



ESTADO PLURINACIONAL DE
BOLIVIA

MINISTERIO DE
MEDIO AMBIENTE Y AGUA

VICEMINISTERIO DE AGUA POTABLE
Y SANEAMIENTO BÁSICO

Guía técnica para la selección y diseño de líneas de tratamiento de aguas residuales



Módulo

3

Contenido

- Capítulo 8 Tratamientos para la eliminación de nutrientes
- Capítulo 9 Tratamientos de desinfección
- Capítulo 10 Reúso de las aguas tratadas
- Capítulo 11 Tratamiento de lodos
- Capítulo 12 Criterios de selección de las líneas de tratamiento

Módulo
3

Guía técnica para la selección y diseño de líneas de tratamiento de aguas residuales

Autoría:



FUNDACIÓN PÚBLICA ANDALUZA
CENTRO DE LAS NUEVAS
TECNOLOGÍAS DEL AGUA (CENTA)
Consejería de Agricultura, Ganadería,
Pesca y Desarrollo Sostenible

Con la colaboración de:



MINISTERIO
DE TRANSPORTES, MOVILIDAD
Y AGENDA URBANA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

CEDEX
CENTRO DE ESTUDIOS
Y EXPERIMENTACIÓN
DE OBRAS PÚBLICAS

Con el apoyo de:





Contenido

Prefacio	5
Resolución Ministerial	9
Presentación - Ministro de Medio Ambiente y Agua	13
Presentación - Viceministro de Agua Potable y Saneamiento Básico	15

MÓDULO 0

Capítulo 1 Introducción 31

1.1 Antecedentes y justificación	33
1.2 Objetivos	34
1.3 Enfoque	35
1.4 Metodología	37
1.5 Estructura de la Guía técnica para la selección y diseño de líneas de tratamiento de aguas residuales	37
Referencias bibliográficas	41

Capítulo 2 Condicionantes del desarrollo del tratamiento de las aguas residuales en Bolivia 43

2.1 Características del territorio	46
2.1.1 Organización administrativa	46
2.1.2 Demografía	47
2.1.3 Zonas ecológicas y climatología	50
2.1.4 Usos y calidad de las masas de agua	53
2.2 Saneamiento	54
2.2.1 Marco competencial	54
2.2.2 Marco normativo	57

2.2.3	Planificación	60
2.2.4	Gestión	61
2.2.5	El estado actual del saneamiento	62
2.2.6	Gestión de los residuos	72
2.2.7	Gestión de las aguas pluviales	74
	Referencias bibliográficas	75

Capítulo 3 La contaminación de las aguas y su tratamiento 77

3.1	La contaminación de las aguas	79
3.2	Los principales contaminantes de las aguas residuales	81
3.3	El tratamiento de las aguas residuales urbanas	85
3.1.1	Mecanismos de eliminación de los contaminantes	86
	Referencias bibliográficas	99

MÓDULO 1

Capítulo 4 Información básica para la redacción de proyectos de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) 115

4.1	Normas técnicas existentes	118
4.2	Información de carácter administrativo	119
4.3	Población servida y población horizonte del proyecto	120
4.4	Instalaciones existentes de abastecimiento, alcantarillado y tratamiento de aguas residuales	124
4.5	Gestión de los sistemas de abastecimiento y saneamiento	127
4.6	Condicionantes para la selección del terreno en el que ubicar la PTAR	128
4.7	Condicionantes climáticas y geográficas del área de intervención	131
4.8	La gestión de las aguas de lluvia	132
4.9	Características del agua residual a tratar (caudales y cargas contaminantes), en los distintos horizontes temporales previstos	133
4.9.1	Campañas de aforo y muestreo de las aguas residuales	135
4.9.2	Estimación de los caudales y cargas a tratar en la PTAR	138

4.10	Calidad exigida al efluente tratado	141
4.11	Posible reúso de los efluentes tratados	143
	Referencias bibliográficas	146
Capítulo 5 Líneas de tratamiento adoptadas y aspectos considerados en los dimensionamientos básicos		147
5.1	Consideraciones previas	150
5.2	Análisis de los tratamientos a considerar	151
5.2.1	Pretratamiento	152
5.2.2	Tratamientos primarios	152
5.2.3	Tratamientos anaerobios	153
5.2.4	Tratamientos extensivos	156
5.2.5	Tratamientos intensivos	158
5.2.6	Tratamientos de desinfección	161
5.2.7	Tratamiento de lodos	163
5.3	Líneas de tratamiento adoptadas	167
5.3.1	Tratamientos anaerobios	168
5.3.2	Tratamientos extensivos	169
5.3.3	Tratamientos intensivos	172
5.4	Aspectos considerados en cada tratamiento	174
5.4.1	Fundamentos	174
5.4.2	Rendimientos	174
5.4.3	Producción de lodos	175
5.4.4	Generación de biogás	175
5.4.5	Consumo de energía eléctrica	175
5.4.6	Dimensionamiento	175
5.4.7	Líneas de tratamiento	176
5.4.8	Características de las líneas de tratamiento	176
5.5	Dimensionamientos básicos a efectos de comparar tecnologías	179
5.5.1	Bases de partida	179
5.5.2	Consideraciones para las estimaciones de superficie, costos de construcción y de operación y mantenimiento	183
	Referencias bibliográficas	192

Capítulo 6	Pozo de gruesos, obra de llegada, pretratamiento, medición de caudal y tratamientos primarios	193
6.1	Pozo de gruesos	196
6.2	Obra de llegada	197
6.2.1	Descripción y fundamentos	197
6.2.2	Criterios de dimensionamiento	198
6.2.3	Operación y mantenimiento	200
6.3	Pretratamiento	200
6.3.1	Desbaste	201
6.3.2	Desarenado	213
6.3.3	Desengrasado	221
6.3.4	Desarenado-desengrasado	224
6.3.5	Características constructivas de las etapas del pretratamiento	226
6.3.6	Operación y mantenimiento de las etapas del pretratamiento	228
6.3.7	Pretratamiento manual <i>vs.</i> mecanizado	232
6.4	Medición de caudales	233
6.4.1	Medición de caudal en canales abiertos	234
6.4.2	Medidores de caudal en conducciones en carga	236
6.4.3	Operación y mantenimiento	238
6.5	Tratamientos primarios	239
6.5.1	Tanque Sépticos	239
6.5.2	Tanques Imhoff	248
6.5.3	Sedimentación Primaria	258
	Referencias bibliográficas	269

MÓDULO 2

Capítulo 7 Tratamientos secundarios **287**

7.1	Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente (FAFA)	289
7.1.1	Fundamentos	289
7.1.2	Rendimientos	292
7.1.3	Producción de lodos	293
7.1.4	Generación de biogás	293
7.1.5	Consumo de energía eléctrica	293

7.1.6	Dimensionamiento	293
7.1.7	Línea de tratamiento propuesta	296
7.1.8	Características constructivas	308
7.1.9	Operación y mantenimiento	313
7.1.10	Ventajas e inconvenientes	315
Referencias bibliográficas		316
7.2	Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA)	317
7.2.1	Fundamentos	317
7.2.2	Rendimientos	322
7.2.3	Producción de lodos	322
7.2.4	Generación de biogás	323
7.2.5	Consumo de energía eléctrica	324
7.2.6	Dimensionamiento	324
7.2.7	Línea de tratamiento propuesta	334
7.2.8	Características constructivas	346
7.2.9	Operación y mantenimiento	358
7.2.10	Ventajas e inconvenientes	360
Referencias bibliográficas		362
7.3	Lagunas de Estabilización	364
7.3.1	Fundamentos	364
7.3.2	Rendimientos	370
7.3.3	Producción de lodos	375
7.3.4	Consumo de energía eléctrica	376
7.3.5	Dimensionamiento	376
7.3.6	Línea de tratamiento propuesta	388
7.3.7	Características constructivas	403
7.3.8	Operación y mantenimiento	409
7.3.9	Ventajas e inconvenientes	411
Referencias bibliográficas		413
7.4	Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial	415
7.4.1	Fundamentos	415
7.4.2	Rendimientos	419
7.4.3	Producción de lodos	420
7.4.4	Consumo de energía eléctrica	420
7.4.5	Dimensionamiento	420

7.4.6	Líneas de tratamiento propuestas	430
7.4.7	Características constructivas	450
7.4.8	Operación y mantenimiento	457
7.4.9	Ventajas e inconvenientes	458
	Referencias bibliográficas	460
7.5	Lombrifiltros	461
7.5.1	Fundamentos	461
7.5.2	Rendimientos	464
7.5.3	Producción de lodos	464
7.5.4	Consumo de energía eléctrica	465
7.5.5	Dimensionamiento	465
7.5.6	Línea de tratamiento propuesta	471
7.5.7	Características constructivas	484
7.5.8	Operación y mantenimiento	492
7.5.9	Ventajas e inconvenientes	493
	Referencias bibliográficas	495
7.6	Filtros Percoladores	496
7.6.1	Fundamentos	496
7.6.2	Rendimientos	501
7.6.3	Producción de lodos	503
7.6.4	Consumo de energía eléctrica	503
7.6.5	Dimensionamiento	503
7.6.6	Líneas de tratamiento propuesta	515
7.6.7	Características constructivas	555
7.6.8	Operación y mantenimiento	565
7.6.9	Ventajas e inconvenientes	568
	Referencias bibliográficas	569
7.7	Contactores Biológicos Rotativos (CBR)	570
7.7.1	Fundamentos	570
7.7.2	Rendimientos	574
7.7.3	Producción de lodos	574
7.7.4	Consumo de energía eléctrica	575
7.7.5	Dimensionamiento	575
7.7.6	Líneas de tratamiento propuesta	585
7.7.7	Características constructivas	608

7.7.8 Operación y mantenimiento	612
7.7.9 Ventajas e inconvenientes	614
Referencias bibliográficas	615
7.8 Aireación Extendida	617
7.8.1 Fundamentos	617
7.8.2 Rendimientos	620
7.8.3 Producción de lodos	621
7.8.4 Consumo de energía eléctrica	621
7.8.5 Dimensionamiento	621
7.8.6 Línea de tratamiento propuesta	650
7.8.7 Características constructivas	664
7.8.8 Operación y mantenimiento	668
7.8.9 Ventajas e inconvenientes	669
Referencias bibliográficas	670

MÓDULO 3

Capítulo 8 Tratamientos para la eliminación de nutrientes	687
8.1 Nitrificación	690
8.1.1 Oxidación de carbono y nitrificación en una sola etapa	693
8.2 Eliminación de nitrógeno	697
8.2.1 Desnitrificación	697
8.3 Eliminación de fósforo	706
8.3.1 Eliminación biológica de fósforo	706
8.3.2 Eliminación química del fósforo	710
8.4 Eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo	712
8.4.1 Proceso A ² /O	713
8.4.2 Reactores SBR	714
Referencias bibliográficas	715

Capítulo 9 Tratamientos de desinfección 717

9.1 Características de las aguas tratadas de las diferentes líneas de tratamiento propuestas, a efectos de su desinfección	721
9.2 Tratamientos de desinfección aplicables a las aguas residuales tratadas	721
9.2.1 Cloración	722
9.2.2 Radiación UV	735
9.2.3 Lagunas de Maduración	751
9.2.4 Humedales Artificiales de Flujo Superficial	755
9.3 Selección de tratamientos para la desinfección de las aguas tratadas	763
9.3.1 Líneas de desinfección propuestas	764
Referencias bibliográficas	772

Capítulo 10 Reúso de las aguas tratadas 775

10.1 Visión general del reúso de las aguas tratadas	777
10.2 Beneficios y riesgos del reúso de las aguas tratadas	780
10.2.1 Riesgos del reúso de las aguas tratadas para la salud	782
10.2.2 Evaluación de riesgos en el reúso de las aguas tratadas	785
10.3 Pautas y normativas sobre el reúso de las aguas tratadas	786
10.3.1 Panorámica general	786
10.4 Estado del reúso de las aguas tratadas en Bolivia y en países limítrofes	797
10.4.1 La situación del reúso de aguas tratadas en Bolivia	797
10.4.2 El reúso de aguas tratadas en Brasil	801
10.4.3 El reúso de aguas tratadas en Chile	801
10.4.4 El reúso de aguas tratadas en Paraguay	802
10.4.5 El reúso de aguas tratadas en Perú	803
10.4.6 El reúso de las aguas tratadas en México	804
10.5 Tecnologías de regeneración	804
10.5.1 Tratamientos fisicoquímicos	805
10.5.2 Filtración	810
10.5.3 Tamices	816
10.5.4 Membranas	818
10.6 Esquema básico de un sistema de reúso	819
Referencias bibliográficas	821

Capítulo 11 Tratamiento de lodos	825
11.1 Producción y características de los lodos	828
11.2 Tecnologías de tratamiento	830
11.2.1 Espesamiento de lodos	832
11.2.2 Estabilización de lodos	842
11.2.3 Acondicionamiento de los lodos	857
11.2.4 Deshidratación de lodos	861
11.3 Líneas de tratamiento de lodos propuestas para los dimensionamientos básicos	900
Referencias Bibliográficas	908
Capítulo 12 Criterios de selección de las líneas de tratamiento	911
12.1 Elementos de los problemas de decisión	915
12.2 Metodología multicriterio aplicada a la selección de tratamientos de las aguas residuales	918
12.2.1 Conocimiento técnico	920
12.2.2 Estudios previos	921
12.2.3 Criterios de selección	921
12.3 Los criterios limitantes	948
12.4 La ponderación de los criterios de selección	950
12.5 La valoración de cada alternativa respecto a cada criterio de selección	951
12.6 La matriz de decisión	952
12.7 La selección final	954
Referencias bibliográficas	955
ANEXOS	
Anexo 1 Detalles constructivos	971
Anexo 2 Cuadro de precios	989
Anexo 3 Glosario de términos	995
Anexo 4 Glosario de unidades	1047

Capítulo 8

Tratamientos para la eliminación de nutrientes



Capítulo 8

Tratamientos para la eliminación de nutrientes

Como se comentó en el Capítulo 3, los nutrientes (principalmente N y P) constituyen uno de los principales grupos de contaminantes presentes en las aguas residuales urbanas.

Si bien estos nutrientes son esenciales para el crecimiento de la biomasa responsable del tratamiento de las aguas residuales urbanas, un exceso de los mismos da lugar a fenómenos de eutrofización en las masas de agua, al provocar un crecimiento desmedido del fitoplancton presente en las mismas.

En este capítulo se analizan los distintos tratamientos disponibles para la eliminación de nitrógeno y fósforo, planteándose cuatro posibles escenarios, en función de las características del cuerpo receptor de las aguas tratadas en una PTAR, o de la posible reutilización directa de estas aguas:

- Tan sólo es necesario nitrificar.
- Se precisa la eliminación de nitrógeno.
- Se precisa la eliminación de fósforo.
- Se precisa la eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo.

Para la eliminación del nitrógeno se describen en este capítulo tecnologías basadas en procesos de naturaleza biológica, mientras que para la eliminación del fósforo se recurre tanto al empleo de procesos biológicos como fisicoquímicos.

Las directrices específicas de cara a los dimensionamientos para la eliminación de nutrientes, en cada una de las líneas de tratamiento seleccionadas, se recogen en el Capítulo 7.

8.1 Nitrificación

El proceso de nitrificación consiste en la oxidación del nitrógeno amoniacal hasta nitrato. Intervienen en este proceso dos géneros bacterianos: *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. Los primeros oxidan el amoníaco a nitrito (producto intermedio), mientras que los segundos transforman el nitrito en nitrato. Ambas reacciones se pueden expresar de la siguiente forma:



La velocidad de formación de nitritos mediante *Nitrosomonas* en aguas residuales es sensiblemente inferior a la de formación de nitratos por *Nitrobacter*, por lo que la velocidad global de transformación de amonio en nitrato viene condicionada por la primera de estas reacciones, siendo limitante la concentración de amonio y no siendo significativa la presencia de nitritos (producto intermedio).

La fracción de nitrógeno, presente en las aguas residuales urbanas como nitrógeno orgánico biodegradable, se hidroliza a nitrógeno amoniacal con el concurso de microorganismos heterótrofos.

Es necesario tener presente que la transformación de nitrógeno amoniacal en nitrógeno en forma de nitrato no supone la eliminación del nitrógeno, aunque sí permite eliminar su demanda de oxígeno.

Los principales condicionantes que intervienen en estas reacciones biológicas son los siguientes (*Metcalf&Eddy*, 1998; *Larrea*, 2016):

- **Microorganismos nitrificantes:** las bacterias nitrificantes (*Nitrosomonas* y *Nitrobacter*) son microorganismos quimioautótrofos, estrictamente aerobios, que utilizan como fuente de energía reacciones inorgánicas de óxido-reducción; carbono inorgánico como fuente de carbono y oxígeno

como aceptor de electrones. Se trata de organismos extremadamente sensibles a gran cantidad de sustancias inhibitoras, tanto orgánicas como inorgánicas, que pueden impedir su crecimiento e inhibir su actividad.

