación y los efluentes, en el punto de vertido al cauce.

Dado que no se disponen de análisis adicionales de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno ni datos de aforo, no se ha podido complementar los resultados con el seguimiento de dichas variables.

En la tabla 4.14 se presentan los valores medios, máximos y mínimos característicos para la totalidad del proceso. En la tabla 4.15 siguiente se presentan los rendimientos globales del proceso.

Tabla 4.14- Valores característicos de entrada y salida de la depuradora de Fabara (Zaragoza)

Valor	DQO entrada (mg/l)	DQO salida (mg/l)	DBO ₅ entrada (mg/l)	DBO ₅ salida (mg/l)	SST entrada (mg/l)	SST salida (mg/l)
Medio	453	119	236	34	196	17
Desv.tip.	141	70	78	18	59	10
Máximo	688	308	375	70	315	39
Mínimo	147	15	90	10	101	6

Tabla 4.15- Rendimiento de eliminación de contaminantes de la depuradora

valor	% red. DBO ₅	% red. DQO	% red. SST
medio	84,3	72,2	90,5
Desv. típica	10	13	5,5

En la gráfica 4.24 se confirma la nuevamente la biodegradabilidad de los residuos al estar los valores de la relación entre DBO_5/DQO de aguas residuales municipales efluente entre 0.1 a 0.3 (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Figura 4.24- Relación DBO/DQO de entrada y de salida de la instalación y línea de tendencia.

A continuación se representa la evolución en el tiempo de las muestras a la entrada como a la salida de la planta depuradora. Las líneas de tendencia confirman la tendencia como la estabilidad. Mientras que los caudales influentes presentan mayor dispersión, los valores de los caudales efluentes se encuentran concentrados en intervalos de concentración con menor amplitud.

En la figura 4.25 se representan los valores de concentración de entrada y de salida del parámetro de SST:

Figura 4.25- Valores de concentración de SST conforme evoluciona el sistema a la entrada y la salida de la depuradora(2007-2015).

Las alteraciones en los regímenes de luz debido a la turbidez y la posterior sedimentación afectan al estado ecológico de los ríos. Que los valores de salida de los efluentes estén dentro de un determinado rango y que este sea constante, minimizan el estrés de los ríos y sus ecosistemas a las variaciones provocadas por los vertidos. Los resultados confirman el buen funcionamiento del sistema para la eliminación de los SST y se observa la mejora de los resultados en el tiempo como puede verse con la línea de tendencia cuya pendiente es decreciente, lo que garantiza la salud de los ríos en el tiempo.

En la figura 4.26 se representan los valores de concentración de entrada y de salida del parámetro DQO. La línea de tendencia confirma el buen funcionamiento y la estabilidad en la reducción de este parámetro, consolidándose los procesos que tienen lugar con el tiempo.

Figura 4.26- Valores de concentración de DQO conforme evoluciona el sistema a la entrada y la salida de la depuradora (2007-2015).

En la figura 4.27 se representan los valores de concentración de entrada y de salida del parámetro DBO. Mientras que los valores de la DBO entrante presentan bastante dispersión, los valores de concentración a la salida se concentran en un intervalo menor mejorando en el tiempo. La recta de regresión con pendiente decreciente ratifica que los procesos que tienen lugar en el sistema mejoran con el paso del tiempo.

Figura 4.27- Valores de concentración de DBO conforme evoluciona el sistema a la entrada y la salida de la depuradora (2007-2015)

Dado que es una instalación viva donde los procesos son realizados por la combinación de las plantas y la biocenosis asociada, cuando alguno de los parámetros se modifica, directa o indirectamente afecta a los restantes procesos y por tanto, a los organismos responsables. La estabilidad de los efluentes frente a la dispersión de las concentraciones influentes confirman la respuesta favorable de la instalaciones, y la minimización de los impactos, lo que garantiza la sostenibilidad. La adaptación de los ecosistemas acuáticos al minimizar el estrés que sufren las distintas comunidades favorecen su permanencia, incluso su multiplicación así como la aparición de nuevos ecosistemas.

La infraestructura se encuentra localizada en el exterior, expuestos a los fenómenos meteorológicos puntuales, a las alteraciones climatológicas a largo plazo que se prolongan en el tiempo y que pueden alterar sus ciclos de vida.

Se procede al análisis de las variables en función de los resultados presentados por la estación meteorológica, comparando y analizando los resultados para confirmar el grado de incidencia.

La pluviometría provoca la dilución de los caudales influentes, cálculo que se ha de tener en cuenta en el dimensionamiento de la instalación para minimizar los vertidos al río de las aguas pluviales, que dependiendo de la zona, puede presentar una importante concentración de contaminantes. De hecho, infraestructuras de esta tipología se están utilizando para el tratamiento de las aguas procedentes de intensas lluvias.

Las instalaciones de la depuradora ecológica de Fabara parecen adaptarse bien a las precipitaciones y a sus variaciones tanto de cargas hidráulicas como de las concentraciones influentes. Los datos facilitados por la agencia meteorológica solo permiten comparar los datos con las precipitaciones medias mensuales. (Figura 4.28)

Figura 4.28- Valores de eliminación de concentración de las distintas variables a la salida de la depuradora en comparación con la precipitación media mensual (2007-2015).

La temperatura es un parámetro con tendencia a ser más estables en el tiempo dependiendo de la estación. Incide en el crecimiento y desarrollo de las plantas como la biocenosis presente. El aumento de la temperatura modifica la solubilidad de las sustancias, aumentando la de los sólidos disueltos y disminuyendo la de los gases.

Para una mayor comprensión del proceso, se relaciona la temperatura con el porcentaje de reducción de las distintas variables de los valores efluentes vertidos. Se relacionará con la recta de regresión para analizar las condiciones idóneas de funcionamiento del sistema.

Se realiza la comparativa para los distintos parámetros con respecto al rendimiento para la disminución de SST, DQO y DBO. Dado que los SST pueden ser tanto orgánicos como inorgánicos, su eliminación también puede estar condicionada con la temperatura. Los rendimientos presentan dispersión pero se encuentran concentradas entre valores de eliminación del 85 y 95 %, con cierta tendencia a disminuir cuando aumentan las temperaturas. Las plantas conforman un tamiz flotante que parece mejorar los rendimientos de eliminación de los sólidos, absorbiendo los bajos rendimientos de reducción del tratamiento primario. A temperaturas superiores a 15 ° C los valores de eliminación parecen estar más concentrados en torno a la recta de regresión, con lo

que el aumento de la temperatura facilita el funcionamiento más homogéneo de la instalación.

Figura 4.29- Valores % de eliminación de SST de salida en comparación con la temperatura media mensual.

Los rendimientos de eliminación de DQO con respecto a la temperatura se pueden observar en la figura 4.30, donde se observa una importante dispersión, con una amplitud de intervalos de reducción entre el 55 y el 97 %. Pero también se trata del parámetro con mayor diferencia en la toma de muestras entre el valor máximo y mínimo de concentración influente.

Las plantas conforman un tamiz flotante que hace que las aguas discurran de forma subterránea contribuyendo a minimizar los gradientes térmicos. Se observa variabilidad en los resultados con una línea de tendencia casi recta disminuyendo con el aumento de la temperatura.

Las bajas temperaturas como las variaciones de estas disminuyen la intensidad de las oxidaciones. Conforme la temperatura aumenta, la actividad biológica se activa. Esta se duplica aproximadamente cada diez grados, es la conocida ley del Q10. Este incremento de actividad biológica afectará a tanto a la DQO como la DBO.

El aumento de temperatura provoca el aumento de la actividad celular encargada de eliminar las sustancias químicas inorgánicas que demandan oxígeno, además de las reacciones metabólicas aumentando la putrefacción.

Figura 4.30- Valores % de eliminación de DQO de salida en comparación con la temperatura media mensual.

La DBO, en la figura 4.31, también presenta un comportamiento similar, pero con rendimientos de eliminación superiores al 70%. Mientras que a bajas temperaturas se observa un funcionamiento correcto, conforme aumenta la temperatura los rendimientos de la instalación se presentan más concentrados. El aumento de la actividad biológica con la temperatura, mejora los rendimientos de la instalación y sus resultados.

En la figura se observa que la reducción de DBO coincide con los momentos de mayor temperatura, no ocurre lo mismo con la eliminación de DQO.

El aumento de la temperatura activa la actividad vegetal como microbiológica. La alta concentración de nutrientes y materia deviene en la producción de un exceso de materia orgánica que requiere alta demanda de oxígeno para su descomposición. Los procesos fisiológicos están relacionados con la temperatura. La producción de biomasa depende de tanto de la temperatura del lugar como la cantidad de agua y nutrientes de la que dispone la vegetación. Es por ello que el sistema presente una elevada productividad.

Figura 4.31-Valores de concentración de DBO de salida en comparación con la temperatura media mensual.

La época de mayor desarrollo del carrizo coincide con el momento de la siega correspondiente a las operaciones de mantenimiento y conservación, coincidentes con la primavera - verano. En esta época coinciden las buenas condiciones climatológicas junto con la disponibilidad de nutrientes, que implica una mayor inmovilización de nutrientes en esta época.

Dado que los rendimientos en la eliminación de nutrientes que se logran mediante la siega y retirada periódica de la biomasa vegetal de los Humedales Artificiales, éstos no son muy elevados, situándose por debajo del 20% en lo que al nitrógeno se refiere, y por debajo del 10% en el caso del fósforo, se llega a poner en duda la necesidad de estas operaciones de mantenimiento en dicha zona. Sin embargo en zonas mediterráneas es aconsejable el cosechado, para evitar la acumulación de materia muerta o necrosoma en el humedal, siendo aconsejable que la siega se lleve a cabo una vez pasado el periodo de posibles heladas. Esta cosecha de la biomasa permite la limpieza de los lechos y la revisión de los taludes, etc.

Estos son los resultados teóricos, que la bibliografía recoge y que coinciden también con otras condicionantes ajenas al proceso como son el aumento de la población por el período vacacional, ya sea el retorno de la población en período estival a los pueblos como el aumento del número de veraneantes. El aumento de los caudales influentes podría disminuir los tiempos de residencia de las aguas afectando al rendimiento de la planta. Es por tanto que se precisa la variable hidráulica para confirmar esta hipótesis.

También tiene lugar procesos de evaporación de las aguas presentes en la instalación así como la transpiración que realizan las plantas. Sin embargo, aunque los dos

mecanismos son diferentes y se realizan independientemente no resulta fácil separarlos al ocurrir de manera simultánea. Es la evapotranspiración donde el agua es devuelta a la atmósfera en forma de vapor. La humedad relativa mide la cantidad de agua en el ambiente, que en este caso se ha recogido en la estación meteorológica cercana. En la figura 4.35 se relacionan los valores de humedad con temperatura, confirmando la tendencia inversa, que a menor temperatura, mayor es la humedad relativa en la zona. El motivo es que a mayor temperatura el aire puede contener mayor cantidad de agua en forma de vapor sin llegar a saturarse.

El caudal influente es suficiente para el mantenimiento de las plantas y sostener la tasa de transpiración de la vegetación. La evapotranspiración, que depende de la temperatura y el tipo de vegetación empleada, condiciona la humedad del lugar. En los canales se generan unas condiciones de humedad propias, refrigerando los horizontes superiores y favoreciendo la actividad de los microorganismos.

Figura 4.32-Valores de concentración de SST de salida en comparación con la humedad media mensual.

Figura 4.33- Valores % de eliminación DQO de salida en comparación con la humedad media mensual.

Figura 4.34-Valores % de eliminación de DBO de salida en comparación con la humedad media mensual.

Los rendimientos obtenidos conforme aumenta la temperatura son los mismos que si disminuye la humedad y viceversa. Por tanto, los patrones encontrados con respecto a la humedad son similares a los patrones de la temperatura, pero de forma inversa.

Figura 4.35- Relación entre la humedad y la temperatura

Operado correctamente cabe concluir que las variables climatológicas definen los procesos pero no son limitantes para el funcionamiento de los procesos dados los buenos resultados en su funcionamiento.

4.2.5 CUMPLIMIENTO DE LA NORMA DE VERTIDOS

Relativo al tratamiento de aguas residuales para una población de este tipo, la legislación vigente es la que emana de la transposición de la Directiva 91/271/CEE, estas aguas precisan únicamente un tratamiento adecuado.

Como análisis adicional, se va a proceder a realizar la comparativa con respecto a los valores recogidos en la Directiva para una población normal.

En la figura 4.36 se observa una estabilidad en el proceso con ligera mejora de los rendimientos. Estas mejoras en el tiempo pueden ser debidas a:

- la propia estabilización del sistema y sus procesos
- mejor conocimiento en la conservación y los cuidados de la instalación.

Las instalaciones de población reducida presentan problemas de mantenimiento y operatividad de la instalación en el tiempo. Es por ello el interés por el análisis de su funcionamiento durante el ciclo de vida. Estos resultados permiten valorar la efectividad en de la instalación para el cumplimiento de los objetivos para los que fue diseñada.