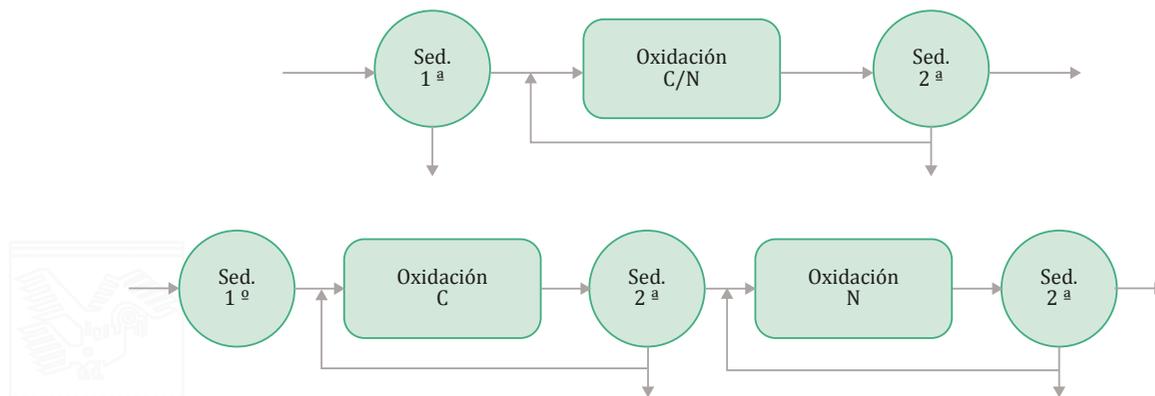
- *Oxígeno disuelto*: estequiométricamente la oxidación de 1 gramo de N amoniacal a nitrato precisa 4,57 g de oxígeno (3 a 4 veces más que para estabilizar 1 g de materia orgánica). Como se ha comentado anteriormente, las bacterias nitrificantes son estrictamente aerobias, reduciendo significativamente su tasa de crecimiento por debajo 2 mg/L de oxígeno disuelto. Siendo más sensibles que las bacterias heterótrofas frente a la reducción del contenido en oxígeno disuelto en los reactores biológicos.
- *pH*: las bacterias nitrificantes son muy sensibles a pH inferiores a 7,0, dándose la tasa máxima de nitrificación en el rango 7,2-9,0. Como la nitrificación acarrea un elevado consumo de alcalinidad, si las aguas residuales a nitrificar no cuentan con la alcalinidad suficiente, se puede producir una bajada del pH, con la consiguiente reducción de la velocidad de nitrificación.
- *Alcalinidad*: el proceso de nitrificación consume gran cantidad de alcalinidad (8,64 mg de HCO_3^- por cada mg de nitrógeno amoniacal oxidado).
- *Temperatura*: la temperatura ejerce una gran influencia sobre las constantes de nitrificación, disminuyendo la tasa conjunta de nitrificación conforme disminuye este parámetro.
Este parámetro adquiere gran relevancia a la hora del diseño de un proceso de nitrificación de las aguas residuales generadas en las distintas zonas ecológicas que se contemplan en la presente guía (Altiplano, Valles y Llanos), en las que se registran temperaturas muy diferentes y en las que las temperaturas más bajas obligan a incrementar notablemente el volumen de los reactores para alcanzar el grado de nitrificación deseado.
- *Presencia de tóxicos o inhibidores*: la concentración de amoníaco y nitrato afectan a la tasa máxima de crecimiento de *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*.

- Relación DBO_5/NTK : la fracción de organismos nitrificantes en el licor mezcla de un proceso único de oxidación del carbono/nitrificación se relaciona con la relación DBO_5/NTK . Para valores de esta relación superiores a 5 decrece la fracción de organismos nitrificantes.

La aplicación de procesos de nitrificación a las aguas residuales urbanas se puede llevar a cabo tanto mediante el empleo de tecnologías de biomasa en suspensión (Lodos Activados en sus distintas modalidades), como de tecnologías de biomasa fija (Filtros Percoladores, Contactores Biológicos Rotativos, Humedales Artificiales, Lombrifiltros).

Tanto para el caso de tecnologías de biomasa en suspensión como de tecnologías de biomasa fija, la nitrificación se puede conseguir en el mismo reactor empleado para el tratamiento de la materia orgánica carbonada, o en un reactor independiente, situado a continuación del proceso de Lodos Activados convencional. Según sea uno u otro el caso, los procesos de nitrificación se clasifican en de "etapa única", o de "etapas separadas" (Figura 8.1).

Figura 8.1. Nitrificación en etapa única y etapas separadas.



Las principales ventajas e inconvenientes de ambos tipos de procesos de nitrificación se resumen en la Tabla 8.1 (*Metcalfe&Eddy, 1998*) y, por su mayor sencillez, nos centraremos en los procesos de nitrificación en una sola etapa.

Tabla 8.1. Ventajas e inconvenientes de los procesos de nitrificación en una sola etapa y en etapas separadas.

Ventajas	Inconvenientes
Procesos de nitrificación en una sola etapa	
Procesos de biomasa en suspensión	
Se logra la oxidación del carbono y del amonio en un único reactor. Se alcanzan bajos contenidos de amoniaco en los efluentes.	La protección frente a tóxicos es nula. Se requieren grandes reactores en climas fríos. La estabilidad del proceso está vinculada a la correcta operación de la etapa de sedimentación secundaria, para el retorno de biomasa al reactor.
Ventajas	Inconvenientes
Procesos de nitrificación en una sola etapa	
Procesos de biomasa fija	
Se logra la oxidación del carbono y del amonio en un único reactor. Su estabilidad no está vinculada a la operación de la etapa de sedimentación secundaria, al estar los microorganismos fijados al relleno.	Se requieren grandes reactores en climas fríos.
Procesos de nitrificación en etapas separadas	
Procesos de biomasa en suspensión	
Buena protección frente a tóxicos. Operación estable.	Se requiere un mayor número de procesos unitarios que en el caso de una etapa única. Se requiere un cuidadoso control del lodo cuando la relación DBO_5/NTK es baja. La estabilidad del proceso está vinculada a la correcta operación de la etapa de sedimentación secundaria, para el retorno de biomasa al reactor.
Procesos de biomasa fija	
Buena protección frente a tóxicos. Su estabilidad no está vinculada a la operación de la etapa de sedimentación secundaria, al estar los microorganismos fijados al relleno.	Se requiere un mayor número de procesos unitarios que en el caso de una etapa única.

8.1.1 Oxidación de carbono y nitrificación en una sola etapa

La nitrificación se puede conseguir en cualquiera de las modalidades de Lodos Activados (flujo pistón convencional, mezcla completa, aireación extendida, etc.), lo único que se precisa es mantener condiciones adecuadas para el crecimiento de los organismos nitrificantes. En la mayoría de los climas cálidos, se puede conseguir una mayor nitrificación incrementando el tiempo medio de retención celular y el aporte de aire.

En este tipo de procesos:

- Se debe suministrar una cantidad de oxígeno adicional para el proceso de nitrificación.
- Se debe emplear un tiempo de retención celular más elevado, ya que las bacterias nitrificantes son muy diferentes de las bacterias heterótrofas responsables de la degradación de la materia orgánica, debido a su carácter estrictamente autótrofo, presentando una velocidad de crecimiento menor.
- En aguas residuales de baja alcalinidad se deben tomar las medidas oportunas que permitan la adición de un compuesto de carácter básico, dado que la actividad microbiana de las bacterias nitrificantes provoca una caída del pH.

En el caso de las tecnologías de biomasa fija (Filtros Percoladores, Contactores Biológicos Rotativos, Humedales Artificiales, Lombrifiltros), la nitrificación se puede conseguir ajustando los parámetros de funcionamiento, normalmente, reduciendo la carga aplicada.

Para el diseño de la etapa de nitrificación en los procesos de biomasa en suspensión (Aireación Extendida), la edad del lodo (θ) con la que debe trabajarse para conseguir la nitrificación, se relaciona con la temperatura de operación de acuerdo con la expresión siguiente:

$$\theta \geq 25 \cdot 1,072^{(12-T)}$$

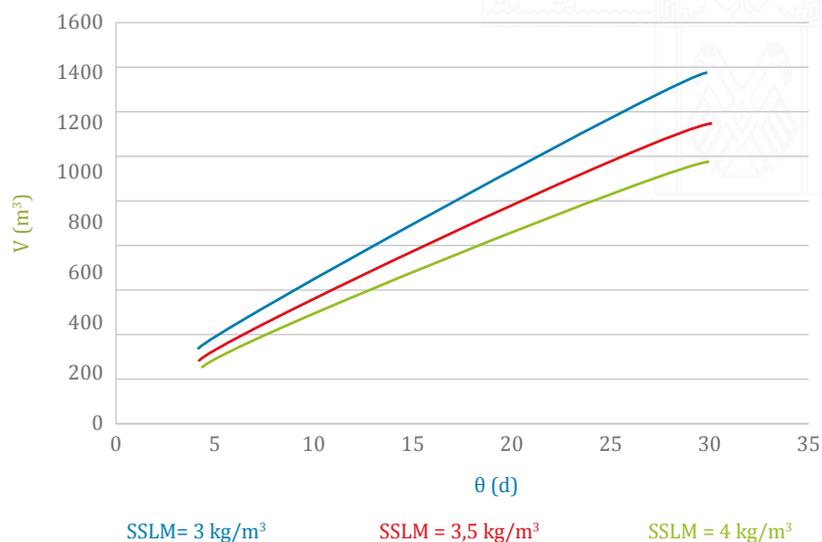
Siendo:

θ : edad del lodo (d)

T: temperatura media del agua en el mes más frío (°C)

Conocidas la edad del lodo y la concentración con la que se va a trabajar en el licor mezcla (SSLM), el volumen necesario del reactor para conseguir la nitrificación puede determinarse haciendo uso de la siguiente gráfica (Larrea, 2016).

Figura 8.2. Determinación del volumen del reactor para nitrificar, en función de la edad del lodo y de los SSLM.



Para los procesos de biomasa fija, la Norma ATV-DVWK-A-281E (Dimensioning of Trickling Filters and Rotating Biological Contactors), propone que para nitrificar se trabaje de la forma siguiente:

- Filtros Percoladores que empleen relleno de origen mineral o relleno plástico, con una superficie específica mínima de $100 m^2/m^3$:
 - Carga orgánica volumétrica: $\leq 0,4 kg DBO_5/m^3/d$
 - Carga de nitrógeno volumétrica: $\leq 0,1 kg NTK/m^3/d$

El volumen total de material de soporte para lograr la nitrificación viene dado por la suma de los volúmenes necesarios para cumplir los requisitos de carga volumétrica y de carga de nitrógeno.

- Contactores Biológicos Rotativos:

Operando en tres etapas:

- Carga orgánica superficial: $\leq 8 g DBO_5/m^2/d$
- Carga de nitrógeno superficial: $\leq 1,6 g NTK/m^2/d$

Operando en cuatro etapas:

- Carga orgánica superficial: ≤ 10 g DBO₅/m²/d
- Carga de nitrógeno superficial: $\leq 2,0$ g NTK/m²/d

La superficie total del rotor del CBR para lograr la nitrificación viene dada por la suma de las superficies necesarias para cumplir los requisitos de carga orgánica superficial y de carga de nitrógeno.

La Tabla 8.2 muestra los porcentajes de nitrificación que se alcanzan en los Filtros Percoladores (empleando relleno de piedras y de plástico), en función de la carga aplicada (WPCF, 1983).

Tabla 8.2. Cargas típicas para nitrificación en Filtros Percoladores.

	Porcentaje de nitrificación (%)	Carga (kg DBO ₅ /m ³ /d)
Filtro Percolador con relleno de piedras	75 - 85	0,16 - 0,096
	85 - 95	0,096 - 0,048
Filtro Percolador con relleno plástico	75 - 85	0,288 - 0,192
	85 - 95	0,192 - 0,096

Se observa, que en los Filtros Percoladores con relleno de piedras, para un mismo rendimiento de nitrificación que para relleno plástico, se ha de disminuir la carga orgánica al sistema. No obstante los rendimientos expuestos de nitrificación no deben asociarse directamente con las cargas definidas pues, como se ha comentado, la influencia de la temperatura en los procesos de nitrificación es muy acusada y puede hacer variar de forma significativa la carga requerida.

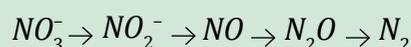
Cargas orgánicas elevadas propician el desarrollo de bacterias heterótrofas frente a las nitrificantes (que son autótrofas), lo cual se mitiga en parte en los Filtros Percoladores de relleno plástico, ya que disponen de mayor superficie de colonización y de más capacidad de ventilación.

8.2 Eliminación de nitrógeno

Para la eliminación biológica del nitrógeno se recurre a la concatenación de dos procesos diferenciados, la nitrificación de las formas amoniacales y la desnitrificación de las formas nítricas. La nitrificación se ha visto en el apartado anterior, por lo que este se centra en la desnitrificación.

8.2.1 Desnitrificación

La conversión del nitrógeno en forma nítrica a formas gaseosas del nitrógeno la llevan a cabo bacterias heterótrofas facultativas (*Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, etc.), bajo condiciones de anoxia, en un proceso que consta de dos etapas. El primer paso consiste en la conversión del nitrato en nitrito y, a continuación, se producen óxido nítrico, óxido nitroso y nitrógeno gas.



Las tres últimas formas del nitrógeno son gaseosas y se liberan a la atmósfera.

Como tales organismos heterótrofos, para las bacterias desnitrificantes la fuente de energía y de carbono celular es la materia orgánica presente en las aguas residuales, mientras que el aceptor de electrones son los nitratos.

Los principales factores que intervienen en estas reacciones biológicas de desnitrificación son los siguientes (*Metcalf&Eddy, 1998; Larrea, 2016*):

- *Oxígeno disuelto*: es un parámetro crítico, pues su presencia suprime el sistema enzimático necesario para el desarrollo del proceso de desnitrificación. La desnitrificación en reactores anóxicos por microorganismos facultativos heterótrofos se reduce drásticamente por la presencia de oxígeno disuelto, puesto que este es utilizado en lugar de los nitratos para la degradación de la materia orgánica.
- *pH*: su valor óptimo se sitúa en el rango 7-8. La conversión de los nitratos en nitrógeno gaseoso provoca un incremento del pH. Las bacterias desnitrificantes son menos sensibles al efecto del pH que las nitrificantes.
- *Temperatura*: afecta a la tasa de eliminación del nitrato y a la de crecimiento microbiano. Las bacterias desnitrificantes son menos sensibles

al efecto de la temperatura que las nitrificantes. Por ello, en el caso de la desnitrificación, la temperatura tiene menor relevancia a la hora del diseño de la eliminación de nitrógeno en las aguas residuales urbanas generadas en las distintas zonas ecológicas bolivianas.

- *Presencia de carbono asimilable*: se estima en 3 g de DBO₅ no decantable la cantidad necesaria para la reducción de un gramo de nitrato. Las necesidades de carbono se pueden cubrir con fuentes internas, tales como el propio agua residual y la materia celular, o con fuentes externas (por ejemplo, metanol).

La tasa de desnitrificación se puede describir mediante la siguiente expresión (Metcalf&Eddy, 1998):

$$U'_{DN} = U_{DN} \cdot 1,09^{(T-20)} (1 - OD)$$

Donde:

U'_{DN} : tasa global de desnitrificación

U_{DN} : tasa de desnitrificación específica (g N-NO₃/g MLSSV/día). Para aguas residuales urbanas su valor oscila entre 0,03-0,11 en el rango de temperaturas de 15 a 27 °C.

T: temperatura del agua residual (°C)

OD: oxígeno disuelto en el agua residual (mg/l)

El método de eliminación biológica del nitrógeno por nitrificación/desnitrificación suele ser el más adecuado por las siguientes razones:

- Elevado rendimiento potencial de eliminación de nitrógeno.
- Alta estabilidad y fiabilidad del proceso.
- Relativa facilidad de control del proceso.
- Reducidas necesidades de espacio.
- Costo moderado.

8.2.1.1 Clasificación de los procesos de nitrificación/desnitrificación

Biomasa en suspensión

En función de que los procesos de nitrificación/desnitrificación se lleven a cabo de forma conjunta, o en reactores separados, se distingue entre los sistemas de etapa simple y los de sistemas de doble etapa.

Por su mayor simplicidad de operación, se ha optado por desarrollar en la guía los sistemas de etapa simple, y dentro de ellos: el Proceso Ludzack-Ettinger, los Canales de Oxidación y los Reactores Secuenciales Discontinuos (SBR), que son los más empleados en el caso de los procesos de biomasa en suspensión.

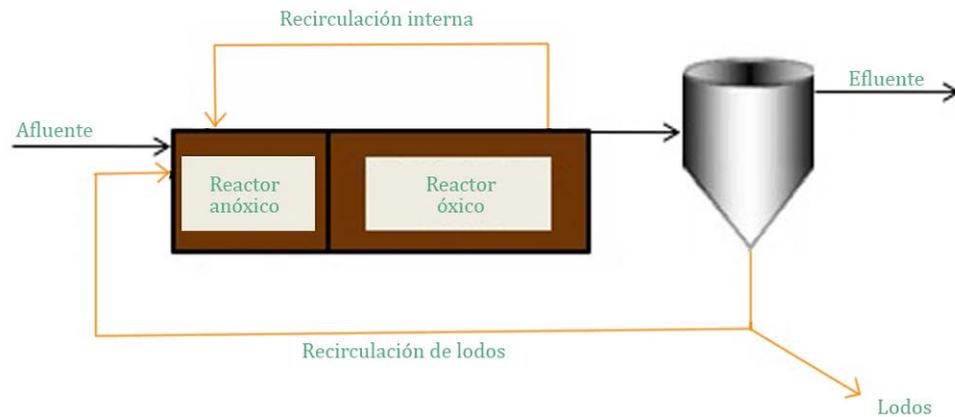
Proceso A/O o proceso Ludzack-Ettinger

En el proceso Ludzack-Ettinger (Figura 8.3), conocido también como proceso D-N (Desnitrificación-Nitrificación) y que es el más usado en la actualidad, cabe destacar:

- Las aguas residuales ingresan en un reactor anóxico, donde las bacterias heterótrofas procedentes de la recirculación de los lodos desde el sedimentador secundario, eliminan la materia orgánica del agua afluyente, utilizando los nitratos proporcionados por la propia recirculación de lodos y por una recirculación interna de licor mixto. Esta última corriente se emplea porque la recirculación de lodos no aporta la cantidad suficiente de nitratos para conseguir una elevada eliminación de los mismos. Además, un incremento del caudal de recirculación de lodos podría perturbar el funcionamiento del sedimentador secundario.
- En el reactor anóxico se utiliza y elimina toda la materia orgánica fácilmente biodegradable y parte de la lentamente biodegradable, contribuyendo a la generación de biomasa heterótrofa. El resto de materia lentamente biodegradable se utiliza y oxida en el reactor aerobio.
- El nitrógeno total Kjeldhal (NTK) afluyente pasa por el reactor anóxico (diluido por las recirculaciones) sin apenas sufrir variaciones (excepto el nitrógeno requerido para la síntesis de biomasa heterótrofa) y se oxida a nitratos en el reactor aerobio.

- En condiciones de diseño habituales, el proceso produce concentraciones de nitratos en el efluente de 4-10 mg N/L, lo que sumado a un NTK efluente de unos 5 mg N/L, resulta en un total de 10-15 mg N/L de nitrógeno total.

Figura 8.3. Proceso Ludzak-Ettinger.



El proceso Ludzack-Ettinger presenta las ventajas siguientes:

- Al ser muy bajas las concentraciones de nitratos en el sedimentador secundario, se reduce notablemente los posibles procesos de desnitrificación, lo que provocaría el ascenso de parte de los lodos decantados.
- Dado que parte de la biodegradación de materia orgánica tiene lugar en el reactor anóxico, se produce alcalinidad, que reduce el consumo global de alcalinidad debida a la nitrificación.
- En la zona anóxica hay un consumo de nitratos en lugar de oxígeno, lo que reduce los requerimientos globales de oxígeno.

Para el diseño de un proceso de nitrificación/desnitrificación la edad de lodo necesaria vendrá dada por:

$$\theta_{global} = \theta_{anóxico} + \theta_{aerobio}$$

Por tanto:

$$\theta_{global} = \frac{\theta_{aerobio}}{1 - f_x}$$

Siendo:

θ_{global} : edad del lodo total (d)

$\theta_{anoxico}$: edad de lodo en la zona anóxica (d)

$\theta_{aerobio}$: edad del lodo en la zona óxica (d)

f_x : fracción másica del reactor anóxico. En este caso igual a la fracción de volumen, dado que la concentración de SST en el reactor anóxico es igual a la del reactor aerobio.

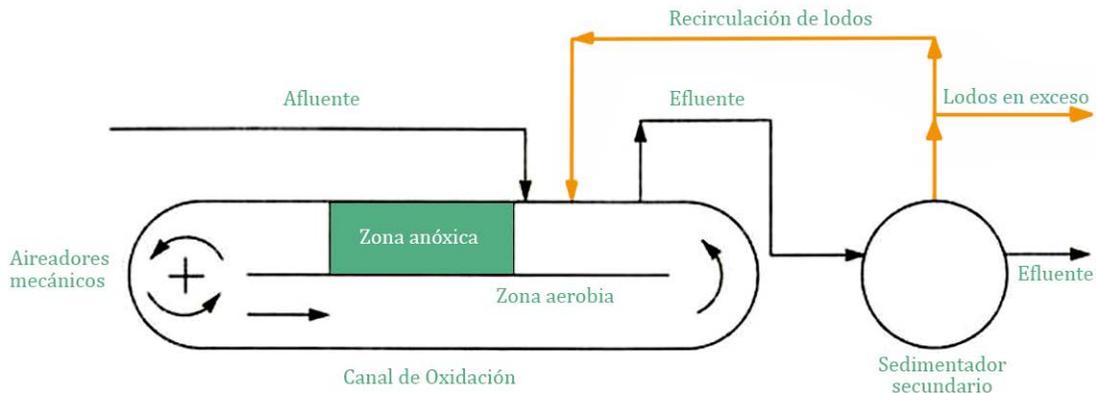
De forma práctica, el porcentaje de zona anóxica (con relación al volumen total del reactor biológico), varía entre el 20 y el 50% (para el rango de temperaturas de 10-12 °C), dependiendo de la relación existente entre los nitratos a desnitrificar y la DBO_5 de entrada al reactor, de forma que cuanto mayor sea esta relación, mayor será el porcentaje de anoxia necesario. En caso de no disponer de información sobre esta relación, se recomienda un mínimo de un 30% de zona anóxica en el reactor (MARM, 2010).

En lo referente a la recirculación interna, esta varía en función del porcentaje de nitrógeno que se quiera eliminar, recomendándose un valor mínimo de tres veces el caudal medio.

Canales de Oxidación

En este tipo de sistema de tratamiento de las aguas residuales, el licor mezcla fluye dando vueltas en un canal cerrado. En este canal se establecen, de forma alternada, zonas aerobias y anóxicas, al oxigenarse tan sólo determinados tramos del canal. El líquido se desplaza a una velocidad relativamente alta, al objeto de mantener el lodo en suspensión, asemejándose a un proceso D-N con muy alta recirculación interna (Figura 8.4) (Metcalf&Eddy, 1998).

Figura 8.4. Esquema de un Canal de Oxidación.



El oxígeno se transfiere en un tramo relativamente corto, por lo que debido a la velocidad de circulación, existe un largo tramo con oxígeno decreciente, donde tiene lugar una nitrificación y desnitrificación simultáneas, lográndose, finalmente, un tramo anóxico.

El efluente del reactor se extrae del final de la zona aerobia para su clarificación.

Los Canales de Oxidación presentan el inconveniente de que es complicado el control de la desnitrificación, ya que no se dispone de la posibilidad de actuar sobre la recirculación, como en el caso del proceso D-N.

Figura 8.5. PTAR operando con Canales de Oxidación (Matosinhos, Portugal).



Figura 8.6. PTAR de Viacha (Bolivia), basada en Canales de Oxidación.



Reactores Secuenciales Discontinuos (SBR)

El tratamiento de las aguas residuales mediante Reactores Secuenciales Discontinuos (*Sequencing Batch Reactor, SBR*), se encuadra dentro de la modalidad de Lodos Activados y presenta la peculiaridad de que la degradación de los contaminantes y la sedimentación ocurren en un sólo reactor, en etapas separadas temporalmente.

Los SBR operan en uno o más ciclos, que se componen de las siguientes fases:

- 1. Llenado:** durante la primera fase del ciclo, el agua residual a tratar se introduce en el reactor secuencial. En esta fase el licor mezcla del reactor biológico puede mantenerse en reposo o, por el contrario, puede estar en agitación y/o aireación. En el primer caso se denomina llenado estático y se caracteriza por no promover las reacciones biológicas. En el segundo caso, la fase de llenado se superpone con la fase de reacción, en la que tienen lugar los procesos bioquímicos que permiten la depuración del agua residual. Las condiciones ambientales del llenado se pueden ajustar a la estrategia de depuración adoptada. De hecho, es posible alternar el llenado con agitación y aireación, para favorecer las reacciones de eliminación de nutrientes (nitrógeno, principalmente, y fósforo).

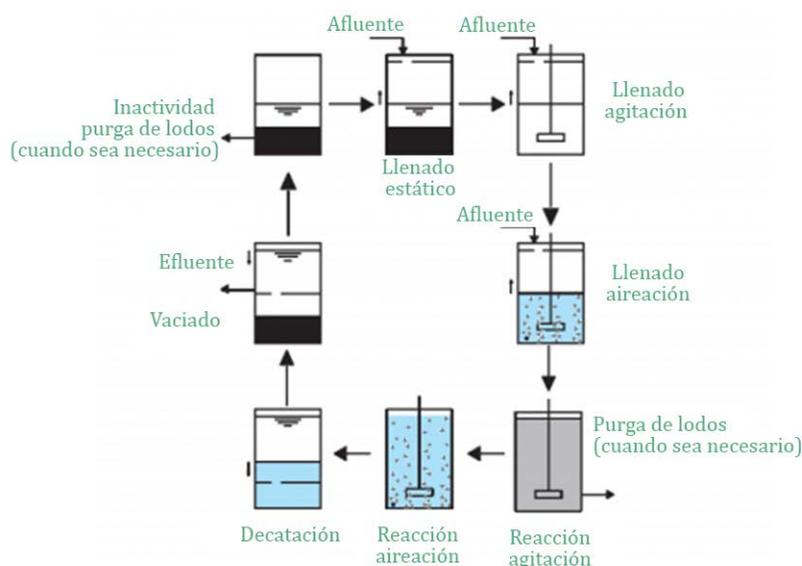
- 2. Reacción:** en esta fase se produce la degradación de la materia orgánica y nutrientes presentes en el agua residual. La fase de reacción puede comenzar con una etapa no aireada, en la que se instauran condiciones de anoxia-anaerobiosis, que favorecen la eliminación biológica del fósforo y las reacciones de desnitrificación. Durante este periodo, los sistemas de aireación se activan durante pocos segundos para homogeneizar el contenido del reactor, aunque para este mismo fin pueden emplearse agitadores. Posteriormente, se inicia una fase de aireación para la oxidación de la materia carbonosa y nitrogenada, que se interrumpe por periodos de ausencia de oxígeno, en los que se produce la reducción de los nitratos y nitritos (desnitrificación).
- 3. Sedimentación:** en esta fase se interrumpe la aireación y mezcla del reactor, para proporcionar condiciones favorables para la sedimentación del lodo activo.
- 4. Vaciado:** el agua residual clarificada, una vez separada del manto de lodos al finalizar la fase de decantación, es retirada del reactor.
- 5. Fase inactiva:** esta fase es opcional.

La duración de cada una de las etapas y del ciclo completo de tratamiento se programa en función de los objetivos de depuración que se quieran alcanzar. Asimismo, los ciclos operativos se pueden modificar en función de las características del afluente y las exigencias de calidad impuestas al efluente. Para promover la eliminación de nutrientes, es suficiente establecer fases con condiciones ambientales adecuadas para promover los mecanismos de asimilación, o eliminación, por parte de los microorganismos.

La retirada de los lodos en exceso se puede efectuar al final de la etapa de reacción, o en las etapas de sedimentación, vaciado o inactividad.

En la Figura 8.7 se muestra el ciclo de funcionamiento de un reactor SBR.

Figura 8.7. Esquema del ciclo de funcionamiento de un Reactor Secuencial Discontinuo (SBR).



Los principales parámetros para el diseño de los Reactores Secuenciales, cuando su objetivo es la eliminación conjunta de materia orgánica y nitrógeno, se recogen en la Tabla 8.3 (EPA, 1999).

Tabla 8.3. Parámetros para el diseño de los Reactores Secuenciales.

Parámetro	Valores recomendados
Carga másica (kg DBO ₅ /kg SSLM/d)	0,04 - 0,07
Edad del lodo (d)	20 - 25
Duración del ciclo de tratamiento (h)	4 - 24
SSLM (mg/L)	3.000 - 5.000
TRH (h)	Variable

Biomasa fija

Para la eliminación del nitrógeno en los sistemas de biomasa fija, en el caso de los Filtros Percoladores, se requiere diseñar un filtro de baja carga para nitrificar inicialmente. Si la carga a desnitrificar es baja, se puede recurrir, a base de recirculación, a la desnitrificación en el pretratamiento y en el tratamiento primario, de la línea de tratamiento. Operando de esta forma, se pueden alcanzar rendimientos de eliminación de nitrógeno del 40-80%, dependiendo del agua residual de entrada y del nivel de recirculación.

Si la carga a desnitrificar es alta, es preciso instalar un tanque anóxico previo al filtro, o al sedimentador primario. También se puede lograr la desnitrificación en otro Filtro Percolador, que opere en régimen de alta carga, con elevadas recirculaciones.

Para la desnitrificación en los CBR se comienza a trabajar con unidades que cuentan con una zona anóxica en cabecera del contactor, a la que se recirculan los efluentes nitrificados en las etapas posteriores del sistema de tratamiento.

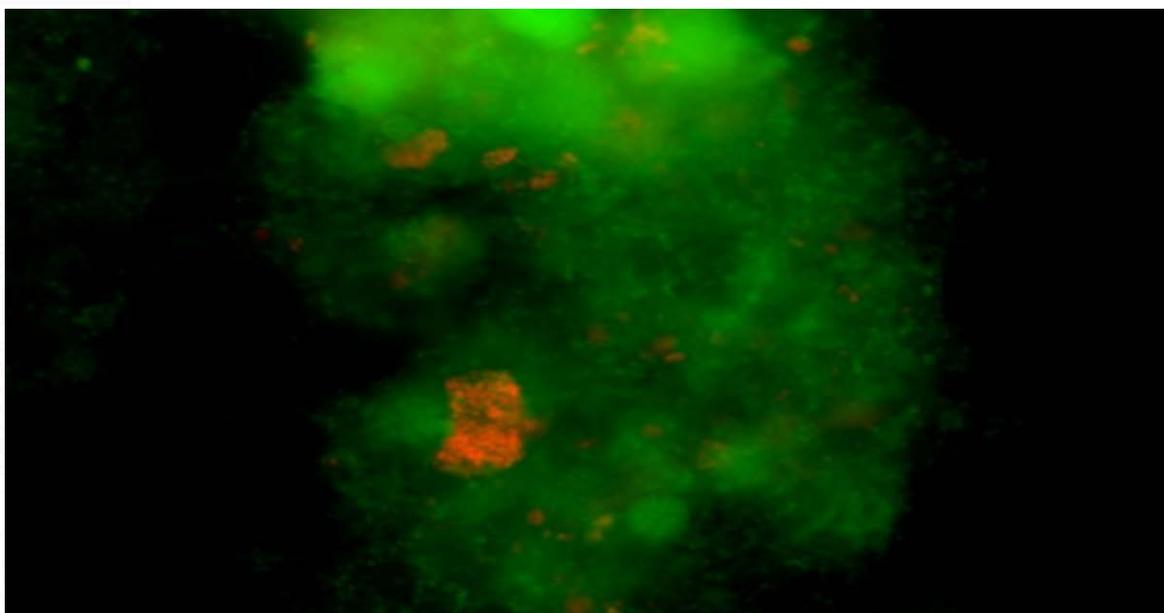
8.3 Eliminación de fósforo

8.3.1 Eliminación biológica de fósforo

Se puede lograr una elevada eliminación de fósforo en sistemas donde los lodos biológicos se someten a condiciones anaerobias (para lograr la liberación de este nutriente), seguidas de una fase aerobia (para la acumulación del fósforo soluble). Ello es posible gracias al concurso de unas bacterias heterótrofas, denominadas PAO (Poliphosphate Accumulating Organisms) (Figura 8.8), que liberan fósforo en condiciones anaerobias y lo acumulan en condiciones aerobias.

Estas bacterias, del género *Acinetobacter*, son de crecimiento lento y tienen preferencia por los ácidos grasos volátiles (AGV) de cadena corta.

Figura 8.8. Flóculo de Lodo Activo, en rojo bacterias PAO (Real, 2016).



Los mecanismos que intervienen en estos procesos son los siguientes:

Fase anaerobia

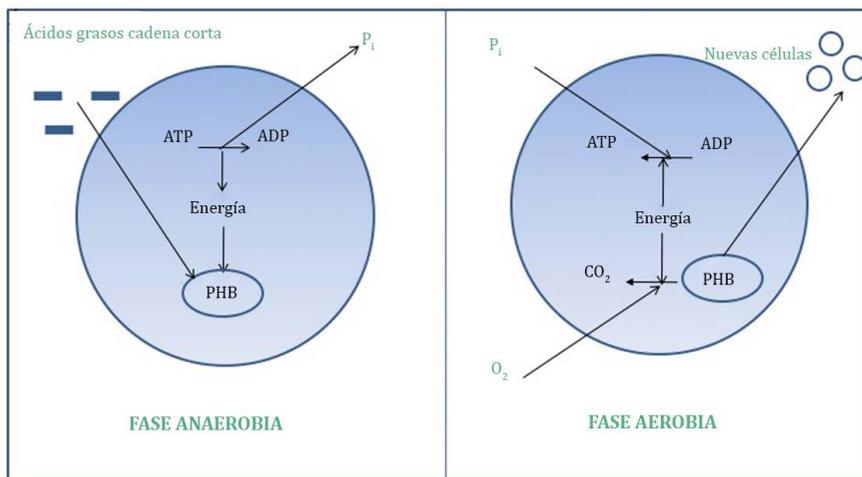
En esta fase, el acetato y otros ácidos grasos de cadena corta (AGV), productos de la fermentación anaerobia, son captados y almacenados dentro de las bacterias PAO, en forma de poli-βhidroxi-butilato (PHB). Cuando las bacterias captan compuestos orgánicos solubles y forman productos de almacenamiento intracelular, deben gastar energía, la cual se consigue de forma anaerobia al romper los enlaces entre los fosfatos almacenados en las cadenas inorgánicas de polifosfatos (Figura 8.9). Este proceso tiene como resultado la liberación de ortofosfatos y un consumo de materia orgánica (Figura 8.10).