Figura 4.36-Rendimientos de disminución de SST, DQO y DBO

Los valores medios están contemplados dentro del rango próximo a la depuración exigida para sistemas de las zonas calificadas como *normales* conforme se observa en la tabla 4.16.

Tabla 4.16- Comparativa con los parámetros de vertido en la instalación

Parámetros	Valores legales		Valores obtenidos	
	Concentración	% mínimo de reducción	Concentración media	% medio de reducción
DBO ₅	25 mg/l	70-90 %	34	84,3%
DQO	125 mg/l	75 %	119	72,2%
SST	35 mg/l	90 %	17	90,5 %

Es también importante conocer qué porcentajes de veces el efluente está en parámetro de vertido. En la tabla 4.17 se resumen los porcentajes de valores que en la investigación ha estado por debajo de los límites legales de vertido.

Tabla 4.17- Porcentajes de valores dentro de los límites de vertido

	DBO ₅	DQO	SST
Porcentaje (%)	60	79	75

Se presenta una importante capacidad de eliminación de los distintos parámetros. A partir de las distintas partes del proceso así como su análisis global, se puede concluir que la instalación de los FHS es capaz de responder favorablemente a las cargas operadas y sus resultados cumplen los parámetros legales de vertidos.

Se confirma que el nivel actual de conocimientos permite asegurar que cualquier tipo de agua residual urbana puede ser depurada sin energía adicional, suministros externos, además de no generar residuos garantizando el cumplimiento de los distintos ejes de sostenibilidad.

Se trata de una instalación con una tecnología adecuada que responde a una apuesta por la sensatez innovadora tanto por los factores intrínsecos relativos a la instalación, como por factores ajenos a esta que a continuación se describen.

4.3 RESULTADOS EXTRÍNSECOS O EXTERNOS A LA INSTALACIÓN

El inodoro ecológico popular es una apuesta tecnológica centrada en la familia, con la recogida única de las aguas negras a nivel particular, reflejando sus resultados en ese ámbito. Los resultados del estudio confirman que precisan de mejoras para el cumplimiento de los objetivos para los que fue diseñada. El resultado es que la mayoría de las instalaciones se encuentran en desuso, y para poder utilizarlas precisan de mejoras y un sistema de recogida y tratamiento de lodos.

El FHS se trata de un sistema facilita la recogida hidráulica de los residuos de una comunidad, tanto de aguas negras como aguas grises, a las que se pueden incorporar la aguas pluviales. Esta integración ha de ser convenientemente estudiada por el rápido incremento de los caudales puntuales que supone, alterando el funcionamiento habitual de la instalación.

Los resultados exigidos por la legislación son favorables para el caso del FHS, lo que confirma la idoneidad de la propuesta. Por sus características, la cantidad de lodos generados es mínima proveniente principalmente del tratamiento primario.

Se trata de una apuesta tecnológica con enfoque integrador en las distintas ramas del conocimiento como son la biología, la economía, la química, la ingeniería, la sociología y otras áreas. Se construye un ecosistema ambiental que provee los siguientes servicios ambientales: regulación de gases que componen la atmósfera, regulación de clima, regulación de perturbaciones, regulación de los ciclos hídricos, provisión de agua, control de la erosión y retención de sedimentos, formación de suelos, ciclo de nutrientes, tratamiento de residuos, polinización, control biológico, refugio, producción de materias primas, recursos genéticos, recreo y valores culturales. (Daly, 1997).

El primero, su incidencia en el estado ecológico y la evolución de los sistemas del río y aledaños. Los procesos a nivel ecosistémico son medidas ideales de la salud del cauce porque proveen una respuesta integrada a las posibles alteraciones. La figura.4.37 corresponde a una ortofoto de 1984, donde se observa el cauce degradado, siendo este más acusado en las proximidades a la zona de vertido debido al incremento de las concentraciones de nutrientes, cambios en la cantidad y composición de carbón orgánico, alteraciones en los regímenes de luz debido a la turbidez, y sedimentación. El estado ecológico de los ríos, los biólogos lo miden a partir de la biodiversidad y la estructura de comunidades bentónicas, otros se focalizan en la distribución y abundancia de determinados grupos taxonómicos, incluyendo diatomeas y otras plantas acuáticas, y peces. La imagen muestra una zona deteriorada sin vegetación de ribera donde es poco probable que la existencia de diversidad biológica.

La flora y fauna forma parte activa de los ecosistemas acuáticos dada su exposición tras la recepción de las aguas residuales. Su participación es complementaria: la microflora es la responsable de las reacciones bioquímicas por la actividad enzimática al asimilar los elementos del suelo por vegetales mientras que la fauna se alimenta de la microflora o de la fauna existente.

Los patrones de biodiversidad y abundancia sin duda son importantes elementos de la salud de los ríos y contribuye al entendimiento de como los sistemas trabajan (Harris, 1994). La protección de la biodiversidad solo es posible cuando se mantiene los procesos ecológicos esenciales que soportan a la vida. En la ortofoto tomada 28 años después (Figura 4.38) se presenta la mejora del cauce. La inspección visual de la zona confirmó que inmediatamente aguas abajo del punto de vertido se ha conformado un ecosistema integrando vegetación de ribera bastante diversa que acoge a habitats de bosque aluviales muy diversos y dinámicos con las siguientes funciones son:

- Regular el microclima.
- Asegurar la estabilidad de las orillas al actuar como filtro frente a la entrada de sedimentos, sustancias químicas ...
- Regular el crecimiento de las macrofitas.
- Proporcionan un habitat ideal para un gran número de especies animales y vegetales.
- Constituyen zonas de recarga de aguas subterráneas
- Importante valor paisajístico, recreativo y cultural

Figura 4.37 - Ortofotode la zona de estudio correspondiente al año 1984

Figura 4.38 - Ortofoto de la zona de estudio correspondiente al año 2014.

Estas instalaciones están integradas con el entorno, conforme se observa en las fotografías. Son instalaciones que conforman zonas amortiguadoras entre las plantas de tratamiento y los cuerpos de agua receptores, disminuyendo la fragmentación de los cauces y aumentando su resiliencia. Esto lo convierte en una tipología de instalación que ha ganado interés para el cuidado de cauces (Boutin *et al.*, 2012).

Se trata de un sistema adaptado al entorno que lo acoge, pero que dada su flexibilidad se podrían amplificar como un área de descarga planeada similar a estanques, cunetas, praderas.... Son numerosos los sistemas de este tipo que se han implementado multiplicando el número de salidas diseñadas. Pese a no disponer de datos para realizar un análisis de la evolución de los cauces y riberas, se plantea como una interesante línea de investigación para alcanzar el objetivo propuesto, que es el desarrollo de este tipo de tecnologías.

Por sus características, la aplicación de la lógica territorial para su análisis presenta interesantes líneas de trabajo. Los Sistemas de Información Geográfica podrían complementar el monitoreo y seguimiento de la instalación y de sus ecosistemas, integrando el estado de las aguas con la evaluación y la calidad del ecosistema

A escala global, las formaciones vegetales conforman sumideros de carbono que por su función vital principal, la fotosíntesis, captan el CO₂ de la atmósfera o di-

suelto en agua y con la ayuda de la luz solar es utilizado en la elaboración de moléculas sencillas de azúcares. Además, no consume energía lo que supone minimizar un importante número de problemas ambientales incluidos la emisión de contaminantes asociados con el calentamiento global y la acidificación. El principal impacto de las instalaciones corresponde a la electricidad (Muga y Mihelcic, 2007). En una instalación de tipología convencional, para la eliminación de 45 kg de DBO sería preciso una media diaria entre 20 y 30 kW .

El FHS genera únicamente el outputs de la biomasa recolectada, la cual tiene multitud de utilidades: forraje, combustible, producción de compost, y artesanía local. Esta biomasa resultante es revalorizada y puesta de nuevo en circulación, favoreciendo la recuperación de la artesanía tradicional. El Ayuntamiento de Fabara realiza cursos y formaciones en artesanía y jardinería en estas instalaciones para todas las edades.

La apertura de la instalación no solo se realiza para cursos o propuestas culturales y educativas, sino que es extensiva a la vida diaria. Son infraestructuras sencillas y amables con un riesgo mínimo que permite la apertura de la instalación a los habitantes. Forman parte de su vida, integrándolas como lugar de encuentro, aprendizaje e incluso como visita turística para familiares y amigos que visitan la zona.

Los bajos costos de mantenimiento y explotación permite al Ayuntamiento la autogestión de la infraestructura, favoreciendo la capacidad de las pequeñas instituciones y su gobernanza al ser capaces de gestionar y mantener la infraestructura. La instalación se realizó a cargo de los presupuestos del Ayuntamiento, con un crédito mínimo y casi sin período de amortización. Dado los bajos costes de construcción, afrontables en un crédito, y a los costes de explotación, se trata de una propuesta que se enfrenta a menores tasas impositivas como en su ciclo de vida, a menos variaciones del IPC. La explotación está encargada a los propios trabajadores del Ayuntamiento.

Este tipo de infraestructuras convenientemente planificadas e integradas cumplen con creces las funciones para las que han sido diseñadas. Refuerzan políticas relacionadas con el desarrollo rural, la silvicultura, la biodiversidad, el agua, el cambio climático, el crecimiento ecológico, el transporte y la energía, el desarrollo urbano sostenible, la salud, la ordenación territorial y el turismo.

Por otra parte, la colaboración entre la Universidad y las Administraciones Locales permiten que experiencias realizadas en los laboratorios, se acerquen al mundo real proporcionando el servicio requerido y convirtiéndose la instalación en una zona

de pruebas con posibilidad de continuas mejoras. Como resultado a esta colaboración se formalizó la patente que consolida a esta propuesta tecnológica para su salida al mercado. La patente para esta tecnología se formalizó con fecha con fecha 14 de abril de 2010 (P200900811).

CAPÍTULO 5: Conclusiones

5.1 Consideraciones generales: el problema

El saneamiento y la depuración no consisten únicamente en la provisión de un servicio, sino que se trata de una estrategia para acceder al desarrollo humano enlazándolo con la conservación del medio ambiente y sus ecosistemas. Es el eje central de la implementación de los actuales Objetivos de Desarrollo Sostenible de la ONU, además de ser una de las estrategias para la mitigación de los efectos del cambio climático. Por todo ello deben de ser abordados con políticas de planificación a largo plazo, en lo que respecta a todos los ámbitos implicados: político, socioeconómico, cultural, y por supuesto, tecnológico.

Este trabajo se centra en la problemática de las poblaciones reducidas, integradas en diferentes contextos, desde el análisis de la tecnología. Se trata de poblaciones principalmente rurales, geográficamente alejadas de los centros de actividades económicas, que disponen de menos recursos monetarios, así como de conocimientos para la resolución. La consecuencia de esto es que los problemas derivados de la falta de un sistema que garantice la deposición y recogida segura de los residuos agudizan la pobreza y deterioro ambiental de estas poblaciones. Como resultado se suceden experiencias fracasadas, que muchas de ellas finalizan en el abandono de las infraestructuras, como por ejemplo la depuradora de Alatoz.

5.2 Contribuciones tecnológicas

Las soluciones tradicionales como la depuración convencional plantean problemas de sostenibilidad. Alternativas como las tecnologías no convencionales satisfacen el reto de la sostenibilidad.

Este trabajo presenta numerosas aportaciones y propuestas recogidas a partir de experiencias de depuración en Ecuador, India, Nicaragua y España, que permiten conocer la realidad del saneamiento respecto a esta tipología de propuestas tecnológicas.

Se caracterizan por ser propuestas de carácter global, donde se resuelven las particularidades de la depuración en las poblaciones reducidas. Son tecnologías flexibles que se adaptan a las fluctuaciones de los caudales y la topografía de la zona,

con diseños sencillos que facilitan y abaratan la construcción, sin maquinaria ni automatismos que facilitan la explotación y el mantenimiento, sin necesitar aporte energético externo, y con apenas producción de residuos. Además de las ventajas socio-ambientales que conllevan para el usuario derivadas de su implantación. Sus principales inconvenientes consisten en la dependencia de la climatología, así como en la superficie necesaria para la implantación, estando ésta condicionada por los tiempos de retención hidráulicos.

En este trabajo se han realizado el análisis de dos innovadoras aportaciones tecnológicas, el IEP y el FHS, donde la accesibilidad a la información ha condicionado el estudio. Este trabajo evidencia tanto las ventajas como las carencias de estas, que a continuación se resumen para cada una de ellas.

El análisis de las experiencias prácticas en marcha, principalmente en lo que respecta al caso de Fabara, contribuyen a despejar incógnitas en cuanto al funcionamiento a largo plazo, así como a evidenciar la importancia de una correcta y cuidada explotación y mantenimiento durante el ciclo de vida, cumpliendo los objetivos para los que ha sido diseñada.

Las características de la localización y sus resultados permiten la extrapolación de las conclusiones a escenarios y contextos diversos, tanto de cooperación al desarrollo como de países desarrollados.