Fase aerobia

En esta fase, la materia orgánica carbonada presente en el seno del líquido es oxidada, y posteriormente, el sustrato orgánico anteriormente almacenado en forma de PHB se oxida por vía aerobia a CO_2 , agua y nuevas células, mientras que los ortofosfatos solubles presentes en el medio se captan rápidamente para conseguir una nueva síntesis de polifosfatos intracelulares (Figura 8.9).

De acuerdo con este mecanismo, el nivel de fósforo eliminado por vía biológica se encuentra relacionado de forma directa con la cantidad de sustrato que pueda ser fermentado por los microorganismos en la fase anaerobia, y luego asimilado y almacenado como productos de fermentación.

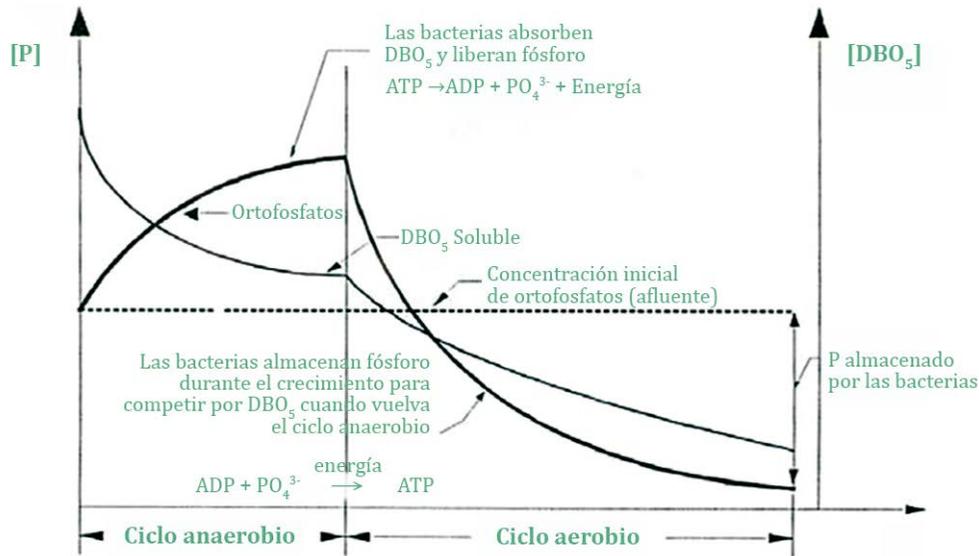
Figura 8.9. La eliminación biológica del fósforo (elaboración propia).



Eliminación del fósforo

Esta eliminación tiene lugar en la purga de los lodos en exceso, que periódicamente se lleva a cabo en el proceso de tratamiento (Figura 8.10) (WEF y ASCE, 1992).

Figura 8.10. Evolución de las concentraciones de P y DBO₅ a lo largo del proceso de eliminación Biológica del fósforo.



Dada la capacidad de las PAO de asimilar AGV en la fase anaerobia, estas bacterias tienen una ventaja competitiva frente a las bacterias heterótrofas normales pero, al ser de crecimiento lento, no podrían estar presentes en concentraciones significativas en los procesos de Lodos Activados de no ser por la existencia de la zona anaerobia.

En la eliminación biológica del fósforo influyen los parámetros de operación siguientes:

- pH: debe estar comprendido entre 7 y 8.
- Temperatura: las bajas temperaturas afectan significativamente a la eliminación biológica del fósforo.
- Concentración de oxígeno disuelto en el reactor aerobio: debe ser $\geq 2\text{mg/l}$.

Desde el punto de vista del dimensionamiento, el principal parámetro operativo para la eliminación biológica del fósforo es la edad del lodo, o tiempo de retención celular (SRT). Con relación a los tiempos de retención (TRH), en la zona anaerobia se suelen operar con 1-2 horas (Metcalf&Eddy, 1998).

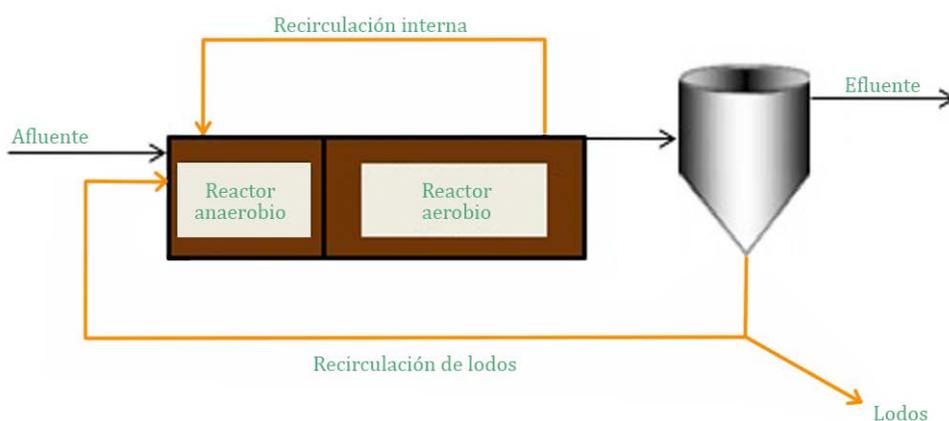
Dentro de los diferentes procesos existentes para la eliminación del fósforo vía biológica, se ha seleccionado, por su simplicidad, el Proceso A/O. Este proceso se emplea para llevar a cabo de forma conjunta la oxidación de la materia carbonada y la eliminación del fósforo presentes en las aguas residuales urbanas.

El Proceso A/O es un sistema de cultivo en suspensión de lodo único, que combina secuencialmente etapas anaerobias y aerobias (Figura 8.11).

El lodo sedimentado se recircula a la zona anaerobia. En estas condiciones, el fósforo presente en los lodos y en el agua residual se libera en forma de fosfatos solubles. En esta etapa también se alcanza una cierta reducción de la DBO_5 .

Posteriormente, el fósforo es asimilado por la biomasa en la etapa aerobia y se separa de la corriente líquida en la corriente de purga de los lodos en exceso.

Figura 8.11. El Proceso A/O para la eliminación biológica de fósforo.



La concentración de fósforo en el efluente tratado depende fundamentalmente de la relación DBO_5/P en el agua residual. Si esta relación es superior a 10 se pueden alcanzar concentraciones de fósforo soluble ≤ 1 mg/L. Para valores inferiores de esta relación, para conseguir bajas concentraciones de fósforo en los efluentes tratados, se puede recurrir a la adición de sales metálicas al proceso de tratamiento.

Los parámetros de diseño del Proceso A/O para la eliminación de fósforo se muestran en la tabla adjunta (Metcalf&Eddy, 1998).

Tabla 8.4. Parámetros de diseño del Proceso A/O.

Parámetro	Valor recomendado
Carga másica (kg DBO ₅ /kg SSVLM/d)	0,2 - 0,7
Edad del lodo (d)	2 - 15
SSLM (mg/L)	2.000 - 4.000
TRH (h)	Zona anaerobia: 0,15 - 1,5 Zona aerobia: 1,0 - 3,0
Recirculación de lodos (%)	25 - 40

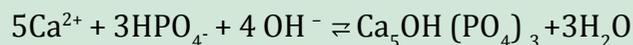
8.3.2 Eliminación química del fósforo

Aunque conlleva elevados costos de operación, la eliminación vía química del fósforo sigue teniendo un importante nivel de aplicación, dado que la eliminación biológica es relativamente reciente y cuenta con una importante dificultad del control operativo del proceso. Además, aplicando tan sólo la eliminación biológica, a veces no se llegan a alcanzar los requisitos que se exigen en ciertas normativas (≤ 1 mg P/L), lo que hace necesaria su combinación con la eliminación química.

Mediante la adición a las aguas residuales urbanas de ciertos productos químicos, se logra la precipitación de una parte importante del fósforo presente en las mismas en forma de fosfatos insolubles, que se separan posteriormente en las etapas de sedimentación primaria o secundaria.

Como agentes químicos para lograr esta precipitación suele recurrirse al empleo de cal y de sales metálicas.

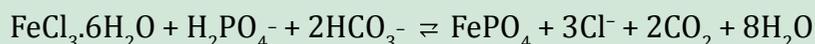
En el caso del empleo de cal, que se suele usar en forma de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, la reacción que tiene lugar es la siguiente:



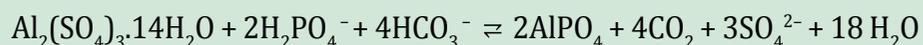
La cal reacciona con los fosfatos para precipitar hidroxiapatito cálcico. Para conseguir una estabilidad suficiente, de los precipitados que se van formando, es necesario trabajar a un pH comprendido entre 10,5 y 11,5. La dosis de cal a emplear es independiente de la cantidad de fósforo a eliminar, siendo función de las características propias de las aguas residuales a tratar (especialmente de su contenido en bicarbonatos).

En el caso del empleo de sales metálicas se recurre fundamentalmente a sales de hierro (cloruro férrico (FeCl_3), sulfato ferroso (FeSO_4) y sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) y de aluminio (sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) y aluminato sódico (NaAlO_2)), que dan lugar a las reacciones siguientes:

1. Sales de hierro. En el caso del cloruro férrico:



2. Sales de aluminio. En el caso del sulfato de aluminio:



De acuerdo con ambas reacciones, estequiométricamente se requieren 5,2 gramos de cloruro férrico y 9,6 gramos de sulfato de aluminio, por gramo de fósforo eliminado. Sin embargo, en realidad se requieren dosis superiores para satisfacer otras reacciones que se dan en paralelo. También, es habitual la adición conjunta de coagulantes.

Cuando se emplean sales de hierro, para llegar a alcanzar una concentración de 1 mg P/L en el agua tratada, se recomienda el siguiente ratio guía para el tratamiento de aguas residuales típicamente urbanas: Fe/P: 1,5/1,0.

En función de la etapa del tratamiento de las aguas residuales en la que se procede a la adición de los agentes químicos, con el objetivo de lograr la precipitación del fósforo, se distinguen tres tipos de procesos de desfosfatación química:

- Preprecipitación: los productos químicos se adicionan al agua residual bruta y la eliminación del fósforo precipitado tiene lugar en el lodo primario.
- Precipitación simultánea: los precipitados de fósforo se eliminan con el lodo biológico secundario, cabiendo dos posibilidades:

- La adición se efectúa en el efluente del tratamiento primario.
- La adición se efectúa en el propio licor mezcla.
- Postprecipitación: la adición tiene lugar en el efluente del tratamiento biológico, eliminándose los precipitados en un equipo de separación adicional, por clarificación o filtración.

La precipitación simultánea es uno de los procedimientos más utilizados en la eliminación química del fósforo, puesto presenta las ventajas de requerir una baja inversión, que se limita a la instalación del almacenamiento de reactivos y del equipo de dosificación de los mismos, al llevarse a cabo la desfosfatación en el propio reactor biológico.

En el caso de las sales de hierro y de aluminio, estas se pueden añadir en varios puntos del proceso de tratamiento, pero debido a que los polifosfatos y el fósforo orgánico son menos fáciles de eliminar que los ortofosfatos, la adición de estas sales después del tratamiento secundario suele producir los mejores resultados.

En lo referente a los residuos que se generan en la eliminación química del fósforo, se estima que se generan 11 g de materia seca por cada g de fósforo eliminado.

Se aconseja la realización de ensayos de jarras para determinar las dosis correctas de reactivos, en función de las concentraciones de fósforo en las aguas afluentes y del porcentaje de eliminación que sea preciso alcanzar.

8.4 Eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo

Se han desarrollado numerosos procesos biológicos para conseguir la eliminación conjunta del nitrógeno y del fósforo mediante la combinación de zonas o comportamientos aerobios, anóxicos y anaerobios. Algunos de estos sistemas nacieron como métodos para la eliminación del fósforo, evolucionando más tarde para convertirse en sistemas de eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo.

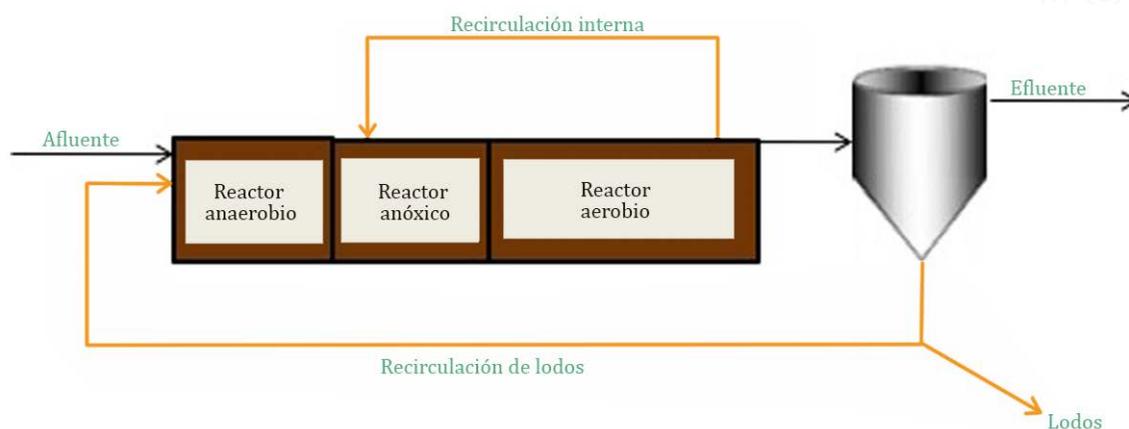
Entre estos procesos caben destacar: Proceso Bardenpho de 5 etapas (Phoredox), Proceso UCT, Proceso UCT modificado, Proceso Johannesburgo, Proceso VIP, Proceso Bardenpho de 3 etapas (A^2/O) y reactores SBR. Este apartado se centrará en estos dos últimos procesos.

Se describe a continuación el proceso A²/O y se comentan los reactores SBR.

8.4.1 Proceso A²/O

En aquellos casos en los que la concentración de N_T en los efluentes tratados se encuentre en el rango de 7-12 mg N/L y la relación DQO/P_T en las aguas residuales brutas sea mayor de 40, se recomienda el empleo del Proceso A²/O. Este proceso cuenta con tres zonas (anaerobia, anóxica y aerobia), dispuestas en serie, con una recirculación de los lodos decantados en el sedimentador secundario a la zona anaerobia y una recirculación interna de la zona óxica a la anóxica (Figura 8.12).

Figura 8.12. Proceso A²/O para la eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo.



Los nitratos que recibe la zona anaerobia, a través de la recirculación de los lodos sedimentados, pueden afectar a la eliminación de fósforo. Este efecto negativo se minimiza en aquellos casos en los que la relación DQO/P_T es mayor de 40.

Los parámetros de diseño del Proceso A²/O para la eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo se muestran en la tabla adjunta (*adaptada de Metcalf&Eddy, 1998*).

Tabla 8.5. Parámetros de diseño del Proceso A²/O.

Parámetro	Valor recomendado
Carga másica (kg DBO ₅ /kg SSVLM/d)	0,15 - 0,25
Edad del lodo (d)	15 - 20
SSLM (mg/L)	3.000 - 5.000
TRH (h)	Zona anaerobia: 0,15 - 1,5 Zona anóxica: 0,5 - 1,0 Zona aerobia: 3,0 - 6,0
Recirculación de lodos (%)	20 - 50
Recirculación interna (%)	100 - 300

8.4.2 Reactores SBR

Los fundamentos de este tipo de reactores ya se han visto con anterioridad al hablar de la eliminación biológica del nitrógeno.

En los reactores SBR la eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo tiene lugar mediante etapas anaerobias y aerobio-anóxicas consecutivas.

Este tipo de reactores se aplican a un amplio abanico de tamaños poblacionales. En las pequeñas comunidades normalmente se emplean dos reactores SBR (con o sin depósito de acumulación/ homogeneización previo), dispuestos en paralelo, para hacer posible el tratamiento en continuo del afluente. La duración de los ciclos supera normalmente las seis horas.

En PTAR de tamaño medio se suele recurrir al empleo de cuatro reactores (sin tanque previo de acumulación/homogeneización), con una duración de los ciclos de 6 horas.

Referencias bibliográficas

ATV-DVWK-A 281E (2001). Dimensioning of Trickling Filters and Rotating Biological Contactors. ISBN 3-937758-36-4.

EPA (1999). Wastewater Technology Fact Sheet Sequencing Batch Reactors. EPA-832-F-99.073. Office of Water. Washington DC.

Larrea, L. (2016). Fundamentos de eliminación de nitrógeno y fósforo en procesos de fangos activos. XXXIV Curso "Tratamiento de Aguas Residuales y Explotación de Estaciones Depuradoras" (CEDEX). Madrid 2016.

MARM (2010). Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. ISBN: 978-84-491-1071-9.

Metcalf&Eddy (1998). Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Mc Graw-Hill. ISBN: 84-481-1607-0.

Real, A. (2016). Optimización del proceso de eliminación biológica de fósforo en un Reactor Secuencial (SBR) y análisis comparativo con otras tecnologías. Tesis Doctoral.

WEF y ASCE (1992). Design of Municipal Wastewater Treatment Plants: Volumes I and II. WEF Manual of Practice N° 8; ASCE Manual and Report on Engineering Practice N°76.

WPCF (Water Pollution Control Federation) (1983). Nutrient Control. Manual of Practice. FD-7, 1983).

Capítulo 9

Tratamientos de desinfección



Capítulo 9

Tratamientos de desinfección

Desde el punto de vista de la salud, la desinfección es potencialmente la etapa más importante del tratamiento de las aguas residuales urbanas, ya que sus objetivos se centran en: prevenir enfermedades de transmisión hídrica, proteger los abastecimientos de agua potable, las playas, las zonas recreativas y las zonas de cultivo de especies acuáticas y en posibilitar el reúso de las aguas tratadas.