A continuación se presentan las conclusiones para cada una de las tecnologías donde van a ser resumidas tanto los pros, como los contras de estas, así como propuestas de mejora para cada una de ellas.

5.2.1 Conclusiones respecto al Inodoro Ecológico Popular y propuestas de mejora

El inodoro ecológico consiste en un sistema particular de depuración construido a partir de materiales de bajo coste, que pretende emular el funcionamiento de un biodigestor. Sin embargo, por lo expuesto en este trabajo, el IEP no puede ser evaluado positivamente al no garantizar ni la idoneidad de la instalación, ni el buen funcionamiento. Tampoco ha sido posible obtener conclusiones claras y definitivas por lo que respecta a:

- Pérdida de funcionalidad en un período cortotanto por problemas de diseño como por mínimo mantenimiento, haciendo que la infraestructura pierda rápidamente su funcionalidad.

- La instalación no se adapta a los usos, necesidades y costumbres de los usuarios para poder satisfacer sus demandas, de forma que ésta deja de usarse.
- Ausencia de ensayos previos a la instalación como inspecciones periódicas y controles durante la construcción.

Para esta instalación no se plantean propuestas de mejora, puesto que para ello es preciso conocer primeramente la aceptación de la propuesta por parte de los usuarios con una correcta identificación y participación, garantizando la receptividad y plena aceptación por parte de estos.

5.2.2 Conclusiones respecto a la Depuradora Ecológica compuesta con tratamiento secundario de FHS

De acuerdo a los estudios realizados en esta tesis, se puede afirmar que los humedales FHS, en la actualidad y con los resultados de este trabajo, se presentan como una tecnología completamente consolidada fruto de un interesante ejercicio de colaboración entre la Universidad Politécnica y el gobierno local.

Los buenos resultados específicos respecto a costes de instalación, la facilidad de construcción y de tramitación administrativa, los menores costes de explotación y de mantenimiento en comparación con los sistemas convencionales, contrastados en este trabajo, lo convierten en una alternativa real. Se corrobora la importancia de una buena explotación de estas tecnologías, que consolida la infraestructura mejorando los rendimientos durante el tiempo que lleva en funcionamiento

Las principales conclusiones con respecto al funcionamiento del FHS en comparación con la propuesta de depuración convencional se resume en:

- ✓ La adaptabilidad y sencillez constructiva facilitan los trabajos de construcción, y minimizan la probabilidad de futuros fallos. El presupuesto final de ejecución es considerablemente menor lo que generalmente facilita los trámites administrativos, que suelen estar condicionados por el alcance y coste.
- ✓ Ahorro en los costes de implantación por h-e suponen un 87 % mientras que los costes de explotación suponen un ahorro del 92 % durante todo el ciclo de vida. Por lo tanto supone modelos de financiación más sostenibles.
- ✓ Los impactos ambientales son mínimos. No precisan reactivos ni energía eléctrica para su funcionamiento. Los FHS no generan fangos pese a los elevados rendimientos de eliminación de SST.

- ✓ Mayor integración paisajística y mejora del estado del cauce desde su construcción.

Las conclusiones del FHS comparado con los humedales artificiales convencionales:

- ✓ El sistema FHS introduce la innovación con respecto a otros humedales artificiales al no precisar sustrato. Minimiza los costes y facilita el mantenimiento de la instalación, al no precisar su levantamiento tras un período de funcionamiento para la limpieza o sustitución.
- ✓ Su construcción mediante canales facilita la adaptación a las características topográficas del terreno.
- ✓ La importancia de las labores de explotación y mantenimiento garantizan el óptimo funcionamiento de este tipo de instalaciones, que incluso mejora conforme la instalación se consolida en el tiempo. La organización y el control y seguimiento de las labores de explotación, en este caso por parte de la Administración local, garantizan la correcta implementación.

5.2.3 Propuestas de mejora de FHS

Resueltas las inquietudes respecto al funcionamiento como la sostenibilidad del FHS si éste es gestionado adecuadamente, a continuación se resumen las propuestas de mejora consideradas tras este trabajo, que principalmente parten por un mejor conocimiento de la tecnología que facilite su implantación a escala.

- ★ Conocimiento de los procesos que tienen lugar en el interior de la instalación, que suponen entender el biofilm, y los procesos biogeoquímicos que tienen lugar en su interior.
- ★ Análisis del rendimiento de eliminación del nitrógeno y el fósforo, y los procesos que tienen lugar. Esto se debe a la importante afección que supone para el cauce las elevadas concentraciones, como el cumplimiento de exigencias cada vez más restrictivas de la legislación asociada a los vertidos.
- ★ Profundizar en la línea de investigación que concierne a la eliminación de patógenos. Además de conocer los rendimientos de eliminación en el tratamiento, nos permitiría conocer si este tipo de infraestructuras se puede implementar combinada en tratamientos de tipo terciario.

- ★ Los humedales artificiales han demostrado suficiente potencial de eliminación de contaminantes emergentes, de metales pesados, atenuación de los niveles de pesticidas, y disminución de los disruptores endocrinos. Por tanto, se abre una interesante línea de investigación para verificar la efectividad de esta tecnología en la eliminación de este tipo de contaminantes.
- ★ Análisis de integración de las aguas pluviales en este tipo de procesos. Estos caudales son los principales responsables de las variaciones repentinas de flujos.
- ★ Posibilidades de combinación con otras tecnologías implementando algunas de sus etapas, con el objeto de aprovechar los puntos fuertes que presenta para solventar las deficiencias y carencias de otra y, de esta manera, crear sinergias y multiplicar las opciones y propuestas.

5.3 Contribuciones principales de la tesis

Esta tesis confirma la necesidad de recuperar las tecnologías no convencionales como alternativa a la resolución de la problemática actual existente en poblaciones reducidas en todos los contextos, enlazando desarrollo y conservación.

En este trabajo se plantean dos contribuciones tecnológicas, el FHS y el IEP. En ambas se confirma la importancia de la evaluación continua y seguimiento, tanto de su funcionamiento como de las labores de explotación y mantenimiento. Porque la sencillez de la tecnología no exime de estos trabajos.

Con estas contribuciones se visibiliza la importancia del contexto social y político como claves para la implantación tecnológica como su continuidad.

5.4 Futuras líneas

El FHS resuelve los retos de la depuración como la calidad y seguridad del suministro, como el sostenimiento económico.

La cooperación de carácter multidisciplinar entre los centros políticos de toma de decisiones y los Centros de Investigación y Universidades, así como las empresas, son una interesante alternativa y abre nuevas vías de conocimiento, implantación y desarrollo de nuevas propuestas que faciliten el cumplimiento de los objetivos de la depuración. Esta colaboración es más necesaria en contextos de cooperación.

Para ello es necesario vencer las fuerzas que se oponen al cambio de modelo en la implementación de la depuración y la apertura de tecnologías alternativas con el

objetivo de reducir la contaminación en los ríos y cauces, conforme exige las legislaciones vigentes en cada población, que cada vez son más restrictivas.

En el área de tratamiento de los residuos se abren nuevas líneas de investigación y están dirigidas a la separación de efluentes, o la depuración descentralizada, lo que facilitaría la gestión y control de los procesos, que permite dar un tratamiento más específico a cada tipo de agua residual, aumenta la eficiencia y facilita la reutilización. En esta línea podría integrarse el IEP pero con el adecuado estudio. Se trata de una propuesta que está cobrando auge no solo para países en desarrollo, sino también para países desarrollados, como por ejemplo de las ciudades inteligentes.

Esta integración de este tipo de propuestas a múltiples escalas abre una línea de propuestas donde de infraestructuras verdes, integradas en todas las dimensiones de la nuestro entorno. Es por ello que se han de ir venciendo las fuerzas que se oponen al cambio de paradigma tecnológico y la apertura de nuevas vías de diseño y construcción. En este trabajos se intuyen distintas causas que se oponen actualmente al cambio de paradigma, pero que es preciso estructurar y analizar para la obtención de conclusiones claras, siendo una interesante línea abierta de investigación.

CAPÍTULO 6: BIBLIOGRAFÍA

- Alcamo J., (2011). *The Global Water Quality Challenge*. A presentation at the UNEP Water Strategy Meeting, Nairobi.
- ATV-DVWK-A 131E (2005). *Dimensioning of Single-Stage Activated Sludge Plants*. German Association for Water, Wastewater and Waste.
- Arvanitoyannis, I.S.(2008) *Waste Management for the Food Industries, 1st Edition*. Food Science and Technology Academic Press.
- Ávila C., Salas J.J., Martín I., Aragón C., García, J. (2013). *Integrated treatment of combined sewer wastewater and stormwater in a hybrid constructed wetland in southern Spain and its further reuse*. Ecological Engineering 50 pp. 13-20.
- Ávila C., Aragón C., Martín I., Salas J.J., Bayona J. M., García J. (2013). *Removal of emerging organic contaminants in hybrid constructed wetlands for the treatment of wastewater of small communities of warm climate regions*. 5 th international Symposium on Wetland Pollution Dynamics and Control 2013, Nantes (France)
- Ávila C., Nivala J., Olsson L., Kassa K., Headley T., Mueller R.A., Bayona J.M., García, J., (2014). *Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed wetlands: Influence of media size, loading frequency and use of active aeration*. Sci. Tot. Environ. 494- 495, pp. 211-217
- Barbier E. B., Acreman M. C., Knowler D. (1997). *Valoración económica de los humedales. Guía para decisiones y planificadores*. Oficina de la convención de Ramsar.
- Bates B. C., Kundzewicz Z. W., Wu S., Palutikof J. P.(2008). *Climate Change and Water*. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- Begg J.S., Lavigne R.L., Veneman P.L.M. (2001). *Reed beds: constructed wetlands for municipal wastewater treatment plant sludge dewatering*. Water Science Technology 44, pp. 393- 398.
- Biswas A. K., Tortajada, C.(2011), *Water quality management: an introductory framework*. Water Quality Management: Challenges and Expectations. Vol. 27, No 1: pp. 5-11.
- Black R. E., Cousens S., Johnson H. L., Lawn J. E., Rudan I., Bassani D. G., Jha P., Campbell H., Walker C. F., Cibulskis R., Eisele T., Liu L. (2010). *Global, regional, and national causes of child mortality in 2008: a systematic analysis*. The Lancet, Vol. 375, No. 9730, pp. 1969–87.
- Boog J., Nivala J., Sullivan C., Aubron T., Bernhard K., Wallace S., van Afferden M., Müller R. (2013). *Hydraulic characterization and optimization of total nitrogen removal in an aerated vertical subsurface-flow wetland*. 5 th international Symposium on Wetland Pollution Dynamics and Control 2013 Nantes (France)
- Brisson J. (2013). *Ecosystem services of wetlands : does plant diversity really matter?*. 5 th international Symposium on Wetland Pollution Dynamics and Control 2013 Nantes (France)
- Brix H.(1987). *The applicability of the wastewater treatment plant in Othfresen as scientific documentation of the root-zone method*. Water Science and Tech. 19, 19-24.
- Brix H.(1987). *Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - the root-zone method*. Water Science and Tech. 19, 107-118.
- Brix H.(1993). *Macrophyte-mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanisms and rates*. Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Moshiri G.A. (ed.), Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp. 391-398.
- Brix H., Arias CA.,(2005). *Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage*. Water Science Technology 51, 1-9.

- Brix, H., Arias, C. (2005) The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecol. Eng.* 25(5): 491-500
- Brix H., Schierup HH., Arias CA.(2007). *Twenty years experience with constructed wetland systems in Denmark – what did we learn?*. *Water Science and Tech.* 56, 63-68.
- Button M., Rodriguez M., Brisson J., Weber K., (2013). *Comparison of the microbial community metabolic function in different field-scale constructed wetland designs: A spatial dynamics study.* 5 th international Symposium on Wetland Pollution Dynamics and Control 2013 Nantes (France).
- Cajigas, A., (2012). *La evolución de la depuración de las aguas residuales urbanas en España.* *Ingeniería Civil* nº 168.
- Carvalho P., Lva T., Zhanga Y., Ariasa C.A., Brix H. (2013). *Micropollutants metabolism in constructed wetland systems.* 5 th international Symposium on Wetland Pollution Dynamics and Control 2013 Nantes (France)
- CENTA (2012), *Manual para la implantación de sistemas de depuración para pequeñas poblaciones.*
- CEDEX (2010). *XXVIII Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras.*
- Cendra J., Stahel, A., Canadell, S., Cano, M., Bernal, R., Cucina, M., Lazzarini, B., Lobera, J. (2009) *Algunas tesis para la evaluación de tecnologías desde las perspectiva de sostenibilidad.* ICSMM 09. Barcelona.
- Chon K., Chang J.S., Lee E., Lee J., Ryu J., Cho J., (2011). *Abundance of denitrifying genes coding for nitrate (narG), nitrite (nirS), and nitrous oxide (nosZ) reductases in estuarine versus wastewater effluent-fed constructed wetlands.* *Ecol. Eng.* 37 (1), 64-69.
- Collado N.(2000). *Análisis Económico de Sistemas Naturales de Depuración en Núcleos Rurales.* ETSECCPB dissertation, Technical University of Catalonia, 89 pp.
- Collado R., Vargas G.; (1991). *La depuración de aguas residuales en pequeñas comunidades. Criterios de selección.* *Tecnología del Agua*, 80..
- Corbella C., Garfí M., Puigagut J., (2014) Vertical redox profiles in treatment wetlands as function of hydraulic regime and macrophytes presence: Surveying the optimal scenario for microbial fuel cell implementation. *Science of The Total Environment.* Volumes 470–471, Pages 754–758.
- Costanza R., D'Arge R., de Groot R.S., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van den Belt M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, pp. 253–260
- Crites R., Dombeck G., Williams C.,(1996). *Two Birds with One Wetland: Constructed Wetlands for Effluent Ammonia Removal and Reuse Benefits.* *Proceeding of WEFTEC 96*, Water Environment Federation, Dallas, TX.
- Crites R., Tchobanoglous A.(1998). *Small and Decentralized Wastewater Management Systems.* McGraw-Hill, New York.
- Cooper P. (2005). *The performance of vertical flow constructed wetland system with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates.* *Water Science Technology*, 51 (9), 81-90.
- Cooper P., (2007), *The Constructed Wetland Association UK database of constructed wetland systems.*
- Cooper PF., Job GD., Green MB., Shutes RBE.(1996). *Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment.* WRC Publications, Medmenham, Marlow, 184 pp.
- Corcoran E., Nellesmann C.; Baker E., Bos R.; Osborn D; Savelli H. (2010). *Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development.* A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme (UNEP), UN-HABITAT, GRID-Arendal.

Correa-Galeote D., Marco, D.E., Tortosa, G., Bru, D., Philippot, L., Bedmar, E.J., (2013). *Spatial distribution of Ncycling microbial communities showed complex patterns in constructed wetland sediments*. FEMS Microbiol. Ecol. 83 (2), 340-351.

Daly H. E. (1996). *Beyond Growth: The economics of sustainable development*. Boston. Beacon-Press.

Damià L., López M.J., (2008) Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. Panel Científico Técnico de seguimiento de la política de aguas.

Davies-Colley R. J., Smith, D. G., (2001). Turbidity Suspended sediment, and water clarity: a review. Journal of the American Water Resources Association. Volume 37, Issue 5, pages 1085–1101

Davidson C.I., Matthews H.S., Hendrickson C.T., Bridges M.W., Allenby B.R., Crittenden J.C. (2007). *Adding sustainability to the engineer's toolbox: a challenge for engineering educators*. Environ. Sci. Technol., 41, pp. 4847–4850.

Delgadillo. O., Camacho, A., Perez, L.F., Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua

Desta H., Lemma B., Fetene, A. (2012). *Aspects of climate change and its associated impacts on wetland ecosystem functions - A review*. Journal of American Science 8(10).582- 596.

Devito K. J., Fitzgerald D., Hill A. R., Aravena, R. (2000). *Nitrate dynamics in relation to lithology and hydrologic flow path in a river riparian zone*. Journal of Environmental Quality, 29, 1075-1084.

Dong Y., Wiliński P., Dzakpasu M. and Scholz M. (2011). Impact of hydraulic loading rate and season on water contaminant reductions within integrated constructed wetlands. *Wetlands* 31:499–509.

El país. Sociedad: *El agua contaminada causa más guerras que cualquier forma de violencia* Europa Press, 22-03-2010.
http://sociedad.elpais.com/sociedad/2010/03/22/actualidad/1269212403_850215.html

El Economista (2014). La mala depuración del Agua en España alarma a la Unión Europea. 05-02-2014. (http://ibercede.ibercaja.es/documenta/info_noticia/la-mala-depuracion-del-agua-en-espana-alarma-a-la-union-europea.aspx).

El-Gohary F., El-Kamah H., Wahaab R.A., Mahmoud M., Ibrahim H.A., (2012). *Management of wastewater from the vegetable dehydration industry in Egypt – a case study*. Environmental Technology, 33 (2), 211-219.

El País. Sociedad: La UE condena a España por incumplir la directiva del agua. E.G. Sevillano. http://sociedad.elpais.com/sociedad/2013/10/24/actualidad/1382637597_827378.html

Farzadkia M., Ehrampush M.H., Mehrizi E.A., Sadeghi S., Talebi P., Salehi A., Kermani M., (2015). *Investigating the efficiency and kinetic coefficients of nutrient removal in the subsurface artificial wetland of Yazd wastewater treatment plant*. Environmental Health Engineering and Management Journal 2015, 2(1), 23–30

Ferrer Y., Ortega de Miguel, E., Salas, J.J. (2012). *Tendencias actuales en las tecnologías de tratamiento de las aguas residuales generadas en las pequeñas aglomeraciones urbanas*. Ingeniería Civil. (CEDEX). 168

Faulwetter J.L., Gagnon V., Sundberg C., Chazarenc F., Burr M.D., Brisson J., Campera, A.K., Stein, O. (2009). *Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review*. Ecological Engineering. 35: 987–1004.

Gajewska, Obarska-Pempkowiak H. (2011). *Efficiency of pollutant removal by five multistage constructed wetlands in a temperate climate*. Env. Protect. Engin., 37(3): 27-36.

Gao H., Schreiber F., Collins G., Jensen M.M., Kostka J.E., Lavik G., de Beer, D., Zhou, H.Y., Kuypers, M.M.M., 2010. Aerobic denitrification in permeable Wadden Sea sediments. ISME J. 4 (3), 417e426.

García J., Mujeriego, R., Obis, J. M., Bou, J., (2001). *Wastewater treatment for small communities in Catalonia (Mediterranean region)*. Water Policy. Volume 3-4, 341–350. 5th International Conference on Wetland Pollutant Dynamics and Control.

García E. (2004). Medio ambiente y sociedad: la civilización industrial y los límites del planeta. AlianzaEnsayo.

García J., Aguirre P., Mujeriego R., Huang Y., Ortiz L., Bayona JM.(2004). *Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater*. Water Res., 38 (7), 1669-1678

García J., Chiva J, Aguirre P., Alvarez E., Sierra JP., Mujeriego R.(2004 b). *Hydraulic behaviour of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size*. Ecol. Eng. 23,177-187.

García J., Ojeda E., Sales E., Chico F., Píriz T., Aguirre P., Mujeriego R.(2003). *Spatial variations of temperature, redox potential, and contaminantes in horizontal flow reed beds*. Ecology Eng., 21, 129-142.

García J., Rousseau D.P.L., Morató J., Lesage E., Matamoros V., Bayona J.M. (2010) Contaminant removal processes in subsurface flow constructed wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 40(7), 561-661

Gebrezgabher S.A., Meuwissen M., Kruseman G., Lakner D., Oude Lansik A., (2015). *Factors influencing adoption of manure separation technology in the Netherlands*. Journal of Environmental Management. Vol 150, pages 1-8..

George, R. (2009). La mayor necesidad. Un paseo por las cloacas del mundo.

Giraldi D., Ianelli, R. 2009. *Short-term water content analysis for the optimization of sludge dewatering in dedicated constructed wetlands (reed bed systems)*. Desalination 246, 92-99.

GIZ Agencia de Cooperación Internacional de Alemania, Programa de Saneamiento Sostenible ECOSAN. (2011). Technology Review of Constructed Wetlands Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment

Granholm J.M., Chester S.E. (2007). Michigan fruit and vegetable processor's guide to environmental regulations. Michigan Department of Environmental Quality. http://www.michigan.gov/documents/deq/deq-essp2tas-FVGuidebook_199592_7.pdf, consultado, junio 02, 2012.

Gray J. R., Glysson G. D., Edwards, T. K. (2008). *Suspended-sediment samplers and sampling methods*. Sedimentation Engineering, Manual, 2008

Greiner RW., Jong J.D.(1984). *The use of marsh plants for the treatment of waste water in areas designated for recreation and tourism*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.

Hernandez M. A., Robles M., Torero, M. (2010). *Fires in Russia, Wheat Production, and Volatile arkets: Reasons to Panic?* 2010 International Food Policy Research Institute, 6

IDAE Instituto para la diversificación de la Energía(2007). *Biomasa: Digestores Anaerobio*.

IEA, International Energy Agency (2015). *World Energy Outlook 2015*. Paris, IEA.

IEA International Energy Agency (2009) World Energy Outlook Special Report 2015

Hernández A., Hernández A., Galán P.(1995). *Manual de Depuración Uralita*. Editorial Paraninfo SA. Madrid.

Hernández-Sancho, F., M. Molinos-Senantea and R. Sala-Garrido. 2010. *Economic valuation of environmental benefits from wastewater treatment processes: An empirical approach for Spain*. Science of The Total Environment. Volume 408, Issue 4, 953-957.

Hayder S., Haider H., Nadeem O., Hussan G., Zahra S., (2015). *Proposed Model for wastewater treatment in Lahore using constructed wetland*.

Imfeld G, Braeckevelt M, Kusch P and Richnow HH (2009). *Monitoring and assessing processes of organic chemicals removal in constructed wetlands*. Chemosphere, 74, pp. 349-362

Jácome A., Molina J., Suarez J., Mosqueira G., (2014)

Jenkins A.R., B.C. Murray R.A. Kramer, S.P. Faulkner. (in press) Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics*

Józwiakowski K., (2009). *Possibilities of protection of water resources with the use of constructed wetland systems: a review*. *Ecohydrology and Hydrobiology* Vol. 9, No 2-4, 297-306

Jong JD.(1976). *The purification of wastewater with the aid of rush or reed ponds*. Tourbier J., Pierson RW.Jr. (Eds.), *Biological control of water pollution*. Univ. Pennsylvania Press, Philadelphia, page 133-139.

Kadlec RH., Knight RL.(1996). *Treatment Wetlands* Boca Raton, Florida, USA: CRC Press

Kadlec RH., Knight RL., Vymazal J., Brix H., Cooper P., Haberl R.(2000). *Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation*. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, IWA Publishing, 155 pp.

Kadlec R.H., Wallece, S.D.(2008). *Treatment Wetlands. Second edition*. CRC Press. Taylor & Francis Group.

Keddy P.A. (2000). *Wetland ecology: principles and conservation*. Cambridge University Press.

Jenkins M. W., Draper A. J., Kirby, K. W., Lund, J. R. and Howitt, R. E. 2003. Economic-engineering optimization for California water management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, Vol. 129, No. 3, pp. 155–64.

Langergraber G., Šimůnek J. (2012): Reactive Transport Modeling of Subsurface Flow Constructed Wetlands Using the HYDRUS Wetland Module. *Vadoze Zone J* 11(2) Special Issue "Reactive Transport Modeling",

Langergraber, G. and Šimůnek, J. (2005). *Modeling variably saturated water flow and multicomponent reactive transport in constructed wetlands*. *Vadose Zone J.* 4(4):924-938.

Landeros-Sánchez C., Lango-Reynoso F., Cstañeda-Chávez M., Galaviz-Villa I., Nikolskii-Gavrilov I., Palomarez-García M., Reyes-Velázquez Mínguez-Rodríguez, M.,(2012). *Assessment of Water Pollution in Different Aquatic Systems: Aquifers, Aquatic Farms on the Jamapa River, and Coastal Lagoons of Mexico*. *Journal of Agricultural Science*; Vol. 4, No. 7; 2012

Lehto M., Sipilä, I., Sorvala, S., Hellstedt, M., Kymäläinen, H.R. & Sjöberg, A.M. (2009). *Evaluation of on-farm biological treatment processes for wastewaters from vegetable peeling*. *Environmental Technology*, 30 (1), 3-10. 26.

Lucey K. J., & Goolsby, E. (1993). *Effect of climatic variations over 11 years on nitrate-nitrogen concentrations in the Racoon River, Iowa*. *Journal Environmental Quality*, 22, 38-46.

Lukoaya N., Nakalanzi D., Babu M., Hein T., (2015). *Buffering municipal wastewater pollution using urban wetlands in sub-Saharan Africa: a case of Masaka municipality, Uganda*. *Environmental Technology* Volume 36, Issue 17, 2149-2160

Mander Ü., Löhmus, K., Teiter, S., Mäuring, T., Nurk, K., Augustin, J. 2008. Gaseous fluxes in the nitrogen and carbon budgets of subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 404, 343-353

Mander Ü., Maddison, M., Soosaar, K., Karabelnik, K. 2011. The Impact of Pulsing Hydrology and Fluctuating Water Table on greenhouse Gas Emissions from Constructed Wetlands. *Wetlands* 31:1023-1032, DOI 10.1007/s13157-011-0218-z

Mander et al. (2014) Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecol. Eng.* 66, 19-35.

Masi F., Martinuzzi N.(2007). *Constructed wetlands for the Mediterranean countries: Hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation*. *Desalination* 215 (1-3): 44-55.

McKinley J.W., Siegrist R.L. (2011). *Soil Clogging Genesis in Soil Treatment Units Used for Onsite Wastewater Reclamation: A Review*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. Volume 41 (24), 2186-2209

Meyer D., Masi, F., Tondera, K.,(2013). *Constructed Wetlands for combined sewer overflow treatment*. IWA Specialist Group on Wetland Systems for Water Pollution Control. Workshop UFZ.Leipzig, 14/06/2013.