El objetivo específico de la desinfección es la eliminación, de forma selectiva, de aquellos microorganismos susceptibles de causar enfermedades (bacterias, virus, protozoos y helmintos).

En el campo de tratamiento de las aguas, la desinfección se lleva a cabo, principalmente, mediante el empleo de agentes químicos y físicos, que hacen uso de los siguientes mecanismos de actuación sobre los organismos patógenos:

- Daño de la pared celular.
- Alteración de la permeabilidad de la pared de las células.
- Alteración de la naturaleza del protoplasma.
- Inhibición de la actividad enzimática.

Los factores que influyen en la acción de los agentes desinfectantes son los siguientes:

- Tiempo de contacto desinfectante-agua: para una concentración de desinfectante, la mortalidad de los organismos patógenos se incrementa al aumentar el tiempo de contacto.

- Temperatura: el aumento de la temperatura produce un incremento de la tasa de mortalidad de los organismos patógenos.
- Tipo y concentración del agente químico.
- Intensidad y naturaleza del agente físico.
- Número de organismos patógenos: a mayor concentración de organismos patógenos, mayor será el tiempo de contacto necesario para lograr una determinada mortalidad de los mismos.
- Tipo de organismos patógenos: las células bacterianas de crecimiento viable se destruyen más fácilmente, mientras que las esporas bacterianas son extremadamente resistentes.
- Naturaleza del medio líquido en el que se encuentran los organismos patógenos: la materia orgánica disuelta presente en el agua a desinfectar reduce la eficacia de los agentes oxidantes, ya que reaccionan con ellos y, en forma particulada, ofrece protección a los patógenos atrapados en ella, tanto frente a estos agentes como a la radiación. Por tanto, para que cualquier agente desinfectante sea eficaz, las aguas residuales deben tratarse adecuadamente antes de llevar a cabo su desinfección.

Un factor importante a tener en cuenta es que la desinfección debe garantizar la calidad sanitaria del agua tratada durante un periodo largo de tiempo. En este sentido, los agentes químicos que posibilitan una cantidad de desinfectante activo remanente en las aguas tratadas son los más usados. Esto se debe a que es necesario considerar que un agua residual, incluso después de ser tratada, no deja de ser un excelente caldo de cultivo para el desarrollo de microorganismos. Es por ello, que se debe impedir la reactivación biológica tras el proceso de desinfección, y esto sólo lo asegura el uso de un agente químico que permanezca de forma activa en las aguas.

La normativa boliviana, recogida en el Reglamento en Materia de Contaminación Hídrica (RMCH), regula las características de los vertidos a los cauces receptores, estableciendo en su Anexo A-2, como límite permisible para las descargas hídricas, para cuerpos de agua no clasificados, el valor de 1.000 NMP/100 mL para la concentración de coliformes fecales.

9.1 Características de las aguas tratadas de las diferentes líneas de tratamiento propuestas, a efectos de su desinfección

La Tabla 9.1 muestra los rendimientos de eliminación de coliformes fecales que se alcanzan con la aplicación de las diferentes líneas de tratamiento que se han desarrollado en el Capítulo 7 de la presente guía.

Tabla 9.1. Eliminación de coliformes fecales en las distintas líneas de tratamiento.

Línea de tratamiento	Eliminación de coliformes fecales (u. log.)
Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente (FAFA) + Lagunas Facultativas	2 - 3
Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA) + Lagunas Facultativas	2 - 3
Lagunas de Estabilización (Lagunas Anaerobias + Lagunas Facultativas)	3
Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial	1 - 2
Lombrifiltros	1 - 2
Filtros Percoladores	1
Contactores Biológicos Rotativos (CBR)	1
Aireación Extendida	1

Partiendo de un valor medio habitual de la concentración de coliformes fecales en las aguas a tratar de 10^7 NMP/100 mL, de esta tabla se deduce que para todas las líneas de tratamiento consideradas se hace preciso someter a las aguas tratadas a un proceso complementario de desinfección, más o menos intenso, para poder alcanzar el límite impuesto de 1.000 NMP/100 mL de coliformes fecales.

9.2 Tratamientos de desinfección aplicables a las aguas residuales tratadas

Los tratamientos de desinfección que se aplican normalmente a las aguas residuales tratadas se clasifican, en función de su naturaleza, en tratamientos químicos y físicos. Dentro de los tratamientos químicos destacan la Cloración y la Ozonización, mientras que en los tratamientos físicos se encuadran la Radiación UV y la Filtración. También es de aplicación, para la desinfección de las aguas residuales tratadas, el empleo de determinadas tecnologías de carácter extensivo, como es el caso de las Lagunas de Maduración y de los Humedales Artificiales de Flujo Superficial.

Para el ámbito de aplicación de la presente guía, se considera que los tratamientos de desinfección con un mayor potencial de aplicación son: la Cloración, la Radiación UV, las Lagunas de Maduración y los Humedales Artificiales de Flujo Superficial, que se describen a continuación.

9.2.1 Cloración

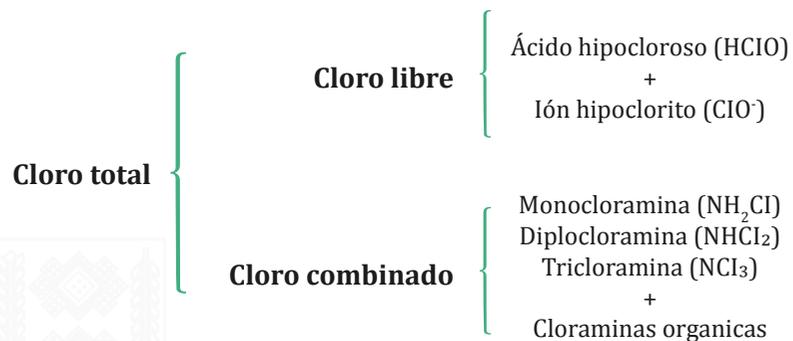
La Cloración constituye el método de desinfección de las aguas residuales tratadas más ampliamente empleado a nivel mundial, destruyendo los organismos patógenos por oxidación de su material celular.

El cloro se puede aplicar al agua, principalmente, en forma de: cloro gas, dióxido de cloro, hipoclorito cálcico e hipoclorito sódico.

Cuando el cloro gas o las sales de hipoclorito se añaden al agua, se producen reacciones de hidrólisis e ionización, que dan lugar a la formación de ácido hipocloroso (HOCl) e iones hipoclorito (OCl⁻), encontrándose ambas formas químicas en un equilibrio, que depende del pH, y siendo el ácido hipocloroso el que presenta una mayor actividad germicida.

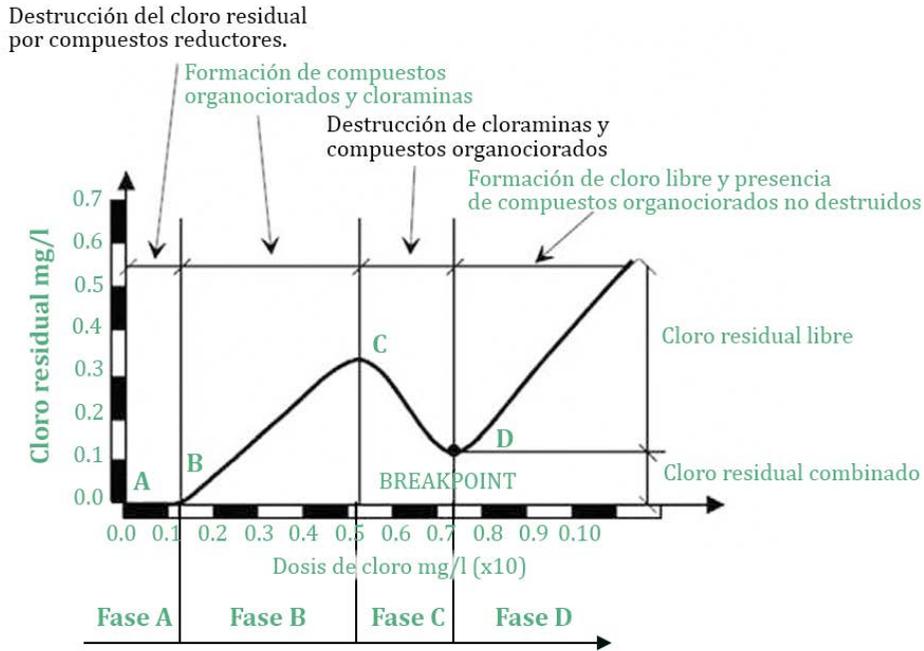
La suma de las concentraciones de ácido hipocloroso y de iones hipoclorito se conoce como **cloro libre**, mientras que el **cloro combinado** es el resultado de la combinación del cloro con el amoníaco y con la materia orgánica nitrogenada que contiene el agua. La suma del cloro libre y del cloro combinado constituye el **cloro total** (Figura 9.1)

Figura 9.1. Distintas formas del cloro en los tratamientos de Cloración.

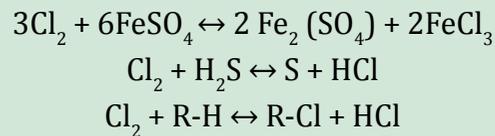


Para que la desinfección por Cloración tenga lugar, es necesario que haya cloro residual libre disuelto en el agua a desinfectar. La Figura 9.2 muestra las distintas fases de la dosificación de cloro y la dependencia entre la dosis de cloro y el cloro residual libre. En ella, se puede observar que la relación entre ambas no es lineal, dependiendo de múltiples factores.

Figura 9.2. Fases de la dosificación de cloro y evolución del cloro residual.

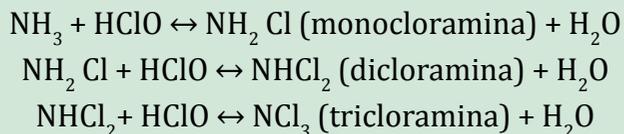


En la **Fase A**, nada más al ponerse en contacto el cloro con el agua, los primeros en reaccionar son los elementos reductores disueltos de fácil oxidación, lo que reduce la capacidad desinfectante del cloro añadido, no generándose cloro residual.

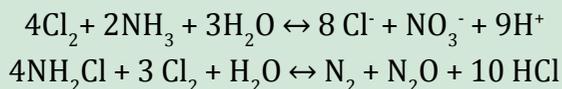


En la **Fase B**, el cloro reacciona con los compuestos amoniacales y con los compuestos orgánicos presentes en las aguas a desinfectar, dando lugar a la formación de cloraminas y compuestos organoclorados, presentando las

cloraminas poder desinfectante e incrementándose progresivamente la concentración de cloro residual presente.



En la **Fase C**, al continuar adicionando cloro, comienza a oxidarse la materia orgánica presente en las aguas, lo que conlleva una disminución del cloro residual, hasta alcanzar un valor mínimo, conocido como punto de ruptura (*breakpoint*). De forma paralela, se produce la oxidación de las cloraminas formadas en la anterior etapa, reduciendo su concentración.



Finalmente, en la **Fase D**, tras llegar al punto de ruptura, la adición de cloro se traduce en un aumento continuado del cloro residual libre presente en las aguas. Es a partir de este punto, cuando el cloro va actuar sobre los organismos patógenos.

La cinética de este proceso de desinfección depende del tiempo de contacto y de la concentración del desinfectante.

De las distintas formas en las que el cloro se puede aplicar al agua, para el ámbito de aplicación de la presente guía, se han seleccionado los hipocloritos cálcico y sódico, por ser los reactivos más ampliamente empleados en el entorno boliviano.

La desinfección mediante Cloración de las aguas tratadas se ve afectada por las propias características de estas aguas, tal como se recoge en la Tabla 9.2.

Tabla 9.2. Influencia de las características de las aguas a tratar en la cloración (EPA, 1999).

Parámetro	Efecto sobre la Cloración
pH	Afecta la distribución entre ácido hipocloroso y los iones hipoclorito, y entre las varias especies de cloraminas.
Temperatura del agua	La tasa de eliminación de patógenos se incrementa con la temperatura.
Materia en suspensión (SST)	Protegen a las bacterias que se encuentran incorporadas a estas partículas.
Materia orgánica (DBO ₅)	Formación de trihalometanos, lo que aumenta el consumo de cloro.
Amonio	Formación de cloraminas, lo que aumenta el consumo de cloro.
Nitritos	Formación de trihalometanos, lo que aumenta el consumo de cloro.
Dureza, hierro, manganeso	Aumentan el consumo de cloro, aunque sus efectos son menores.

Por su parte, la Tabla 9.3 muestra la distribución de las formas hipoclorito (OCl⁻) y ácido hipocloroso (HOCl) en función del pH del medio.

Tabla 9.3. Distribución de las formas OCl⁻ y HOCl en función del pH.

pH	OCl ⁻ (%)	HOCl (%)
5,5	0,23	99,77
6,0	0,46	99,54
6,5	1,45	98,55
7,0	4,46	95,54
7,5	12,86	87,14
8,0	31,82	68,18
8,5	59,61	40,59
9,0	82,36	17,64
9,5	93,65	6,35

Como se ha comentado con anterioridad, el ácido hipocloroso presenta una mayor actividad germicida que el ión hipoclorito, y tal como se observa en la Tabla 9.3 por debajo de pH 7 es la especie predominante, siendo a estos valores más bajos de pH, más efectiva la Cloración.

En el caso del amonio, concentraciones por encima de los 5 mg/L conllevan un elevado consumo de cloro, por lo que alcanzar un elevado grado de nitrificación de las aguas tratadas, supone un ahorro importante a la hora de abordar la desinfección por Cloración de estas aguas.

En lo referente a las concentraciones de materia en suspensión y materia orgánica en los efluentes a desinfectar, se recomienda que estas se encuentren por debajo de los 5-10 mg/L. Estos límites se encuentran muy por debajo de los que se recogen para descargas líquidas en el Anexo A-2 del Reglamento en Materia de Contaminación Hídrica, y que se sitúan en 60 y 80 mg/L, respectivamente. Se hace pues, muy conveniente, implantar una etapa de afino, previa al proceso de cloración, que reduzca las concentraciones de materia en suspensión y orgánica, al objeto de hacer más eficiente y menos costosa la desinfección de los efluentes de las PTAR mediante Cloración. La etapa de afino más común se basa en una filtración por arena, bien sea empleando filtros de gravedad, o filtros a presión (Figura 9.3), (ver Capítulo 10).

Figura 9.3. Filtros de arena por gravedad y a presión.



Con el objetivo de proporcionar el tiempo necesario de contacto entre el agente desinfectante y las aguas tratadas, se recurre a la implementación de laberintos de cloración. En estos laberintos, mediante el empleo de tabiques, se consigue un avance de las aguas en forma de zigzag, lo que aumenta notablemente la longitud que deben recorrer las aguas hasta su vertido final, empleando para ello una superficie reducida (Figura 9.4).

Figura 9.4. Laberinto de cloración.

Dimensionamiento

Tratamientos previos

Los parámetros para el dimensionamiento de los filtros de arena, por gravedad y a presión, se muestran en la Tabla 9.4, junto a sus valores recomendados (MARN, 2016).

Tabla 9.4. Parámetros de dimensionamiento para filtros de arena por gravedad y presión.

Parámetros	Por gravedad	A presión
Velocidad de filtración (m/h)	4 - 6	8 - 5
Profundidad capa filtrante (m)	0,6 - 0,8	0,8 - 1,0
Diámetro de la arena (mm)	0,8 - 1,2	0,8 - 1,2
Coefficiente de uniformidad	1,2 - 1,5	1,0 - 1,2

Dosificación de cloro

La dosis necesaria de cloro es la suma de tres factores (Metcalf&Eddy, 2007):

- La demanda de cloro de las aguas a desinfectar (dosis de cloro requerida para alcanzar el breakpoint). Esta demanda viene influenciada por la calidad de las aguas a desinfectar.
- La cantidad de cloro necesaria para compensar la descomposición que experimentará el agente desinfectante durante el tiempo de contacto.

Esta cantidad dependerá del tiempo de contacto con el que se trabaje y de la circunstancia de que el laberinto de cloración se encuentre cubierto o no.

- La cantidad de cloro requerida para la eliminación bacteriológica. Esta cantidad se determina haciendo uso de la expresión (Collins y Selleck, 1972):

$$\frac{N}{N_0} = 1 / (1 + 0,23 \cdot C \cdot t)^3$$

Donde:

N: concentración de coliformes fecales en las aguas desinfectadas (NMP/100 mL)

N₀: concentración de coliformes fecales en las aguas a desinfectar (NMP/100 mL)

C: dosis de cloro (mg/L)

t: tiempo de contacto (minutos)

Teniendo en cuenta estos tres factores, la Tabla 9.5 muestra una aproximación de los rangos de dosis requeridos de hipoclorito (con un 10-15% de cloro disponible), en función del tipo de agua residual tratada a desinfectar, para llegar a conseguir efluentes con 10³ NMP/100 mL, con tiempos de contacto entre 15-30 minuto a caudal medio (MARN, 2016).

Tabla 9.5. Dosis de hipoclorito para diferentes tipos de aguas residuales tratadas.

Tipo de agua a tratar	Intervalo de dosis (mg/L)
Tratada no nitrificada	10 - 15
Tratada y nitrificada	6 - 8
Tratada y filtrada ¹	1 - 5

¹En este caso tratada incluye tanto al agua nitrificada como no nitrificada.

No obstante, en todas las situaciones se recomienda llevar a cabo un test previo para determinar la dosis de cloro real, puesto que como se indicó con anterioridad, esta depende de las características de las aguas a tratar en cada caso.

Laberinto de cloración

Dada la especial importancia del tiempo de contacto entre el agente desinfectante y las aguas a desinfectar, al menos el 80-90% de estas aguas deben permanecer en el interior del laberinto de cloración el tiempo de contacto especificado.

Al objeto de evitar cortocircuitos, que disminuirían la eficiencia del tratamiento de desinfección, se recomienda que el laberinto de cloración opere en régimen de flujo pistón, con relaciones largo/ancho de al menos 20:1 (recomendable 40:1) (Metcalf&Eddy, 2014).

El tiempo de contacto en el laberinto debe ser de entre 15 y 30 minutos a caudal medio. Si el tiempo de recorrido en el emisario de evacuación, a caudal máximo de proyecto, es suficiente para igualar o exceder el tiempo de contacto requerido, se puede contemplar la eliminación del laberinto de cloración.

Finalmente, la velocidad en el laberinto debe ser de 2-4 m/min, para evitar sedimentaciones de sólidos en su fondo.

El laberinto de cloración debe dimensionarse a caudal punta o máximo, y no para el caudal medio, a no ser que se disponga de un tanque previo para la laminación de los caudales a desinfectar.

Características del tratamiento de desinfección mediante Cloración

En lo referente a los rendimientos, mediante la cloración puede reducirse la concentración de organismos patógenos hasta el nivel que se precise, dosificando para ello la cantidad de cloro que sea necesaria.

Entre los parámetros climatológicos que afectan a la Cloración destaca la influencia de la temperatura, al producirse los procesos de desinfección de forma más rápida conforme esta aumenta, disminuyendo, consecuentemente, los tiempos de contacto necesarios.

La temperatura también influye en la propia estabilidad de las disoluciones de hipoclorito, siendo estas más inestables conforme se incrementa la temperatura, lo que acorta considerablemente los tiempos de almacenaje de este reactivo, especialmente en el caso de los Llanos.

En lo que concierne a la flexibilidad del proceso de Cloración frente a variaciones del caudal de las aguas a desinfectar, cuando no se dispone de dosificadores automáticos, que van adicionando el agente desinfectante en función del caudal de las aguas a tratar, fuertes oscilaciones de este caudal disminuyen la eficiencia de los sistemas de Cloración, al no poder adecuarse las dosis de cloro a los incrementos de la demanda. Como resultado de ello, aumentará la concentración de coliformes fecales en los efluentes desinfectados durante los caudales punta y se tendrá un exceso de cloro residual cuando los caudales son inferiores a la media.

En lo que hace referencia a la generación de residuos en el proceso de Cloración, en los casos en que se proceda a filtrar las aguas tratadas, antes de someterlas a desinfección, los contralavados del material filtrante generan aguas contaminadas en una cuantía del orden del 3% del caudal de aguas filtradas (MARN, 2016). Estas aguas deben conducirse a cabecera de la PTAR para ser sometidas a tratamiento, por lo que deben ser tenidas en cuenta a hora del dimensionamiento de la Línea de Agua del proceso de depuración.

Si el control de la dosificación de cloro es manual, las labores de operación y mantenimiento de los sistemas de cloración no revisten especial dificultad. En aquellas situaciones en las que esta dosificación esté automatizada y opere en función de los caudales circulantes de las aguas a desinfectar, para su manejo se hace precisa la intervención de personal cualificado. En cualquier caso, existen riesgos en la manipulación del hipoclorito por su carácter corrosivo.

En aquellos casos en los que se disponga una etapa previa de filtración de las aguas a desinfectar, antes de proceder a su Cloración, la complejidad de las labores de operación y mantenimiento de la etapa desinfección vendrá condicionada por el tipo de filtro implantado. En este aspecto, los filtros de arena a presión precisan de un personal más especializado que los que operan por gravedad.

El principal impacto ambiental de la Cloración radica en la formación de subproductos tóxicos al reaccionar con ciertos compuestos presentes en las aguas a desinfectar. Este impacto se puede minimizar disminuyendo las concentraciones de materia en suspensión y materia orgánica (por ejemplo mediante filtración) en las aguas y realizando una correcta dosificación del cloro.

Dada la escasa superficie que se requiere para la construcción de un tratamiento de desinfección mediante cloración, las características de los terrenos disponibles ejercen una mínima influencia a la hora de su selección.

Por último, en lo referente a las ventajas e inconvenientes que presenta la Cloración como sistema de desinfección de las aguas tratadas, cabe mencionar:

- Baja superficie requerida.
- Se trata de una tecnología bien conocida y establecida por su extensa aplicación en la potabilización de las aguas de consumo.
- Es más eficiente, en términos de costos de inversión, que otras alternativas de desinfección.
- El cloro residual que permanece en el efluente del agua tratada puede prolongar el efecto de la desinfección hasta su uso, en caso de que se reúsen los efluentes desinfectados.
- El cloro residual puede ser medido fácilmente para evaluar la efectividad del tratamiento de desinfección.
- Es efectiva y confiable para la eliminación de un amplio espectro de organismos patógenos (bacterias no formadoras de esporas, virus).
- Permite un control flexible de la dosificación.

Y como principales inconvenientes deben mencionarse:

- El cloro residual es tóxico para los organismos acuáticos y, por ello, puede requerirse, en ciertos casos, la dechloración antes del vertido de las aguas desinfectadas, lo que aumenta los costos de la desinfección del orden del 20-30%.
- Formación de subproductos de la cloración peligrosos, como son las cloraminas y los trihalometanos.
- Efecto negativo del cloro residual sobre cultivos.
- Todas las formas de cloro son corrosivas y tóxicas, como consecuencia, el almacenamiento, transporte y manejo presentan riesgos, cuya prevención requieren normas exigentes de seguridad industrial.

- La concentración de sólidos en suspensión, turbidez y compuestos amoniacales restan efectividad al proceso de Cloración.
- Resistencia de determinados organismos a la Cloración (bacterias formadoras de esporas, protozoos).

Características constructivas

La adición de cloro

- La forma habitual de aplicar el hipoclorito a las aguas a desinfectar es mediante el empleo un tanque de almacenamiento, con capacidad de varios días de uso, y el uso de bombas dosificadoras (Figura 9.5).
- El tanque de almacenamiento de hipoclorito debe garantizar una autonomía de al menos 15 días.
- Para garantizar la continuidad de la operación de desinfección, se recomienda la implementación de dos bombas dosificadoras, dispuestas en paralelo, estando una en funcionamiento y la otra en standby, o contar con al menos una bomba en stock.

Figura 9.5. Bombas dosificadoras.



El laberinto de cloración

- La mejor forma de asegurar el tiempo de contacto requerido entre el cloro y las aguas a desinfectar es mediante el empleo de un canal de flujo pistón, construido en forma de laberinto, al objeto de ahorrar superficie.
- Los laberintos de cloración, tanto en lo que respecta a sus paredes externas, como a los tabiques interiores, se suele construir en obra civil.
- Es muy importante evitar la aparición de zonas muertas en el laberinto de cloración, que tendrían como consecuencia la aparición de cortocircuitos, con la correspondiente disminución del tiempo de contacto. Por ello es que se recomienda el empleo de relaciones largo/ancho superiores a 10/1, empleándose generalmente valores del orden de 40/1.
- También se puede minimizar la aparición de cortocircuitos reduciendo la velocidad de las aguas que ingresan al laberinto de cloración, mediante el empleo de deflectores, de forma similar a los que se emplean en los sedimentadores de sección rectangular.
- Es importante que la mezcla de las aguas a desinfectar con el reactivo se lleve a cabo antes de entrar al laberinto, para lo que el hipoclorito suele dosificarse en un tanque dotado de agitación, o habilitando una zona de mezcla tipo cascada. Cuando en lugar de emplearse medios mecánicos el mezclado se realiza por turbulencia hidráulica, esta debe mantenerse al menos durante 30 segundos.
- En instalaciones de gran tamaño es recomendable contar con varios laberintos de cloración, para no interrumpir el proceso de desinfección de las aguas tratadas cuando sea preciso el mantenimiento de uno de estos laberintos.
- A la salida de los laberintos de cloración se suele implantar un vertedero (triangular, rectangular) o un aforador Parshall, para la medición del caudal de aguas tratadas desinfectadas.

Operación y mantenimiento

- Normalmente, el hipoclorito sódico se presenta en soluciones del 10-15% de riqueza, ya que a estas concentraciones se degrada más lentamente. Aun así, este producto no puede almacenarse más de 2 meses.
- En el caso del hipoclorito cálcico, que suele emplearse en las PTAR de menor tamaño, este se suministra en polvo o en gránulos (al 65% de cloro disponible), por lo que es preciso realizar una dilución previa en un depósito plástico, en las proporciones indicadas por la casa comercial, para conseguir una determinada concentración. Se suele requerir, para 100 litros, 0,75 gramos de cloro seco, para conseguir una concentración de 5 ppm de cloro disponible.
- Por tanto, el empleo de hipoclorito sódico, como agente desinfectante, es de más fácil uso que el hipoclorito cálcico, al poder dosificarse directamente a las aguas tratadas, mientras que el segundo precisa una disolución previa, para lo que se precisan aguas de buena calidad, al no poder emplearse para este menester las propias aguas tratadas.
- El tanque de almacenamiento de hipoclorito debe garantizar una autonomía de funcionamiento de al menos 15 días.
- En la manipulación del hipoclorito sódico debe tenerse en cuenta su poder corrosivo y los vapores de cloro que genera, por los que deben respetarse las normas de seguridad correspondientes.
- El hipoclorito debe almacenarse en depósitos resistentes a la corrosión y en recintos frescos.
- En el caso de trabajar con soluciones de hipoclorito cálcico deben controlarse las posibles obstrucciones en las tuberías de dosificación de este desinfectante, dada su tendencia a cristalizar.
- La forma más simple de controlar la dosificación de cloro es la manual, midiendo el cloro residual después de 15 minutos de contacto y ajustando la dosis para obtener un cloro residual de 0,5 mg/L.
- Semanalmente en las PTAR que dan servicio a poblaciones mayores de 20.000 habitantes, y quincenalmente en las menores, se procederá a la

determinación de la concentración de coliformes fecales en las aguas desinfectadas, al objeto de comprobar el correcto funcionamiento de la etapa de desinfección.

- Quincenalmente, haciendo uso de una probeta graduada, se comprobará que la dosificación de cloro es la estipulada.
- Quincenalmente debe comprobarse los tiempos reales de contacto en el laberinto de cloración.
- Quincenalmente se procederá a la limpieza fondo del laberinto de cloración, para eliminar posibles sedimentaciones, que pueden consumir parte del agente desinfectante añadido a las aguas.
- En el caso de contar con una etapa de filtración, como tratamiento previo, la concentración de sólidos en suspensión a la entrada de los filtros condiciona la periodicidad con la que deberá procederse a su contralavado, lo que influye notablemente en los costos de operación y mantenimiento de estas unidades de filtración.

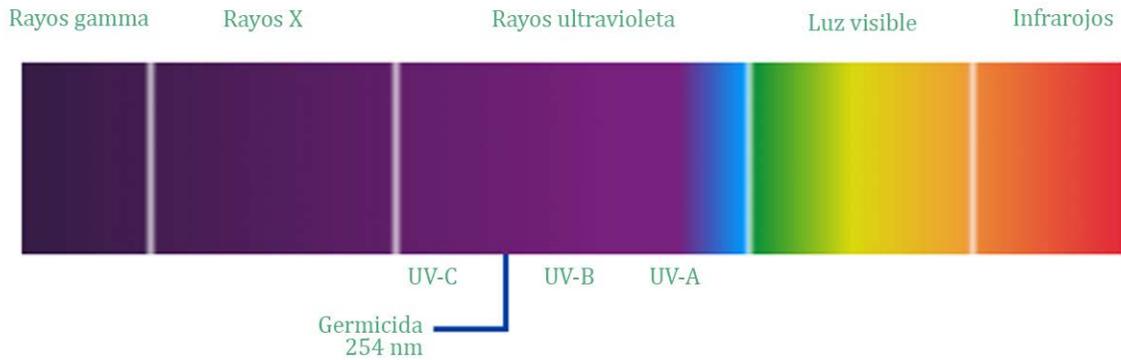
9.2.2 Radiación UV

En los procesos de desinfección mediante la aplicación de radiación, lo habitual es recurrir a la aplicación de luz ultravioleta (UV), que forma parte del espectro electromagnético en el rango de longitudes de onda que abarca desde los 100 a los 400 nanómetros (nm), y que queda comprendido entre la luz visible y los rayos X.

Las propiedades bactericidas de este tipo de radiación se descubrieron en 1877 y, en la actualidad, el desarrollo de fuentes de luz UV más baratas y eficaces, unido a la creciente preocupación por los posibles efectos tóxicos de otros agentes desinfectantes, han hecho que haya aumentado notablemente su utilización en la desinfección de las aguas residuales tratadas, empleándose para la inactivación de bacterias, virus, protozoos, hongos y esporas (*Huffman et al., 2000*).

El espectro ultravioleta abarca cuatro gamas de radiaciones (Figura 9.6):

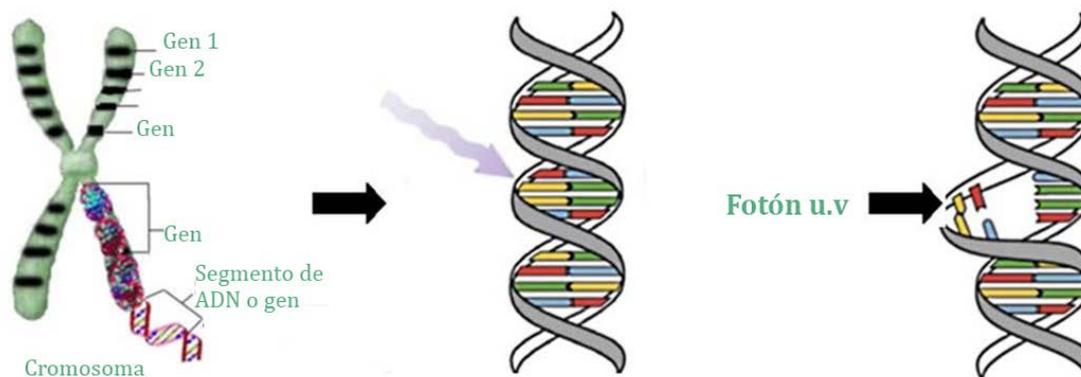
Figura 9.6. Gamas del espectro ultravioleta.



- UV-A (315-400 nm): este rango de radiación se absorbe por la piel y es el responsable de su bronceado.
- UV-B (280-315 nm): en este rango de longitudes de onda el ácido desoxirribonucleico (ADN) de los organismos patógenos absorbe parte de esta radiación, iniciándose su inactivación.
- UV-C (200-280 nm): es absorbida por el ácido ribonucleico (ARN) y el ADN del núcleo celular y conduce a su inactivación al afectar a su capacidad para multiplicarse, siendo esta actividad máxima en el rango de 250-270 nm y, específicamente, a 254 nm.
- UV-Vacío (100-200 nm): es absorbida por la capa de ozono presente en la atmósfera.

Al ser expuestas las células a radiación UV-C, se daña su ADN mediante la formación de enlaces covalentes entre dos bases timinas adyacentes, localizadas en la misma hebra de ADN, lo que impide su replicación (dimerización de la timina) (Figura 9.7).

Figura 9.7. Dimerización de la timina.



No obstante, en ciertas condiciones, muchas células son capaces de revertir este proceso, lo que se conoce como reactivación, que puede darse tanto a oscuras (Salcedo *et al.*, 2007), (una enzima separa el segmento dañado de la hebra de ADN que lo contiene y los nucleótidos eliminados son reemplazados y reparados por las enzimas ADN polimerasa y ADN ligasa), como en presencia de luz (la enzima fotoliasa rompe los enlaces covalentes que forman los dímeros de timina, empleando la luz como fuente de energía para esta rotura).

Para evitar esta reactivación suele recurrirse a la acción conjunta de la Radiación UV y de la Cloración. Además, la acción sinérgica de ambos desinfectantes permite abarcar un rango más amplio de patógenos, dado que la cloración permite la eliminación de bacterias no formadoras de esporas, como por ejemplo *Escherichia coli* o enterococos fecales, mientras que la luz UV permitirá la eliminación de bacteriófagos, enterovirus y oocistos de *Cryptosporidium*.

Al igual que en el caso la Cloración, para que la desinfección de las aguas tratadas mediante la aplicación de Radiación UV sea efectiva, se precisa someter a las aguas a un tratamiento previo, al objeto de disminuir su contenido en materia en suspensión por debajo de los 5-10 mg/L. Dado que estos límites se encuentran muy por debajo de los que se recogen para descargas líquidas en el Anexo A-2 del Reglamento en Materia de Contaminación Hídrica, y que se sitúan en 60 y 80 mg/L, respectivamente, se hace pues necesario implantar una etapa de afino, previa al proceso de Radiación UV. La etapa de afino más común se basa en una filtración por arena, bien sea empleando filtros de gravedad, o filtros a presión.

Dimensionamiento

Tratamientos previos

Los parámetros para el dimensionamiento de los filtros de arena, por gravedad y a presión, ya se han mostrado en la Tabla 9.4.