Mitsch W. J. y Gosselink, J. G. (2007). *Wetlands*. Ed. John Wiley & Sons. New York.

Mitsch W.J.(2013) Protecting the Florida Everglades wetlands with wetlands - Can stormwater phosphorus be reduced to oligotrophic conditions?.5th International Conference on Wetland Pollutant Dynamics and Control.

Metcalf& Eddy Inc. (2002): *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* .Vols. I yII. Ira. Edición. Editorial McGraw – Hill..

Miguel E., Miguel J., Curt M.D. (2005). Manual de Fitodepuración, Filtro de macrófitas en flotación.

Molle P., Liénard A., Boutin C., Merlin G. and Ivema, A. (2005) How to treat raw sewage with constructed wetlands, an overview of the French system. *Water Science and Technology* 51 (9), 11-21

Moser C.A., Calton G. (1980) *Survey Methods in Social Investigation*. Heinemann Educational Books LTD.

Muga H.E, Mihelcic J.R. (2007). *Sustainability of wastewater treatment technologies*. *Journal of Environmental Management* 88: 437-447.

Narula S. (1999). *Broken People: Caste Violence against India's Untouchables*. Human Right Watch.p.24.

Microbial community structure and their activity in aquatic environment M. Nasu, N. Yamaguchi and K. Tani Graduate School of Pharmaceutical Sciences, Osaka University, 1-6, Yamada-oka, Suita, Osaka 565-0871, Japan

Nielsen S. 2008. *Sludge treatment y drying reed bed systems 20 years of experience*. Processing of Conference: European Conference on Sludge Treatment.1-2 September, Liège (Belgium).

Nivala J., Hoos, M.B., Cross, C., Wallace, S., Parkin, G., 2007. Treatment of landfillleachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Sci.Total Environ.* 380: 19–27.

Nivala J (2012) Effect of design on treatment performance, plant nutrition and clogging in subsurface flow treatment wetlands. PhD Dissertation, Department of Bioscience, Aarhus University, Denmark.

Wallace S.D., 2001. Patent: System for removing pollutants from water. United States: US 6,200,469,B1.

Nivala, J.A. , Headley, T., Wallace, S.D., Bernhard, K., Brix, H., van Afferden, M., Müller., R. (2013) Comparative analysis of constructed wetlands: Design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. *EcologicalEngineering*. (inpress).

Nuñez, O., (2010) *Inodoro ecológico popular*. CIPRES.

Nokes, S., Greenwood, A.,(2006) *La guía definitiva de la gestión de proyectos*. FT Prentice Hall.

Coban O., Kusch P., Kappelmeyer U., Spott O., Martienssen M., Jetten M.S.M, Knoeller K. (2015). *Nitrogen transforming community in a horizontal subsurface-flow constructed wetland*. *WaterResearch*. Volume 74, 1 May 2015, Pages 203–212

ONGAWA. (2015) *Investigacion nacional para conocer la situación del Derecho al Agua y al Saneamiento en las zonas rurales de Nicaragua*

OMS y UNICEF (2012). *Progresos sobre el agua potable y saneamiento. Informe 2012*.

Pacheco A. J., Cabrera, S. A. (2003). *Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas*. *Revista Ingeniería*, 7 (2), 47-54.

Paranychanakis N.V., Angelakis A.N., Leverenz H., Tchobanoglous. G. (2007) *Treatment of wastewater with slow rate systems: a review of treatment processes and plant Functions*. *Critical reviews in environmental science and technology* 36 (3),187-259.

- Pathak B., (1991) Road to freedom. A sociological Study on the abolition of scavenging in India.
- Petrosillo I., Semeraro T., Zurlini G. (2010) Detecting the 'conservation effect' on the maintenance of natural capital flow in different natural parks. *Ecol. Econ.*, 69, pp. 1115–1123.
- Phan, M.; Muller, J. F.; Brasseur, G. P.; Granier, C.A *3D model study of the global sulphur cycle: Contributions of anthropogenic and biogenic sources*. *Atmospheric environment*.Vol 30, Pages 1815–1822
- PNUD (2006).*Informe sobre desarrollo humano 2006. Más allá de la escasez: poder, pobreza y la crisis mundial del agua*. Mundi-prensilibros. 2006.
- Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J.J., Bécares, E., García, J. (2007). Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: a comparative study. *Ecological Engineering* 30(4), 312-319.
- Qadir, M., Wichelns, D., Raschid-sally, L., McCornick, P. G.; Dreschsel, P., Bahri, A., Minhas, P.S., *The challenges of wastewater irrigation in developing countries*. *Agricultural Water Management*. Volume 97, 561-568.
- Rai, U.N., Upadhyay, A.K., Singh, N.K., Dwivedi, S., Tripathi, R.D. (2015). *Seasonal applicability of horizontal sub-surface flow constructed wetland for trace elements and nutrient removal from urban wastes to conserve Ganga River water quality at Haridwar, India*. *Ecological Engineering*. Volume 81, 115–122.
- Rebelo A.J., Le Maitre D. C., Esler K.J., Cowling R.M. (2015). Hydrological responses of a valley-bottom wetland to land-use/land-cover change in a South African catchment: making a case for wetland restoration. *Restoration Ecology*. Volume 23, Issue 6, 829–841.
- Reemtsma, T. et al. (2006). *Polar Pollutants Entry into the Water Cycle by Municipal Wastewater: A European Perspective*. *Environmental Science Technology*. 40:5451-5458
- Richards, R. P., Baker, D. B., Creameer, N. L., Kramer, J. W., Ewing, D. E., Merryfield, B. J., & Wallrabenstein, K. L. (1996). *Well water quality, well vulnerability, and agricultural contamination in the Midwestern, United States*. *Journal of Environmental Quality*, 25, 384-402.
- Rousseau D., Auvinen H., Meers E., Gijs Du Laing (2015). *Constructed wetlands in Flanders (Belgium): front runners or runner-ups?* .
- Rühmland, S., Barjenbruch, M., (2013). *Disinfection capacity of seven constructed wetlands and ponds*. *Water Sci Technol*. 2013;68(10):2111-7.
- Ruiz-Rueda, O., Hallin, S., Baneras, L., (2009). *Structure and function of denitrifying and nitrifying bacterial communities in relation to the plant species in a constructed wetland*. *FEMS Microbiol. Ecol*. 67 (2), 308e319.
- Sánchez M, Méndez A., Montoya J. , Arias C. (2015). Removal efficiency and clogging in a HSSF industrial wastewater treatment system in Colombia.
- Sato, T., Qadir, M., Yamamoto, S. (2013). *Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use*. *Agricultural Water Management*, 2013. Vol 130, 1-13.
- Schulz R., Peall S.K.C (2001). *Effectiveness of a Constructed Wetland for Retention of Nonpoint-Source Pesticide Pollution in the Lourens River Catchment, South Africa*. *Environmental Science Technology*, 2001, 35 (2), pp 422–426
- Semeraro T., Giannuzzi C., Beccarsisi L., Aretano R., De Marco A., Pasimeni M. R.; Zurlini G., Petrosillo I. (2015) A constructed treatment wetland as an opportunity to enhance biodiversity and ecosystem services
- Šimůnek J., Šejna, M., van Genuchten. M.Th. (2011). *The HYDRUS Software Package for Simulating the Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media*. Technical Manual, Version 2.0. PC-Progress, Prague, Czech Republic, 254p.
- Song, K.Y., Kang, H., Zhang, L., Mitsch, W.J., 2012. *Seasonal and spatial variations of denitrification and denitrifying bacterial community structure in created riverine wetlands*. *Ecol. Eng.* 38 (1), 130e134.

- Stern, N. 2007. How climate change will affect people around the world. *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge, UK, Cambridge University Press, pp. 65–103.
- Stigter, T. Y., Ribeiro, L., & Carvalho, H. A. (2005). Evaluation of an intrinsic and specific vulnerability assessment method in comparison with groundwater salinization and nitrate contamination levels in two agricultural regions in the south of Portugal. *Journal of Hydrogeology*, 14, 79-99.
- Studdert, G. A., Carabaca, L. S., & Echeverría, H. E. (2000). *Estimación del nitrógeno mineralizado para un cultivo de trigo en distintas secuencias de cultivos*. *CienciadelSuelo*, 18 (1), 17-27.
- Tanner CC.(1994). *Treatment of Dairy Farm Wastewater in Horizontal and up-flow Gravel-Bed Constructed Wetlands*. *Water Science and Technology* 29 (4): 85-93.
- Tanner CC., Clayton JS., Upsdell MP.(1995). *Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewater in constructed wetlands. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms*. *Water Res.*, 29, 17-26.
- Tanner CC., Sukias JP.(1995). *Accumulation of organic solids in gravel bed constructed wetlands*. *Water Sci. Technol.* 229-239.
- Tanner CC., Sukias JPS., Upsdell MP.(1998). *Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters*. *Water Research* 32(10), 3046-3054.
- Tanner CC., Sukias JPS., Upsdell MP.(1998). *Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetland treating farm dairy wastewater*. *Water Res.*, 32, 3046-3054.
- Tessier, D., Lajudie, A., Petit, J. C. (1992). Relation between the macroscopic behavior of clays and their microstructural properties. *Applied Geochemistry*. Vol 7, pg 151-161.
- The World Bank(2001). *Health and Environment. Strategy papers*. Washington DC.
- Truu, M., Juhanson, J., Truu, J. (2009) Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *Science of the Total Environment*. 407: 3958-3971.
- UNATSABAR - CEPIS/OPS-OMS.COSUDE (2003). *Especificaciones Técnicas para el Diseño de Letrinas con Arrastre Hidráulico*.
- (UNATSABAR) Unidad de Apoyo Técnico al Saneamiento Básico Rural. (2003). "Especificaciones técnicas para el diseño de zanjas filtros y filtros subsuperficiales de arena". Publicado por: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). Disponible en: <http://www.cepis.opsoms.org/bvsacd/cosude/x.pdf>.
- UNEP(2010) *Annual report 2010*. <http://www.unep.org/annualreport/2010/>
- UPV, (2005) *Teoría y metodología del proyecto*. Master en Dirección y Gestión de Proyectos.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency).(2000). *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. EPA/625/R-99/010. USEPA Office of Research and Development, Cincinnati, OH
- USEPA (United States Environmental Protection Agency).(1993). *Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. A Technology Assessment*. EPA/832/R-93/008. USEPA Office of Research and Development, Cincinnati, OH.
- Van Oirschot, Wallaceb S., Rietland (2013) High load performance and clogging limits of vertical flow aerated wetlands (FBA). *Global Wetland Technology*
- Van Cuyk S, Siegrist R., Logan A., Masson S., Fischer E, Figueroa L. (2001) Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration system. *Water Research*. Vol 35 (4): 953-964
- Ventura Y., Moshe, S.,(2013) Halophyte crop cultivation: The case of *Salicornia* and *Sarcocornia*. *Environmental and Experimental Botany*. Volume 92, Pages 144–153

- Vymazal J., Březinová, T., (2015). *Removal of pharmaceuticals in three constructed wetlands in the Czech Republic*. 6th international Symposium on Wetland Pollution Dynamics and Control 2015, York (England).
- Vymazal, J., (2007). *Removal of nutrients in various types of constructed wetlands*. Science of the Total Environment 380 (1-3): 48-65.
- Vymazal J., Brix H., Cooper PF., Green MB., Haberl R. (1998). *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys publ. Leiden. The Netherlands.
- Vymazal J., Brix H., Cooper PF., Harbel R. (1998). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden. 366 pp.
- Vymazal J., Kröpfelová L. (2008). *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Editorial Board. Environmental Pollution, vol. 14.
- Vymazal J., Masa M. (2003). *Horizontal sub-surface flow constructed wetland with pulsing water level*. Water Sci. Technology, 48 (5), 143-148.
- Wallace S., Austin, D. (2008). *Emerging models for nitrogen removal in treatment wetlands*. Journal of Environmental Health. 71:10-16.
- Wang C.X., Zhu, G.B., Wang, W.D., Yin, C.Q., (2013). *Preliminary study on the distribution of ammonia oxidizers and their contribution to potential ammonia oxidation in the plant-bed/ ditch system of a constructed wetland*. J. Soils Sediments 13 (9), 1626-1635.
- Weber K.P., Legge R.L. (2013). *Comparison of the catabolic activity and catabolic profiles of rhizospheric, gravel-associated and interstitial microbial communities in treatment wetlands*. Water Sci. Technol. 67:886-893
- Wetzel, R. (1981) Limnología. Barcelona: Ediciones Omega S.A.
- World Health Organization and UNICEF. Water for life. Making it happen. France WHO press; 2005. 44 p
- Wu J. (2013). *Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes*. Landscape Ecology, 28, 999–1023.
- WWAP (2009). Tercer Informe sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo (WWDR3).
- Yang L., Jen Y.P., Hsieh J.Y. (2013) Treatment of Endocrine Disrupting Chemicals (EDCs) by Constructed Wetlands – A Case Study in Taiwan. 5 th international Symposium on Wetland Pollution Dynamics and Control 2013
- Zhao YQ., Sun G., Allen SJ. (2004). *Anti-sized reed bed system for animal wastewater treatment: a comparative study*. Water Research 38: 2907-2917

ANEXO I

I.1 Antecedentes legislativos y planes asociados

A partir de la aprobación de la Ley de Aguas en 1985, se da comienzo a una nueva visión en relación con el control de la contaminación en España al incluir una serie de estipulaciones que significaron un cambio de estrategia en relación con los vertidos. Es en este momento cuando despegaba la depuración. “El agua es un recurso que debe estar disponible no solo en la cantidad necesaria sino también con la calidad precisa, en función de las directrices de la planificación económica”.

El pertenecer a la UE, el marco legislativo comunitario rige la legislación nacional y los Estados miembros deben de habilitar las disposiciones legislativas, reglamentarias y administrativas necesarias para darla cumplimiento. La Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas limita la calidad de las aguas vertidas, así como recoge las consideraciones de necesidad de proteger tanto la salud pública como el estado ambiental de las masas.

Esta directiva es recogida en la Ley 11/1995, y completado con el Real Decreto 509/1996, y 2116/1998, donde se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. El responsable del cumplimiento de la legislación específica se articula a partir de la Ley 7/1985 de Bases de Régimen Local y recae en la Administración del municipio. Esta es modificada por la directiva 98/15/CE.

Se establecen unos requerimientos mínimos obligatorios para la recogida, el tratamiento y vertido de las aguas residuales urbanas e industriales.

Además, se define la “zona sensible”, donde las exigencias de depuración son mayores al tratarse de áreas con valor ecológico o “destinadas a la obtención de agua potable”. Las exigencias de esta directiva eran bastante similares a las ya recomendadas por el CEDEX en 1974 en sus “Recomendaciones para el Diseño de Instalaciones de Depuración”. (Cajigas, 2012)

Esta directiva recoge los criterios para la determinación de zonas sensibles y menos sensibles, los plazos para la depuración de las aguas residuales vertidas en estas zonas, junto con las características de las instalaciones de tratamiento definidas según la clasificación las características de la zona de vertido, que confirman los requisitos que deben cumplir sus efluentes. Esta ley recoge los límites de vertido, pero las autorizaciones de vertidos podrán imponer requisitos más rigurosos cuando ello sea necesario para

garantizar que las aguas receptoras cumplan con los objetivos de calidad fijados en la normativa vigente.

En la tabla 1 y 2 se indican los requisitos de vertido de instalaciones en zonas urbanas y los parámetros a cumplir con la legislación, aplicándose los valores de concentración o porcentaje de reducción en relación con el caudal de carga de entrada. El requisito de reducción de sólidos en suspensiones optativo.

Tabla I.1- Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de depuración de aguas residuales urbanas mediante tratamiento

Parámetros	Concentración	% mínimo de reducción
DBO5	25 mg/L O2	70-90
DQO	125 mg/L O2	75
Total sólidos en suspensión	35 mg/L	90

Tabla I.2- Requisitos de los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles cuyas aguas sean eutróficas o tengan tendencia a serlo en un futuro próximo.

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción
Fósforo total	2 mg/l P (de 10.000 a 100.000 h-e). 1 mg/l P (más de 100.000 h-e).	80 %
Nitrógeno total	15 mg/l N (de 10.000 a 100.000 h-e). 10 mg/l N (más de 100.000 h-e)	70-80

En las tablas I.3 e I.4 especifican los tratamientos exigidos en función de la población y zona de vertido, según la Directiva como la legislación vigente. El tratamiento adecuado es aquel proceso o sistema de eliminación en virtud del cual, después del vertido de dichas aguas, las aguas receptoras cumplan con los objetivos de calidad y las disposiciones pertinentes de la presente y de las restantes Directivas comunitarias. El tratamiento primario exige unas reducciones de DBO5 superiores al 20% mientras que la reducción de SS ha de ser superior al 50%. El tratamiento secundario exige reducciones acordes con la tabla I.1 mientras que el tratamiento terciario exige reducciones acordes con los valores de la tabla I.2.

Tabla I.3-Tratamientos exigidos para el vertido en aguas costeras.

Tamaño aglomeración	Zona menos sensible	Zona normal	Zona sensible
0 – 10.000 h.e.	T.A	T.A	T.A
10.000-150.000 h.e.	T. 1º	T.2º	T.3º
>150.000 h.e.	T.2º (ó T.1º)	T.2º	T.3º

Tabla I.4-Tratamientos exigidos para el vertido en aguas estuarios y ríos.

Tamaño aglomeración	Zona menos sensible	Zona normal	Zona normal alta montaña	Zona sensible
0 –2.000 h.e.	T.A	T.A	T.A	T.A
2.000-10.000 h.e.	T.1º	T.2º	T.2º (-)	T.2º
> 10.000 h.e.	T.2º	T.2º	T.2º (-)	T.3º

La propuesta exige como objetivo final el tratamiento sin especificar los límites de calidad del vertido como la tipología de tecnología. Esta “indefinición” puede ser presentada como un serio problema a la hora de proponer y crear infraestructuras de saneamiento y depuración, pero también se plantea la opción de oportunidad, puesto que esta indefinición podría ser un marco contextual facilitador de nuevas herramientas que flexibilizan la toma de decisiones dado que son las pequeñas poblaciones las que menos recursos disponen. Queda prohibido el vertido de fangos procedentes de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales a las aguas tanto marítimas como continentales.

Esta legislación se presenta englobada en un marco más amplio, la DMA 2000/60/CE que tiene el objetivo de alcanzar el buen estado de las aguas superficiales, para lo que es preciso garantizar el buen estado ecológico y químico, además de cumplir con los objetivos medioambientales previstos en el Texto Refundido de la Ley de Aguas TRLA 1/2001. La protección y alcanzar el buen estado de las aguas ha de acondicionar el programa de medidas de una demarcación hidrográfica, como determina el nivel de exigencia ejercido por la Administración Hidráulica.

Es mediante el reciente Decreto 817/2015, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de cali-

dad ambiental, complementando la transposición al Derecho español de los artículos 4, 7, 8, 10, 16 y los anexos a los que los mismos remiten, de la Directiva 2000/60/CE dando cumplimiento a la Sentencia del Tribunal de Justicia de 24 de octubre de 2013 que declara que el Reino de España ha incumplido sus obligaciones, al no haber adoptado todas las medidas necesarias para transposición de estos artículos.

Según la Ley 26/2007, de Responsabilidad Medioambiental, se dispone que los daños a las aguas que produzcan efectos adversos significativos en el estado ecológico o químico tienen la consideración de daños medioambientales. Es por ello que cualquier acción u omisión que provoque el deterioro del estado de las aguas constituye una infracción cuya calificación dependerá del daño producido al agua o al medioambiente, pudiendo llegar a ser delito.

Según el artículo IV del Real Decreto 817/2015 son las demarcaciones hidrográficas las que velarán por que, en el régimen de depuración de aguas que se aplique, el agua obtenida cumpla los requisitos fijados en el Real Decreto 140/2003. Porque la protección de estas masas de agua contribuye a la reducción del nivel del tratamiento de purificación necesario para la producción de agua potable.

La clasificación del estado ecológico de una masa de agua se evalúa a través de un proceso iterativo a partir de los resultados obtenidos para los indicadores correspondientes a los elementos de calidad biológicos, químicos y fisicoquímicos, e hidromorfológicos. Estos son:

- Elementos de calidad biológicos:
 - Composición y abundancia de fauna bentónica de invertebrados.
 - Composición y abundancia de flora acuática.
 - Composición, abundancia y estructura de edades de fauna ictiológica.
- Elementos de calidad químicos y fisicoquímicos de soporte a los elementos de calidad biológicos:
 - Generales: condiciones térmicas y de oxigenación, salinidad, estado de acidificación y nutrientes.
 - Contaminantes específicos vertidos en cantidades significativas.
- Elementos de calidad hidromorfológicos de soporte a los elementos de calidad biológicos:

- Régimen hidrológico: caudales e hidrodinámica del flujo de las aguas y conexión con masas de agua subterránea.
- Continuidad del río.
- Condiciones morfológicas: variación de la profundidad y anchura del río, estructura y sustrato del lecho del río y estructura de la zona ribereña

Las especificaciones técnicas para el muestreo, análisis en el laboratorio y cálculo de indicadores se recogen en los protocolos. Se realizarán toma de muestras programadas que se controlarán al menos cada tres meses, aunque se recomienda un control mensual.

Es a partir de esta legislación que se introducen nuevos contaminantes como otros prioritarios indicadores del estado de los ríos:

- Compuestos organohalogenados y sustancias que puedan dar origen a compuestos de esta clase en el medio acuático.
- Compuestos organofosforados.
- Compuestos organoestánicos.
- Sustancias y preparados, o productos derivados de ellos, cuyas propiedades cancerígenas, mutágenas o que puedan afectar a la tiroides, esteroidogénica, a la reproducción o a otras funciones endocrinas en el medio acuático o a través del medio acuático estén demostradas.
- Hidrocarburos persistentes y sustancias orgánicas tóxicas persistentes y bioacumulables.
- Cianuros.
- Metales y sus compuestos.
- Arsénico y sus compuestos.
- Biocidas y productos fitosanitarios.
- Materias en suspensión.
- Sustancias que contribuyen a la eutrofización (en particular nitratos y fosfatos).
- Sustancias que ejercen una influencia desfavorable sobre el balance de oxígeno (y computables mediante parámetros tales como DBO o DQO).

ANEXO II

II.1 Bacterias

Con una estructura procariota, en función de su forma se clasifican en 4 grupos: esferoidales, bastón, bastón curvados, filamentosas. El componente mayoritario son bacterias heteortróficas, aunque también pueden hallarse bacterias quimiolitótrofas como los nitrosomas o las nitrobacterias. Pueden estar presentes en forma dispersa, en forma de flóculo o en forma filamentosa.

El papel que desempeñan las bacterias en los procesos de descomposición y estabilización de la materia tanto orgánica como inorgánica (fijación del nitrógeno atmosférico y reducción a amoníaco), y en otros procesos es amplio y de gran importancia. Las bacterias autótrofas se desarrollan más lentamente que las heterótrofas.

La temperatura para la actividad bacteriana es vital, y la óptima se sitúa entre los 25 y 35°. Los procesos de digestión aerobia y nitrificación se detienen cuando alcanzan los 50°. Las bacterias productoras de metano cesan su actividad alrededor de 15°C. Las bacterias nitrificantes autótrofas dejan de actuar cuando la temperatura alcanza valores próximos a 5°C. Con temperaturas de 2°C las bacterias quimioheterótrofas que actúan sobre la materia carbonosa deja de actuar. Las bacterias penetran en el ser humano por la boca, vías respiratorias y los ojos.

Las bacterias que se encuentran más frecuentemente en el agua son las bacterias entéricas que colonizan el tracto gastrointestinal de los animales, en particular del hombre y son eliminadas a través de la materia fecal.

Las bacterias del tracto intestinal no suelen sobrevivir en el medio acuático, están sometidas a un estrés fisiológico y pierden gradualmente la capacidad de producir colonias en medios diferenciales y selectivos. Su velocidad de mortalidad depende de la temperatura del agua, los efectos de la luz solar, las poblaciones de otras bacterias presentes, y la composición química del agua. La presencia de coliformes en el agua indica la contaminación bacteriana reciente y constituye un indicador de degradación de los cuerpos de agua. La tipología de bacterias suele ser diferente entre ríos templados y ríos tropicales. El contenido bacteriano disminuye con la autodepuración y los procesos fisicoquímicos.

Debido a que su detección y recuento a nivel de laboratorio son lentos y laboriosos, se ha usado el grupo de las bacterias coliformes como indicadores, ya que su detección es más rápida y sencilla.

Los residuos fecales presentan organismos patógenos pequeños y difíciles de aislar e identificar, utilizando para ello patógenos de control: presencia o ausencia de *E. coli* y coliforme termal. Las bacterias coliformes incluyen *Escherichia* y *Aerobacter* que pueden crecer en el suelo. La *Escherichia coli* es principalmente de origen fecal y el principal cauce el antropogénico, cada ser humano evacua entre 100.000 y 400.000 millones de organismos coliformes cada día. Pero son posibles otras vías de contaminación como la basura (la mayoría es orgánica: contaminación por nitrógeno), animales, aguas grises provenientes de las viviendas (agua de cocinar, limpiar,... contienen indicadores de fecales y patógenos, estas constituyen el 90%), aguas estancadas (contaminan por infiltración o inundación), heces de los animales....

Son termotolerantes y su capacidad de reproducción fuera del intestino de los animales homeotérmicos es favorecida por la existencia de condiciones adecuadas de materia orgánica, pH, humedad, etc...