Aplicación de la Radiación UV

La dosis necesaria de Radiación UV para la desinfección de las aguas tratadas viene dada por la expresión:

$$D = I \cdot t$$

Donde:

- D: dosis de radiación UV (mJ/cm², mW.s/cm²)
- I: intensidad de la radiación UV (mW/cm²)
- t: tiempo de exposición (segundos)

Por tanto, la dosis de Radiación UV puede modificarse cambiando la intensidad o el tiempo de exposición.

Por otro lado, la ley de Chick-Watson permite conocer el número final de microorganismos después de la dosificación de una determinada dosis de luz UV.

$$N = N_0 \cdot e^{-k \cdot D}$$

Donde:

- N: número de microorganismos en el tiempo t
- N₀: número inicial de microorganismos
- k: tasa que depende del tipo microorganismo

Características del tratamiento de desinfección mediante Radiación UV

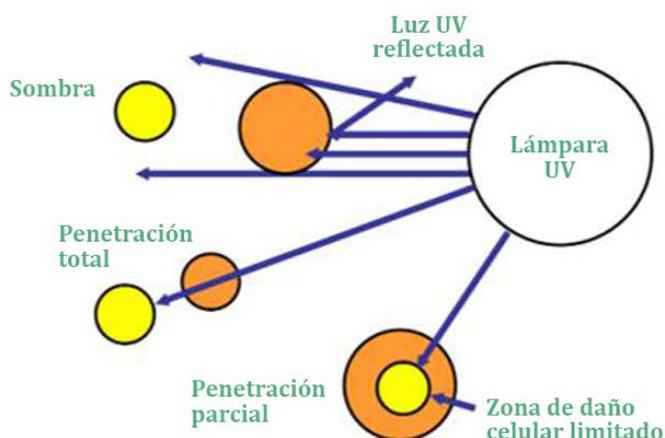
Mediante la desinfección por Radiación UV se consiguen eliminaciones de coliformes fecales del orden de 4-6 u. log.

La efectividad del proceso de desinfección mediante Radiación UV depende de: las propias características del sistema de desinfección UV, la hidráulica general del sistema, la presencia de partículas, las características de los microorganismos a inactivar, las características fisicoquímicas del agua a desinfectar y el mantenimiento que se lleve a cabo del sistema desinfección (Abellán, 2018).

En lo referente a las características del sistema de desinfección UV, el propio diseño de los equipos empleados definirá la eficiencia de la desinfección y su respuesta ante variaciones de las condiciones de las aguas a desinfectar. Influyendo en ello aspectos relacionados con: la disponibilidad o no de un sistema de limpieza automática, la distancia entre las lámparas, la presencia o no de placas perforadas, el nivel de automatización electrónica, etc.

La hidráulica del sistema influye notablemente en los rendimientos de desinfección, presentando los reactores cerrados una hidráulica más eficiente que los de canal abierto, en los que suele darse la presencia de flujos preferenciales. En este ámbito, un aspecto importante a tener en cuenta es la disposición de la entrada y la salida al sistema de tratamiento, que puede generar perfiles de velocidad irregulares. Para solventar estos problemas, se suelen implantar en los reactores elementos con el objeto de que el régimen de flujo sea lo más turbulento posible y de que el tiempo de exposición de las aguas a la luz UV se maximice, evitando que puedan existir líneas de corriente que no reciban la adecuada dosis de radiación.

En lo referente a la presencia de partículas en las aguas a desinfectar, los microorganismos pueden estar dispersos en estas aguas de forma individual o asociados a partículas. En el primer caso es fácil lograr su inactivación, pero no ocurre lo mismo cuando los microorganismos se encuentran en la superficie o en el interior de partículas presentes en las aguas, lo que los protege de radiación aplicada (Figura 9.8).

Figura 9.8. Efecto de las partículas sobre la Radiación UV.

Al producir las partículas presentes en las aguas a desinfectar un efecto sombra, que protege a los microorganismos frente a la luz UV, se hace preciso aumentar la dosis aplicada de radiación. Este inconveniente se corrige con una filtración previa de las aguas a desinfectar, que elimine especialmente las partículas de mayor tamaño, evitando que los microorganismos puedan protegerse en ellas.

La Tabla 9.6 muestra el grado de eliminación de coliformes fecales, mediante la aplicación de Radiación UV, en aguas sometidas a diferentes tratamientos previos, recogiendo también la concentración media de la materia en suspensión, el tamaño medio de las partículas y la transmitancia de estas aguas (Abellán, 2018).

Tabla 9.6. Eliminación de coliformes fecales en función de las partículas presentes.

Tipo de tratamiento	SST (mg/l)	Tamaño medio de las partículas (μm)	Transmitancia (%)	Coliformes fecales (NMP/100 mL)
Secundario	10 - 30	25 - 45	40 - 75	≤ 200
Secundario + filtración	5 - 10	20 - 30	60 - 75	≤ 14
Terciario filtrado	1 - 5	15 - 20	65 - 80	≤ 1

Nota: los valores de SST a la salida del tratamiento secundario están referidos a normativa de vertidos europea (≤ 35 mg/L)

La efectividad de los procesos de desinfección mediante Radiación UV depende también de las propias características de los microorganismos a inactivar. Tanto el tipo de microorganismo, como el hecho de que estos procedan de un tratamiento biológico con una mayor o menor edad de lodos, influyen notablemente en la dosis necesaria de Radiación UV para su inactivación.

La Tabla 9.7 muestra el efecto de las características fisicoquímicas del agua a desinfectar sobre la eficiencia de la Radiación UV (Abellán, 2018). Los parámetros que en ella se relacionan afectan a la transmitancia del agua (a su capacidad a ser atravesada por la luz UV a un espesor determinado de la misma). Este parámetro, que se mide con el uso de un espectrofotómetro ajustado a 254 nm, constituye un dato de suma importancia para determinar la factibilidad de desinfectar un agua determinada mediante la aplicación de radiación UV.

Tabla 9.7. Efecto de las características fisicoquímicas de las aguas sobre la radiación UV.

Parámetro	Efecto sobre la desinfección mediante radiación UV
pH	Afecta a la solubilidad de los metales y carbonatos.
Alcalinidad	Puede afectar a la solubilidad de los metales que pueden absorber la radiación UV.
Dureza	Calcio, magnesio y otras sales, puede generar precipitados sobre las fundas de cuarzo de las lámparas, especialmente a altas temperaturas.
Grasas y aceites	Pueden adherirse a las fundas de cuarzo de las lámparas y absorber la radiación UV.
Materia en suspensión (SST)	Absorben la luz UV y protegen a las bacterias incorporadas en los sólidos.
(Materia orgánica) DBO ₅ , DQO, COT	No tienen mucho efecto, a no ser que los compuestos húmicos sean elevados, entonces la transmisión de luz UV podría verse reducida.
Amoniaco	Efectos menores.
Nitritos	Efectos menores.
Nitratos	Efectos menores.
Hierro	Fuerte adsorbente de radiación UV, puede precipitar sobre las fundas de cuarzo, puede absorber SST.
Manganeso	Fuerte absorbente de radiación UV.
Compuestos húmicos	Absorben la radiación UV.
Aguas pluviales	Según los componentes que arrastren, como hidrocarburos, pueden absorber la radiación UV.
Vertidos industriales	Según su naturaleza, por ejemplo la presencia de colorantes puede absorber la radiación UV.

En lo referente a la influencia de la temperatura sobre la desinfección mediante Radiación UV, se ha comprobado que esta juega un importante papel en los procesos de reparación de los ácidos nucleicos dañados por la luz. A temperaturas elevadas aumenta la velocidad de despurinización, o pérdida de bases de purina, del tronco del ADN (Salcedo et al., 2007).

Además, los balastros (componentes encargados de encender y apagar las lámparas UV), también son muy sensibles a las temperaturas altas.

En lo que concierne a la flexibilidad del proceso de desinfección mediante Radiación UV frente a fuertes variaciones del caudal de las aguas a desinfectar, debe tenerse en cuenta que el nivel del agua en los canales, en los que se aplica la radiación, no debe sobrepasar un valor máximo, para evitar que las aguas puedan dañar componentes eléctricos del sistema de desinfección. Por ello, se aconseja la construcción de un tanque previo de laminación de caudales, en aquellos casos en los que las aguas a desinfectar experimenten importantes oscilaciones de caudal.

En lo que hace referencia a la generación de residuos en el proceso de Radiación UV, en los casos en que se proceda a filtrar las aguas tratadas, antes de someterlas a desinfección, los contralavados del material filtrante generan aguas contaminadas en una cuantía del orden del 3% del caudal de aguas filtradas (MARN, 2016). Estas aguas deben conducirse a cabecera de la PTAR para ser sometidas a tratamiento, por lo que deben ser tenidas en cuenta a hora del dimensionamiento de la Línea de Agua del tratamiento de depuración.

En aquellos casos en los que se disponga una etapa previa de filtración de las aguas a desinfectar, antes de proceder a la aplicación de Radiación UV, la complejidad de las labores de operación y mantenimiento de la etapa de desinfección vendrá condicionada por el tipo de filtro implantado. En este aspecto, los filtros de arena a presión precisan de un personal más especializado que los que operan por gravedad.

En lo referente a los impactos ambientales, al contrario que en el caso de la Cloración, la Radiación UV no deja residuos en las aguas desinfectadas.

Dada la escasa superficie que se requiere para la implementación de un tratamiento de desinfección mediante la aplicación de Radiación UV, las características de los terrenos disponibles ejercen una mínima influencia a la hora de su selección.

Por último, en lo referente a las ventajas que presenta la Radiación UV como sistema de desinfección de las aguas tratadas, cabe mencionar (Abellán, 2018):

- Baja superficie requerida.
- No añade productos químicos a las aguas a desinfectar y no deja residuos en el agua de los compuestos que se pueden formar tras la aplicación de la radiación.
- Es eficaz para la desactivación de la mayoría de virus, esporas y quistes.
- Al tratarse de un proceso de desinfección de naturaleza física, se evita la necesidad de generar, manejar, transportar o almacenar reactivos químicos (algunos de ellos, tóxicos, peligrosos y/o corrosivos).
- Es de manejo fácil para los operadores.

Como principales inconvenientes de esta tecnología de desinfección deben mencionarse:

- No mantiene un efecto residual de desinfección en el agua.
- Algunos microorganismos son capaces de recuperarse del daño producido por la Radiación UV.
- La turbidez y la materia en suspensión presentes en las aguas hacen que la desinfección mediante Radiación UV sea menos eficaz. En el caso concreto de la desinfección empleando lámparas de UV de baja presión, la desinfección es poco efectiva cuando las aguas presentan concentraciones de sólidos en suspensión totales por encima de 30 mg/L.
- Se requiere un programa de mantenimiento exhaustivo, enfocado principalmente a controlar la acumulación de sólidos en la parte externa de los tubos de luz y en las paredes del canal.
- Presenta mayores costos de operación que la Cloración.

Características constructivas

Un sistema de desinfección mediante Radiación UV está integrado por los siguientes elementos:

- Las lámparas
- Los balastos electrónicos y el centro de control
- El reactor o bastidor
- Los sistemas de control de caudal y/o nivel

Las lámparas

Para la emisión de la luz UV se utilizan lámparas de vapor de mercurio. El vapor de mercurio es un gas, que al ser sometido a ciertas intensidades de corriente, es capaz de emitir luz UV en el rango de los UV-B y C, que es la parte del espectro con mayor poder germicida.

Figura 9.9. Lámpara de vapor de mercurio.



La emisión de luz UV depende de la concentración de átomos de mercurio, distinguiéndose dos tipos de lámparas en función de la presión de vapor de mercurio dentro de la lámpara, las de baja y las de media presión.

La Tabla 9.8 recoge las características más importantes de ambos tipos de lámparas.

Tabla 9.8. Características de las lámparas de mercurio de baja y media presión (Abellán, 2018).

Lámparas de baja presión	Lámparas de media presión
Presión: 0,001-0,01 mm Hg	Presión: 97,5 mm Hg
Eficiencia ~ 40%	Eficiencia ~ 12%
Bajas potencias: 80-300 Wh/lámpara	Potencias más altas: 2-4 kWh/lámpara
Vida de lámpara: 12.000 horas	Vida de lámpara: 3.000 - 5.000 horas
Temperatura de lámpara: 40-60 °C	Temperatura de lámpara: 600-900 °C
Ningún enfriamiento antes del re-arranque	Requiere enfriar antes del re-arranque

Las lámparas de baja presión se ven más afectadas por los fenómenos de reactivación.

Todas las lámparas se montan dentro de fundas de cuarzo, totalmente estancas. Estas fundas son de diferentes diámetros y longitudes, y pueden contar con aperturas en ambos extremos o sólo en uno de ellos, dependiendo del fabricante.

Balastos electrónicos y centro de control

Los balastos son los componentes encargados de encender y apagar las lámparas UV, proporcionando el voltaje de inicio para su encendido, y de mantener una corriente continua. Los tipos de balastos más empleados son los de bobina sólida y los electrónicos.

Habitualmente, cada balastro controla una pareja de lámparas y, según el fabricante y modelo del balastro, ante un fallo de una de las lámparas este puede apagar la otra o no.

Figura 9.10. Cuadro eléctrico con balastos.



Los balastos juegan un papel clave en el correcto funcionamiento de una instalación de desinfección mediante Radiación UV, siendo muy sensibles a las temperaturas altas, a alteraciones de la corriente eléctrica y a la presencia de ambientes corrosivos. Dado que estos ambientes es frecuente que se den en una PTAR, es muy importante contar con una correcta refrigeración de los cuadros y con una buena gestión del aire que entra a ellos, siendo muy conveniente que la electrónica cuente con una protección adicional ante ambientes corrosivos.

Reactor o bastidor

Existen dos tipos de configuraciones del reactor para el sistema de desinfección mediante Radiación UV: de contacto y sin contacto. En ambos casos, el agua residual puede fluir en forma perpendicular o paralela a las lámparas.

En los reactores sin contacto, las lámparas de luz UV se encuentran instaladas en una cámara separada del conducto que transporta el agua residual que va a ser desinfectada. Esta configuración es muy poco común en el tratamiento de aguas residuales, debido a la baja transparencia de estas aguas.

En el caso del reactor de contacto, las lámparas de mercurio están recubiertas con mangas o fundas de cuarzo para minimizar los efectos de enfriamiento del agua residual y garantizar su estanqueidad. El agua nunca debe entrar en contacto con la lámpara, ya que, en tal caso la lámpara se fundiría.

Dentro de los reactores de contacto, son dos las configuraciones más usadas: en reactor cerrado o en canal abierto. A su vez, en ambos casos, las lámparas pueden estar instaladas de forma paralela al flujo del agua, o de forma perpendicular.

En el caso de los canales abiertos, lo habitual es que las lámparas estén dispuestas de forma paralela al flujo de caudal, si bien cabe la posibilidad de que se dispongan verticalmente, presentando en este caso las lámparas una menor longitud que cuando se disponen en paralelo (Figura 9.11).

Figura 9.11. Reactores cerrados y abiertos con flujo longitudinal y transversal.

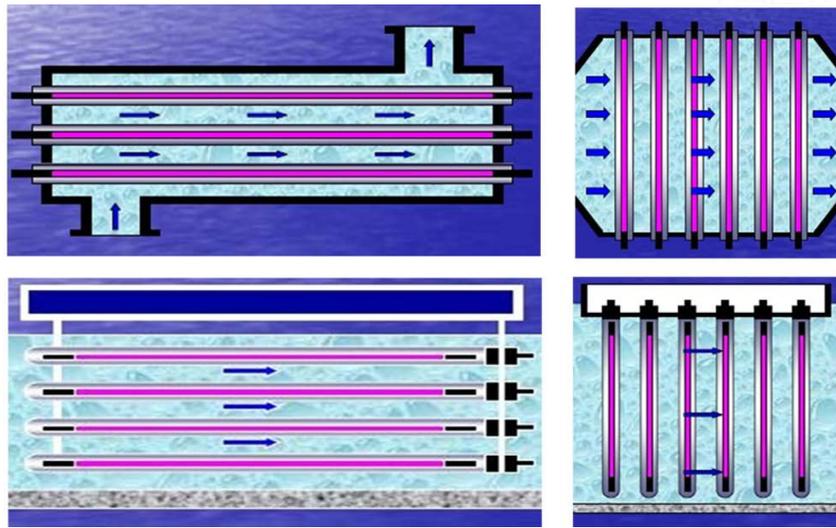


Figura 9.12. Reactor cerrado y abierto.



Los sistemas de control

Los principales elementos de control de la Radiación UV son las sondas de intensidad y las sondas de nivel. Las primeras permiten regular la intensidad de las lámparas entre el 30-100%, mientras que las segundas permiten apagar el equipo cuando el nivel del agua a desinfectar se encuentra por debajo del límite de cubrición de lámpara más alta, evitando así, excesos de temperatura.

Los sistemas de control de nivel son fundamentales para garantizar la dosis correcta de Radiación UV para alcanzar el grado de desinfección que se precise. En el caso de instalaciones de canal abierto, al final del canal se instalan vertederos de salida, con el objetivo de mantener el nivel del agua entre un nivel máximo y mínimo. Estos límites deben mantenerse por encima del mínimo para evitar que las lámparas queden fuera del agua y sufran de altas temperaturas, y por debajo del máximo para evitar que la distancia de la lámina de agua sobrepase la distancia de acción de las lámparas situadas más arriba en el bastidor y que no se sumerjan componentes del equipo que quedarían dañados, como el sistema de limpieza, o los contactos de las sondas de intensidad.

Los vertederos pueden ser fijos o móviles, y dentro de estos últimos los más extendidos son los de compuerta con control neumático/eléctrico y sonda de nivel y los de bisagra con contrapesos (Abellán, 2018).