Los *Streptococcus* fecales no se multiplican en el medio ambiente, pero son más persistentes en ambientes acuáticos y en suelos contaminados que los *E. coli*. Cuando las descargas son intermitentes o más antiguas, mueren los coliformes fecales y *E. coli*, y permanecen los *Streptococcus*.

Los *Clostridium* sulfito reductores, por ser productores de esporas, tienen una mayor resistencia a las condiciones ambientales y a la desinfección por lo que se utilizan como indicadores de contaminación fecal antigua.

Del grupo coliformes forman parte varios géneros: *Escherichia*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Citrobacter*, *Escherichia coli* (produce dolor abdominal, diarrea, náuseas, vómitos y fiebre), *Klebsiella* (enfermedades respiratorias), *Citrobacter* (alteraciones a nivel del colon e intestinal) con importantes afecciones a las personas.

Un breve comentario acerca de las aeromonas, habitantes normales de fuentes de agua y pueden estar presentes en un alto número en agua fresca en presencia o ausencia de contaminación fecal. Es frecuente encontrar altos recuentos en aguas de desecho, pero se encuentran especies diferentes a las que están presentes en agua dulce. Las *Aeromonas* crecen en un medio ambiente con baja cantidad de nutrientes, algunos estudios han encontrado una significativa correlación entre la presencia de *Aeromonas* y el estado trófico de las aguas dulces.

II.2 Hongos

Muchos son saprófitos y basan su alimentación en materia orgánica muerta. Junto con la bacteria son los principales responsables de la descomposición del carbono en la biosfera, y sin su intervención el ciclo de carbono se interrumpiría y la materia orgánica empezaría a acumularse. Pueden crecer y desarrollarse en zonas de baja humedad y en ámbitos con pH bajos o en condiciones de deficiencia de nitrógeno. Se pueden encontrar en los fangos activos o formar largos filamentos llamados hifas, o en forma de levaduras.

II.3 Algas

Son un filo de las protistas unicelulares o pluricelulares cuyas células no forman tejidos, realizan las fotosíntesis y viven en el agua. En condiciones favorables se reproducen rápidamente dado que su crecimiento es explosivo, pero cada individuo es independiente, no tiene movimiento o es muy limitado y las perturbaciones en los ecosistemas modifican su estructura. (Wetzel, 1981).

Las algas extraen para su crecimiento normal carbono, nitrógeno y fósforo de las aguas en proporción 106:16:1 siendo el fósforo el elemento limitante para su crecimiento. Además necesitan también otros bioelementos y factores como luz, temperatura... que aceleran o retardan el crecimiento de las algas. Los ecosistemas donde la diversidad es más favorable, disminuye la probabilidad de colonización de especies.

Su aparición es característica de zonas eutróficas, su presencia altera la calidad de las aguas originando problemas de olor y sabor además de alterar los ecosistemas existentes. Su presencia es bioindicador de la calidad de las aguas.

Minimizar su impacto se trata de un reto para la ingeniería sanitaria. La solución pasa por la eliminación del carbono y las diferentes formas de nitrógeno y fósforo, además de algún elemento como hierro y cobalto, como procesos de tratamiento de efluentes que no favorezcan el crecimiento de algas y demás plantas acuáticas.

II.4 Protozoos

Formados por una sola célula abierta: amebas, flagelados y ciliados libres y fijos. Los protozoos se alimentan de bacterias y otros microorganismos microscópicos. Tienen importancia capital puesto que son capaces de mantener el equilibrio natural entre los diferentes tipos de microorganismos. Pero ciertos protozoos son también patógenos. Su ciclo de vida incluye una forma vegetativa (trofozoito) y una forma resistente (quiste). El estado de quiste de estos organismos es relativamente resistente a la inactivación por medio de los sistemas de tratamiento convencional de agua residual.

Algunos protozoos flagelados tienen gran capacidad fotosintética se denominan algas, y en general estas no colonizan los fangos ya que la turbidez impide el paso de luz.

Los rizópodos poseen una estructura rígida, se alimentan de materia orgánica particulada, bacterias y protozoos, toleran bajas concentraciones de oxígeno disuelto. Las gimnamebas pequeñas indican elevadas cargas y oxigenación deficiente. Las mayores, aparecen en cargas másicas notablemente inferiores y coinciden con un buen rendimiento de los procesos.

Los ciliados son frecuentes en fangos activos y biopelícula. El aumento de predadores puede reducir los ciliados y los flagelados. El crecimiento excesivo de organismos filamentosos produciendo o una mala sedimentación, denominado fango voluminoso o bulking, o bien espumas o foaming, según la especie bacteriana. Para el control de ambos conviene identificar el microorganismo y cuantificarlo. A pesar de haber más de 30 tipos de bacterias filamentosas que pueden causar problemas, 11 tipos han sido observados con frecuencia. Una vez identificado el organismo causante, se pueden utilizar distintas metodologías, de forma conjunta y complementaria (Jenkins *et al.*, 2003).

La determinación de los microorganismos presentes en las muestras y el conocimiento de su abundancia relativa nos permiten realizar estudios específicos sobre la contaminación del agua. Existe el cálculo de la diversidad específica de protozoos ciliados que se ha calculado mediante el Índice de Shannon, y su valor aumenta conforme aumenta la complejidad.

Se pueden establecer tres grupos con importante relevancia en el desarrollo de las distintas comunidades según el estado del proceso: formas libres nadadores, formas libres reptantes, y formas sésiles. Su papel es un filtro eliminador de bacterias dispersas en el agua: las que entran en el afluente incluyendo las patógenas y las que se dividen en este medio.

En los últimos años ha ganado gran importancia la contaminación por *Giardialambli*a y *Cryptosporidium parvum*, estos protozoos se consideran patógenos emergentes e investigaciones recientes indican que este organismo ocupa el tercer lugar en importancia mundial entre todos los enteropatógenos de transmisión hídrica (WHO, 2005)

II.5 Metazoos

Los metazoos constituyen un amplio grupo de organismos eucariotas, heterótrofos, pluricelulares y tisulares. En los procesos de depuración biológica tienen un papel importante en la renovación de la biopelícula, mientras que en fangos activos generalmente tienen un papel secundario respecto a los protozoos. En estos procesos son comunes los rotíferos y los nematodos, y con menos importancia, los oligoquetos, gastrotricos y tardígrados. Además se pueden hallar también distintos grupos de artrópodos aunque de forma esporádica mientras que en procesos de depuración con substrato estos pueden incluso llegar a ser comunes.

Los rotíferos aparecen a edad de fango altas y se alimentan de floculos mediante filtración, incluyendo las bacterias, sirviendo de afino o depredando protozoos y otros metazoos. Son muy comunes y aparecen en un amplio rango de edades, y su abundancia indica edades de fango superiores a 5 días pudiendo superar el millar de individuos por mililitro.

Los nematodos suelen encontrarse en edades de fango superiores a 5 días y son especialmente abundantes en biodiscos, alimentándose de detritus y bacterias.

Los oligoquetos son típicos de procesos con elevadas edades de fango y por ello son comunes en biofiltros y durante períodos de nitrificación. Tienen capacidad indicadora de nitrificación y son sensibles al amonio.

II.6 Virus

Los virus no se encuentran normalmente en las heces del hombre, únicamente en el tracto gastrointestinal de personas que han sido afectadas. Existen más de 100 millones de virus asociados a la actividad humana y más de 140 virus patógenos entéricos pueden ser transmitidos al hombre a través del agua cuando son eliminados a través de las heces de personas infectadas. Se trata de agentes infecciosos filtrables que requieren huéspedes vivos para multiplicarse.

Intervienen en la síntesis de los ácidos nucleicos de la célula parasitada. La naturaleza bioquímica permite distinguir dos grandes grupos: los virus con ADN y los virus con ARN. Cuando muere la célula original, se liberan gran cantidad de virus que infectarán a células próximas. Tamaño de los virus: 20 milimicras y 200-300 milimicras.

Los virus participan en actividades patológicas banales y específicas y una actividad genética y cancerígena. Las condiciones físico químicas del entorno celular en el organismo parasitado desempeñan un papel preponderante en las diversas actividades.

Pero no todos los virus provocan enfermedades, ya que muchos virus se reproducen sin causar ningún daño al organismo infectado.

Los más comunes son los virus causantes de gastroenteritis y el virus de la hepatitis. Algunos de estos virus, rotavirus, virus Norwalk, no generan una inmunidad protectora a largo plazo por lo que la infección puede repetirse varias veces durante la vida salud se traduce como poliomielitis, hepatitis, gastroenteritis y otras infecciones.

Los enterovirus excretados por personas infectadas pueden llegar a sobrevivir hasta 41 días tanto en aguas residuales como limpias a la temperatura de 20° y hasta 6 días en un río normal. Estos virus suelen presentar resistencia a la acción de los agentes físicos y químicos y pueden sobrevivir de uno a varios meses en los cursos de agua a pesar de la autodepuración, pasan las barreras de tratamiento de las estaciones depuradoras. Las cantidades de este virus encontradas en ambientes acuáticos son demasiado variables.

Las variaciones, la detección de virus entéricos requiere laboratorios especializados y los resultados demandan mucho tiempo. Estas dificultades en el uso de los enterovirus como indicadores de contaminación, ha llevado a la búsqueda de indicadores alternativos que sean rápida y fácilmente detectables. Estos indicadores son los fagos.

Las condiciones demográficas y ambientales, y los cambios en nuestro comportamiento y transportes hacia la globalidad, la accesibilidad, la aceleración y rapidez en distintas zonas geográficas, inciden en nuestra vulnerabilidad por la facilidad de adaptación de los microbios, y la aparición y actuación de nuevos patógenos.

ANEXO III

DATOS DE LA DEPURADORA ECOLÓGICA:

1 Toma de muestras en el punto de entrada en la depuradora:

	pH	conductividad 25° (μ S/cm)	SST (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)
16-3-2007	7,88	1697	181	1827	320
27-4-2007	8,37	1540	247	1160	130
18-6-2007	7,49	1060	154	171	120
4-8-2007	7,13	1611	400	680	280
12-11-2007	7,6	1636	206	429	300
13-2-2008	7,89	1326	270	480	310
23-4-2008	8,23	1020	162	436	260
23-6-2008	7,44	1098	101	318	290
2-9-2008	7,66	1455	58	284	190
26-2-2009	8,35	1191	189	409	290
13-5-2009	8,21	1300	263	541	360
5-5-2010	7,54	2020	234	688	240
20-9-2010	7,54	2120	158	375	190
7-6-2012	7,7	495	260	596	375
12-9-2012	7,7	1999	232	437	205
15-10-2012	8,3	1873	160	387	230
23-1-2013	8,5	1851	212	616	325
11-4-2013	8,1	1847	167	610	290
17-7-2013	7,7	1594	127	403	215
18-10-2013	7,7	2042	315	625	365
22-1-2014	8,1	2129	212	525	155
25-2-2014	8,2	1666	273	574	235
2-5-2014	8,1	2267	171	512	285
16-6-2014	7,8	2209	153	364	200
9-7-2014	8,1	1888	109	281	140
21-8-2014	7,6	1584	244	502	270
20-1-2015	8,2	1577	140	147	90
13-4-2015	8,1	1930	196	497	205
15-6-2015	7,5	4018	173	940	480
7-7-2015	7,5	1607	136	513	160
24-8-2015	7,7	1713	314	309	190

2 Toma de muestras en el punto de salida del tanque Imhoff:

	pH	conductividad 25° (μS/cm)	SST (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)
16/03/2007	7,69	121	1766	1453	270
27/04/2007	7,8	85	1447	680	110
18/06/2007	7,44	192	1317	299	125
04/08/2007	7,13	200	1575	540	240
12/11/2007	7,37	198	1651	420	290
13/02/2008	7,6	454	1435	701	410
23/04/2008	7,63	194	940	466	330
23/06/2008	7,26	139	1200	328	310
02/09/2008	7,55	92	1245	250	170
26/02/2009	8,46	188	1211	405	350
13/05/2009	8,14	189	1250	604	300
05/05/2010	7,69	958	2,1	571	260
20/09/2010	7,69	156	2,07	389	170

3 Toma de muestras en el punto del FHS número 3:

	pH	conductividad 25° (μS/cm)	SST (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)
16/03/2007	7,75	55	1615	933	190
27/04/2007	7,68	64	1550	1133	240
18/06/2007	7,76	38	1741	221	100
04/08/2007	7,18	0	1559	370	120
12/11/2007	7,38	140	1541	330	220
13/02/2008	7,47	122	1400	353	240
23/04/2008	7,28	79	588	245	160
23/06/2008	7,34	70	1153	228	140
02/09/2008	7,62	60	1280	216	140
26/02/2009	7,64	73	1056	302	250
13/05/2009	7,41	80	1005	563	310
05/05/2010	7,33	38	1,976	329	220
20/09/2010	7,33	21	1,696	101	40

4 Toma de muestras en el punto del FHS número 4:

	pH	conductividad 25° (μS/cm)	SST (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)
16/03/2007	7,73	69	1729	1228	140
27/04/2007	7,88	46	1487	640	120
18/06/2007	7,77	22	1668	127	55
04/08/2007	7,54	200	1507	180	60
12/11/2007	7,79	22	1436	212	110
13/02/2008	6,82	122	1418	515	370
23/04/2008	7,55	74	779	304	195
23/06/2008	7,48	5	1159	134	45
02/09/2008	7,69	12	1426	147	55
26/02/2009	7,68	44	1088	241	220
13/05/2009	7,61	42	1086	446	180
05/05/2010	7,26	14	1,923	394	165
20/09/2010	7,26	14	2,23	144	25

5 Toma de muestras en el punto del FHS número 5:

	pH	conductividad 25° (μS/cm)	SST (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)
16/03/2007	7,82	72	1604	713	70
27/04/2007	7,71	35	1368	475	40
18/06/2007	7,79	30	1765	113	40
04/08/2007	7,65	200	1630	85	40
12/11/2007	7,47	12	1372	151	75
13/02/2008	7,88	82	1235	201	144
23/04/2008	7,81	41	797	191	62
23/06/2008	7,52	6	1206	56	14
02/09/2008	7,6	54	1549	86	14
26/02/2009	7,79	25	1064	181	96
13/05/2009	7,69	19	1140	358	75
05/05/2010	7,54	6	2,03	165	70
20/09/2010	7,54	13	2,19	82	15

6 Toma de muestras en el punto de salida en la depuradora:

	pH	conductividad 25° (μ S/cm)	SST (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)
16-3-2007	7,81	1591	63	475	60
27-4-2007	7,61	1353	24	343	40
18-6-2007	7,82	1753	16	102	35
4-8-2007	7,82	1611	0	55	20
12-11-2007	7,34	1341	18	117	50
13-2-2008	8,02	1193	60	171	141
23-4-2008	7,99	767	36	166	42
23-6-2008	7,7	1216	15	51	16
2-9-2008	7,66	1551	56	69	14
26-2-2009	8,04	1048	39	172	0
13-5-2009	7,68	1136	38	308	40
5-5-2010	7,59	2150	0	135	40
20-9-2010	7,59	1830	16	100	15
7-6-2012	7,9	2379	12	121	45
12-9-2012	7,5	1960	6	196	70
15-10-2012	7,6	2285	9	15	10
23-1-2013	8,2	1752	35	76	35
11-4-2013	8,1	1522	17	72	20
17-7-2013	7,8	1896	10	75	20
18-10-2013	7,8	2222	6	75	30
22-1-2014	8	2011	13	192	65
25-2-2014	8	2194	24	251	145
2-5-2014	8,1	1875	15	131	50
16-6-2014	8	4784	17	225	60
9-7-2014	8	1937	18	86	10
21-8-2014	7,8	1974	8	63	30
20-1-2015	8,1	1889	13	54	20
13-4-2015	8	2315	20	118	35
15-6-2015	7,8	2166	6	100	20
7-7-2015	7,9	1999	10	105	30
24-8-2015	7,6	1800	7	31	10

ANEXO IV

Estación de Caspe

INDICATIVO	ALTITUD	C_X	C_Y	LONGITUD	LATITUD	DATUM
9574X	190	748273	4568554	2162	411349	ETRS89

AÑO	MES	Tª diaria maxima	1 ^{er} día Tª max	Tª diaria mínima	1 ^{er} día Tª min	Tª Media mes
2006	1	167	19	-33	30	62
2006	2	198	16	-19	8	75
2006	3	273	26	14	1	135
2006	4	277	25	45	11	166
2006	5	360	28	81	1	211
2006	6	369	24	104	1	244
2006	7	407	26	179	7	291
2006	8	353	22	142	18	248
2006	9	371	4	130	28	231
2006	10	311	2	108	20	195
2006	11	217	1	17	30	138
2006	12	219	4	-31	29	53
2007	1	211	19	-37	29	69
2007	2	216	28	0	2	107
2007	3	285	4	16	22	122
2007	4	298	24	46	3	156
2007	5	325	10	64	2	195
2007	6	354	29	130	1	235
2007	7	388	31	152	5	261
2007	8	414	28	139	22	251
2007	9	325	2	84	28	219
2007	10	294	1	52	28	170
2007	11	213	8	-52	18	104
2007	12	191	4	-66	14	69
2008	1	193	6	-25	30	77
2008	2	216	27	-9	3	103
2008	3	263	14	24	5	125
2008	4	307	26	53	15	159
2008	5	312	4	88	1	181
2008	6	364	21	114	8	223
2008	8	391	4	140	16	258
2008	9	343	3	106	28	212
2008	10	268	6	32	30	162
2008	11	175	22	-24	27	97
2008	12	175	7	-26	25	65
2009	1	204	23	-21	8	58
2009	2	173	9	5	21	89
2009	3	255	27	28	18	129
2009	4	285	24	50	11	141
2009	5	338	30	90	16	207
2009	6	386	30	137	1	254

AÑO	MES	Tª diaria maxima	1 ^{er} día Tª max	Tª diaria mínima	1 ^{er} día Tª min	Tª Media mes
2009	7	401	29	151	18	273
2009	8	393	20	159	30	273
2009	9	361	1	127	17	225
2009	10	315	6	36	19	184
2009	11	235	16	1	25	123
2010	5	304	21	69	4	176
2010	6	349	5	112	21	226
2010	7	394	8	162	24	276
2010	8	403	26	153	14	260
2010	10	300	3	36	27	158
2010	11	220	4	-24	29	102
2010	12	196	8	-61	27	56
2011	1	177	13	-43	25	59
2011	2	197	25	-13	8	97
2011	3	248	31	18	6	116
2011	4	330	9	73	18	174
2011	5	351	25	101	13	206
2011	6	389	28	134	9	249
2011	7	373	2	147	20	249
2011	8	403	20	155	27	276
2011	9	365	9	134	20	241
2011	10	315	12	47	26	178
2011	11	235	11	52	29	126
2011	12	188	16	-34	28	88
2012	3	265	30	27	2	129
2012	4	283	26	34	7	144
2012	8	423	10	155	31	283
2012	9	347	7	98	27	224
2012	10	318	8	15	30	173
2012	11	218	2	20	30	112
2012	12	185	22	-19	10	83
2013	1	199	31	-32	9	82
2013	2	182	1	-15	27	84
2013	3	226	22	11	3	121
2013	4	296	17	37	6	134
2013	5	274	6	69	16	156
2013	6	346	13	113	2	214
2013	7	381	31	179	30	274
2013	8	368	5	151	29	255
2013	9	336	3	140	12	227
2013	10	333	2	75	31	197
2013	11	255	2	-26	29	114
2013	12	143	28	-25	7	52
2014	1	191	3	2	29	85
2014	2	200	13	-9	3	94
2014	3	262	17	19	8	123
2014	4	286	16	81	1	175
2014	5	325	10	91	14	187

AÑO	MES	Tª diaria maxima	1 ^{er} día Tª max	Tª diaria mínima	1 ^{er} día Tª min	Tª Media mes
2014	6	354	12	128	1	239
2014	7	371	16	144	8	250
2014	8	378	10	144	17	257
2014	9	360	2	121	26	241
2014	10	308	18	113	30	198
2014	11	235	3	34	19	129
2014	12	162	18	-23	31	79
2015	1	172	29	-29	2	64
2015	2	190	23	-27	10	75
2015	3	246	11	9	7	126
2015	4	270	14	51	9	159
2015	5	354	13	91	22	206
2015	6	402	28	133	12	248
2015	7	433	7	164	18	284

AÑO	MES	P total mensual (dmm)	AÑO	MES	P total mensual (dmm)
2006	1	240	2011	1	48
2006	2	166	2011	2	18
2006	3	214	2011	3	864
2006	8	98	2011	4	370
2006	9	696	2011	7	158
2006	10	134	2011	9	126
2006	11	78	2011	10	142
2006	12	130	2011	12	26
2007	1	68	2012	3	208
2007	2	122	2012	8	48
2007	3	270	2012	9	32
2007	4	910	2012	10	56
2007	5	306	2012	11	18
2007	6	186	2013	2	270
2007	7	16	2013	3	110
2007	8	16	2013	5	376
2007	9	90	2013	6	376
2007	10	90	2013	7	300
2007	11	4	2013	8	134
2007	12	188	2013	9	56
2008	1	164	2013	11	922
2008	2	144	2013	12	128
2008	3	28	2014	1	254
2008	5	1068	2014	2	114
2008	6	122	2014	3	114
2008	8	186	2014	4	510
2008	9	226	2014	5	262
2008	10	360	2014	6	176
2008	11	260	2014	7	116
2008	12	244	2014	8	100
2009	1	330	2014	9	532
2009	2	68	2014	10	8
2009	4	602	2014	11	878
2009	5	74	2014	12	122
2009	6	96	2015	1	142
2009	7	54	2015	2	234
2009	10	130	2015	3	764
2010	5	212	2015	4	88
2010	6	156	2015	5	50
2010	8	154	2015	6	220
2010	11	106	2015	7	362
2010	12	36			

AÑO	MES	Humeda d media mensual (07, 13 y 18)	Humeda d media horaria mensual	Hume- dad máxima absoluta mensual	Hume- dad mínima absoluta mensual	Media mensual Hmax diaria	Media mensual Hmín diaria	Nº días datos in- completos
2008	5	64	69	99	23	87	45	0
2008	6	51	56	95	23	77	34	0
2008	8	49	54	93	14	76	31	0
2008	9	56	61	94	20	80	37	0
2008	10	65	68	99	23	85	47	0
2008	11	70	73	100	36	89	54	0
2008	12	80	82	100	38	92	68	0
2009	1	81	82	100	35	93	67	0
2009	2	66	69	100	33	85	49	0
2009	3	52	55	100	15	77	33	8
2009	4	60	63	98	16	84	39	1
2009	5	50	54	94	17	75	32	0
2009	6	42	48	93	17	71	24	0
2009	7	44	49	89	17	71	26	1
2009	8	47	51	94	15	76	29	1
2009	9	55	59	95	21	79	35	1
2009	10	59	62	99	18	81	41	0
2009	11	69	72	100	36	88	53	4
2010	5	51	56	99	18	76	35	0
2010	6	48	53	93	13	75	30	0
2010	7	44	50	84	16	70	28	3
2010	8	47	51	94	15	72	28	0
2010	10	61	64	97	20	81	43	2
2010	11	67	70	100	37	86	50	0
2010	12	71	73	100	24	87	56	0
2011	1	78	81	100	33	92	66	0
2011	2	62	65	100	30	85	42	0
2011	3	66	71	98	28	88	48	0
2011	4	58	62	95	16	83	39	0
2011	5	53	58	99	18	80	35	7
2011	6	46	52	91	17	75	29	8
2011	7	45	50	84	17	72	30	0
2011	8	48	54	86	20	77	29	4
2011	9	51	57	94	15	79	30	0
2011	10	56	60	98	21	78	39	0
2011	11	80	83	100	39	95	67	8
2011	12	70	74	100	39	86	57	1
2012	3	49	53	96	18	76	30	0
2012	4	56	59	96	23	78	37	1
2012	8	45	51	95	14	74	26	0
2012	9	52	56	96	18	75	35	0
2012	10	68	71	99	27	88	47	0
2012	11	78	80	100	38	91	63	0
2012	12	73	75	100	36	87	58	0
2013	1	68	72	99	34	90	50	0

AÑO	MES	Humeda d media mensual (07, 13 y 18)	Humeda d media horaria mensual	Hume- dad máxima absoluta mensual	Hume- dad mínima absoluta mensual	Media mensual Hmax diaria	Media mensual Hmín diaria	Nº días datos in- completos
2013	2	63	66	98	32	83	47	0
2013	3	65	68	98	32	88	45	0
2013	4	59	63	99	22	81	41	5
2013	5	56	61	97	25	81	40	0
2013	6	51	56	96	19	77	34	0
2013	7	50	55	91	18	79	30	1
2013	8	52	56	90	22	77	34	2
2013	9	54	59	93	21	78	36	1
2013	10	58	60	94	32	80	40	1
2013	11	63	65	99	28	78	48	0
2013	12	82	83	100	39	92	69	0
2014	1	78	81	100	36	92	64	0
2014	2	65	68	96	34	87	46	0
2014	3	59	62	96	23	83	39	0
2014	4	57	62	96	15	83	40	0
2014	5	49	54	95	16	76	32	0
2014	6	47	52	90	21	74	30	1
2014	7	47	52	92	16	72	31	0
2014	8	52	57	92	20	78	34	0
2014	9	59	63	96	19	83	38	0
2014	10	62	66	97	16	85	43	0
2014	11	78	80	99	38	93	60	0
2014	12	73	76	100	29	88	61	1
2015	1	74	76	100	29	89	57	0
2015	2	64	68	99	34	84	48	0
2015	3	60	64	98	23	81	43	0
2015	4	52	57	91	21	80	34	0
2015	5	47	52	89	19	74	30	0
2015	6	47	53	94	17	75	29	0
2015	7	46	51	97	12	74	29	0