Figura 9.13. Vertedero tubular fijo y vertederos móviles de compuerta y de bisagra con contrapesos.



En el caso de los reactores cerrados, normalmente el caudal que pasa por ellos se bombea previamente, por lo que el caudal se regula en los equipos de bombeo, mediante variador y caudalímetro. En el caso de funcionamiento por gravedad, la regulación se lleva a cabo mediante válvula automática y caudalímetro.

En los reactores cerrados, para evitar la entrada de objetos que puedan dañar a las fundas de cuarzo de las lámparas, o a los sistemas de limpieza, se recomienda la instalación de filtros "caza piedras".

Operación y mantenimiento

- Las labores de mantenimiento más importantes en una instalación desinfección mediante Radiación UV se relacionan con la limpieza de los componentes ópticos, como es el caso de las fundas de cuarzo que protegen a las lámparas, dado que una limpieza inadecuada de las mismas es la causa más frecuente de ineficacia de estos sistemas de desinfección.
- Si bien los primeros equipos de Radiación UV no contaban con sistemas automáticos de limpieza, la experiencia demuestra que es vital contar con sistemas de limpieza mecánica, sobre todo cuando se desinfectan aguas duras o con altas concentraciones de sales disueltas, dado que las diferencias de temperatura entre el interior y exterior de las fundas, hace que precipiten sobre ellas compuestos inorgánicos, fundamentalmente de naturaleza cálcica.
- Los sistemas de limpieza automáticos consisten en unos anillos, que rodean externamente a las fundas, y que realizan ciclos de rascado de la superficie a lo largo de toda su longitud. En el caso de reactores cerrados, los anillos rascadores se montan sobre un disco que envuelve todas las lámparas y va de un extremo a otro de la funda, el accionamiento suele ser mecánico, mediante un tornillo que es accionado desde el exterior mediante un motorreductor eléctrico, instalado en la zona de las conexiones de las lámparas. Para el caso de canales abiertos, cada bastidor cuenta con un sistema parecido de rascado pero el accionamiento es neumático, instalado en la zona superior del bastidor (Figura 9.14).

Figura 9.14. Limpieza automática de las fundas de cuarzo en reactores cerrados y abiertos.



- Aunque se disponga de sistemas de limpieza automática de las fundas de cuarzo, periódicamente es necesario llevar a cabo también limpiezas de naturaleza química, que en el caso de los reactores abiertos se ejecutan manualmente, con la ayuda de un ácido débil (cítrico, fosfórico).
- Los procedimientos operacionales deben establecerse de forma que se reduzcan los ciclos de encendido/apagado de las lámparas, dado que la vida útil de estas se reduce con la repetición de estos ciclos.
- Es de suma importancia el control de las horas de funcionamiento de las lámparas, para proceder a su sustitución en el momento oportuno. Entre todo el conjunto de lámparas, las que más importancia tienen son las que están más cercanas al sensor de intensidad, que es el que controla el funcionamiento de todo el sistema, por ello, la edad de estas lámparas debe ser representativa de todo el conjunto.
- En los reactores abiertos, al estar expuestos a la luz solar se propicia la formación de biofilms (compuestos principalmente por algas, bacterias filamentosas y hongos), sobre las superficies de exposición del reactor. Cuando estos biofilms alcanzan un espesor suficiente, se desprenden y pasan al sistema de Radiación UV, pudiendo afectar a los sistemas de limpieza automática de las lámparas. Por ello, una operación de mante-

nimiento fundamental consiste en la limpieza de los canales, empleando para ello un agente desinfectante, como puede ser el hipoclorito sódico.

9.2.3 Lagunas de Maduración

El principal objetivo de una Laguna de Maduración es la eliminación de microorganismos patógenos, por lo que su profundidad recomendada, tras un tratamiento de depuración secundario, estaría entre 0,8 a 1,2 m, para favorecer el acceso de la luz solar en todo el perfil de la lámina de agua, siendo más efectiva la desinfección cuanto menor sea la profundidad de la laguna.

Figura 9.15. Laguna de Maduración para la desinfección de aguas tratadas (Abellán, 2018).



En la eliminación de patógenos en este tipo de lagunas intervienen factores de naturaleza física, fisicoquímica y bioquímica (Salas et al., 2007).

Entre los factores físicos, la intensidad de la luz, la temperatura del agua y la sedimentación, son los más importantes.

La intensidad de la luz es uno de los factores principales en la reducción de los organismos patógenos, que es mucho más rápida en su presencia. Por ello, el espesor de la capa de agua en las Lagunas de Maduración es escaso, para permitir el paso hasta el fondo de la misma de la radiación solar. En los momentos

del año en los que la duración del día es máxima, es cuando se alcanzan los mayores rendimientos de abatimiento de patógenos en este tipo de lagunas.

Como ocurre en todos los procesos biológicos, la temperatura es un factor determinante en el abatimiento de los microorganismos patógenos, incrementándose este abatimiento conforme esta se eleva.

Por otro lado, en medio acuoso las bacterias tienden a conglomerarse y a adherirse, formando flóculos que sedimentan. En el caso de las aguas residuales, esta sedimentación se ve favorecida por la presencia de sólidos en suspensión, orgánicos e inorgánicos. Al precipitar estas partículas arrastran en su caída a los patógenos adheridos a ellas, viéndose favorecida la sedimentación al incrementarse el tiempo de permanencia del agua en las lagunas.

Dentro de los factores fisicoquímicos, la salinidad del agua, el pH y la concentración de oxígeno disuelto en las aguas, son los más importantes. En lo referente a salinidad, el tiempo de supervivencia de los microorganismos patógenos varía inversamente con la salinidad del medio. La evaporación que tiene lugar en las Lagunas de Maduración, hace que se produzca en las mismas un aumento en la concentración de sales.

La actividad fotosintética de las algas provoca la elevación del pH del agua de las lagunas, aumentando con el pH la eliminación de patógenos. Las bacterias fecales (con excepción del *Vibrio cholerae*) mueren rápidamente a pH superiores a 9.

La presencia de oxígeno disuelto y, sobretudo el efecto de choque del paso de un sistema con bajas concentraciones de oxígeno (tracto intestinal), a otro con concentraciones elevadas (Lagunas de Maduración), dan lugar a un incremento en la velocidad de abatimiento de los patógenos.

Por último, como principales factores bioquímicos que influyen en la eliminación de los organismos patógenos en este tipo de lagunas, se encuentran la concentración de nutrientes y la presencia de compuestos tóxicos y de depredadores

La limitación de nutrientes es un factor importante, tanto por su efecto directo sobre la posibilidad de crecimiento de organismos patógenos, como por los fenómenos de competencia con otros organismos mejor adaptados al medio.

Cargas orgánicas elevadas y tiempos de retención cortos favorecen la supervivencia bacteriana, lográndose la reducción de patógenos de forma creciente con el aumento del tiempo de retención y con niveles bajos de DBO_5 .

La presencia en el agua de sustancias tóxicas para el desarrollo de los microorganismos patógenos contribuye también a su eliminación. Entre dichas sustancias se hallan sustancias excretadas por las propias algas (algunas muy efectivas en presencia de la luz), metabolitos de desecho, etc.

La presencia de depredadores como protozoos, crustáceos y rotíferos, en las Lagunas de Maduración, origina una fuerte reducción de patógenos, dado que estos constituyen un eslabón más de la cadena trófica alimentaria de estas especies.

Resumiendo, puede afirmarse que la radiación solar juega un triple papel en la eliminación de los agentes patógenos fecales mediante Lagunas de Maduración:

- Incrementando la temperatura del agua.
- Haciendo que el pH supere valores de 9, como consecuencia de los procesos fotosintéticos que tienen lugar.
- Originando elevadas concentraciones de oxígeno disuelto, como sub-producto de la actividad fotosintética de las microalgas.

En el caso de los huevos de helmintos, estos se eliminan básicamente por fenómenos de sedimentación en las lagunas.

Con relación a la eliminación de virus, no se conocen con exactitud los mecanismos por los que se eliminan en las lagunas, pero se acepta, generalmente, que esta eliminación ocurre por adsorción sobre los sólidos sedimentables (incluyendo las microalgas) y la posterior decantación de estos sólidos.

Para este tipo de lagunas, sus parámetros de dimensionamiento, sus características constructivas y sus labores de operación y mantenimiento, se han descrito con detalle en el Capítulo 7 de la presente guía. Por ello, tan sólo se indican, a continuación, las ventajas e inconvenientes de las Lagunas de Maduración, cuando se emplean a modo de tratamiento de desinfección.

Desde el punto de vista de la eliminación de patógenos, el empleo de Lagunas de Maduración como tratamiento de desinfección reúne las ventajas siguientes:

- Facilidad constructiva, siendo el movimiento de tierras y la impermeabilización las actividades principales.
- Consumo energético nulo, si el agua residual llega por gravedad hasta las lagunas.
- Ausencia de averías al carecer de equipos electromecánicos.
- Mantenimiento sencillo y simple, que se limita a mantener las superficies de las lagunas libres de flotantes para evitar la proliferación de mosquitos.
- Alto poder de inactivación de microorganismos patógenos, que puede llegar a 3-5 unidades logarítmicas (*von Sperling et al., 2005*).
- Buena integración medioambiental.

Como principales desventajas de la utilización de las Lagunas de Maduración como tratamiento desinfección deben mencionarse:

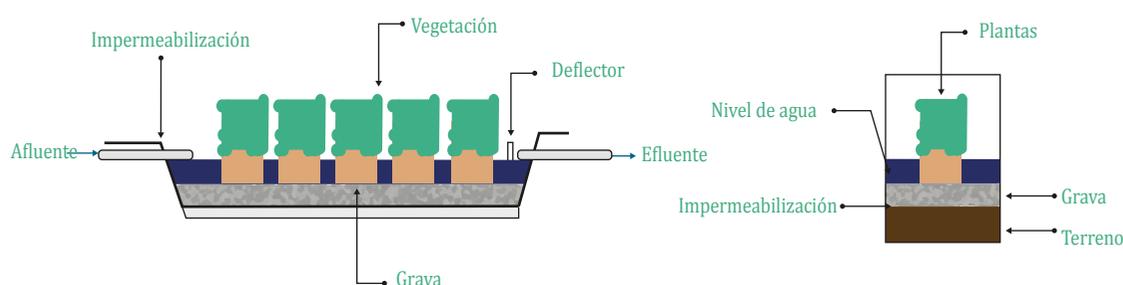
- Elevados requisitos de terreno para su construcción.
- Su implementación puede verse desaconsejada en zonas frías o de baja radiación solar.
- Posible proliferación de mosquitos.
- Pérdidas de agua por evaporación y aumento de la salinidad en los efluentes tratados, lo que puede comprometer su reuso para riego.
- Elevadas concentraciones de sólidos en suspensión en los efluentes finales, como consecuencia de la proliferación de las microalgas.
- Riesgo de contaminación de acuíferos por infiltraciones en caso de que la impermeabilización de las lagunas no sea la adecuada.

9.2.4 Humedales Artificiales de Flujo Superficial

En este tipo de Humedales Artificiales las aguas a tratar discurren libremente alrededor de los tallos de plantas acuáticas emergentes, que se desarrollan enraizadas en un sustrato, generalmente, inerte, dispuesto el fondo del humedal.

Están constituidos por balsas o canales, plantados con vegetación acuática emergente, que presentan niveles de agua poco profundos (inferiores a 0,4 m) (Kadlec y Wallace, 2009) (Figura 9.16). En cierta medida estos humedales pueden considerarse como una variedad de los lagunajes clásicos, con las diferencias ya mencionadas en cuanto a la menor profundidad de lámina de agua y a la existencia de vegetación arraigada en el fondo.

Figura 9.16. Secciones longitudinal y transversal de un Humedal Artificial de Flujo Superficial.



Suelen ser instalaciones de varias hectáreas, que se emplean principalmente como tratamiento de afino (eliminación de nutrientes y de organismos patógenos), de aguas previamente tratadas a nivel de tratamiento secundario (Moshiri, 1993).

La depuración tiene lugar en el tránsito de las aguas a través de los tallos y raíces de la vegetación emergente implantada y también por efecto de la Radiación UV. Es en los tallos, raíces y hojas caídas, donde se desarrolla la película bacteriana encargada de la eliminación de la mayor parte de los contaminantes presentes en las aguas a tratar.

Figura 9.17. Humedal artificial de flujo superficial (Tancat de la Pipa, Valencia, España).



Dimensionamiento

Para el dimensionamiento de los Humedales Artificiales de Flujo Superficial se hace uso de los siguientes parámetros:

- Tiempo de retención hidráulica
- Profundidad de la lámina de agua
- Carga orgánica superficial
- Carga hidráulica

El tiempo de retención hidráulica en los humedales viene dado por:

$$TRH = \frac{V}{Q}$$

Donde:

TRH: tiempo de retención hidráulica (h)

V: volumen útil del Humedal Artificial de Flujo Superficial (m³)

Q: caudal de las aguas a tratar (m³/h)

Se recomienda operar con valores de TRH de 4-15 días (Metcalf&Eddy, 1998).

La *profundidad de la lámina de agua* con la que trabajan los Humedales Artificiales de Flujo Superficial es de 0,1-0,4 m (Metcalf&Eddy, 1998).

La *carga orgánica superficial* con la que operan los Humedales Artificiales de Flujo Superficial se determina haciendo uso de la expresión:

$$C_{os} = \frac{Q \cdot C_a}{S}$$

Donde:

C_{os}: carga orgánica superficial (kg DBO₅/ha/d)

Q: caudal de las aguas a tratar (m³/d)

C_a: concentración de DBO₅ en la entrada al humedal (kg/m³)

S: superficie del humedal (ha)

Se recomienda trabajar con valores de carga orgánica superficial ≤67 kg DBO₅/ha/d (Metcalf&Eddy, 1998).

Por último, la *carga hidráulica* viene definida por la expresión:

$$C_h = \frac{Q}{S}$$

Donde:

C_h: carga hidráulica (m³/m²/d, m/d)

Q: caudal de las aguas a tratar (m³/d)

Se recomienda operar con valores de carga hidráulica de 0,014-0,046 m/d (Metcalf&Eddy, 1998).

Kadleck y Wallace (2009) establecieron que no existe una dependencia clara de la temperatura en la eliminación de coliformes fecales que se alcanza en los Humedales Artificiales de Flujo Superficial. En base a ello, y teniendo en cuenta que no se dispone de experiencias contrastadas del funcionamiento de este tipo de humedales operando en altitud, se ha optado por no establecer diferencias a la hora de su dimensionamiento en las diferentes zonas ecológicas.

Procedimiento de dimensionamiento

Se detallan, a continuación, las distintas etapas que forman parte del dimensionamiento de un Humedal Artificial de Flujo Superficial.

1.- Determinación del volumen útil del humedal

Seleccionado el TRH con el que operará el humedal, de acuerdo con las recomendaciones establecidas, el volumen efectivo del humedal se determina haciendo uso de la expresión:

$$V = Q \cdot TRH$$

2.- Determinación de la superficie de la lámina de agua del humedal

A partir del volumen calculado, y teniendo en cuenta la altura del agua en el humedal, fijada de acuerdo a las recomendaciones anteriores, se determina la superficie de la lámina de agua mediante:

$$S = \frac{V}{h}$$

Donde:

S: superficie de la lámina de agua (m²)

h: altura de la lámina de agua (m)

3.- Determinación de la carga orgánica superficial con la que operará el humedal

A partir de la superficie de la lámina de agua calculada se determina la carga orgánica superficial con la que trabajará el humedal empleando la expresión:

$$C_{os} = \frac{Q \cdot C_a}{S}$$

Debe comprobarse que el valor que se obtiene de carga orgánica superficial cumple con lo recomendado. De no ser así, se modificará el TRH adoptado para llegar a cumplir este requisito.

4.- Determinación de la carga hidráulica con la que operará el humedal

A partir de la superficie de la lámina de agua calculada se determina la carga hidráulica con la que trabajará el humedal empleando la expresión:

$$C_h = \frac{Q}{S}$$

Si el valor que se obtenga de carga hidráulica no se encuentre dentro del rango de valores recomendados para la operación de este tipo de humedales, se procederá a modificar el TRH, de forma que lleguen a cumplirse simultáneamente los requisitos de carga hidráulica y de carga orgánica superficial.

Características del tratamiento

En lo que hace referencia a los rendimientos, con temperaturas superiores a los 20 °C, con la aplicación de Humedales Artificiales de Flujo Superficial, empleados a modo de tratamiento de desinfección y ubicados tras las líneas de tratamiento, se consiguen reducciones adicionales de coliformes fecales del orden de 2-3 u. log.

La temperatura ejerce una notable influencia sobre la capacidad de este tipo de Humedales Artificiales para la eliminación de organismos patógenos. Al encontrarse las aguas a tratar expuestas a la atmósfera, se ven más afectados por las temperaturas reinantes que los Humedales de Flujo Subsuperficial. Para reducir el efecto térmico, en los momentos más fríos del año, se suele incrementar el espesor de la lámina de agua, al objeto de minimizar la posibilidad de que llegue a helarse toda la masa líquida.

Al operar estos humedales con elevados tiempos de retención hidráulica (4-15 días), disponen de capacidad para amortiguar las sobrecargas puntuales de carácter hidráulico y orgánico. Pero ante situaciones prolongadas de sobrecargas

hidráulica/orgánica son tratamientos poco flexibles, al no contar con parámetros de operación regulables que permitan adaptarse a las nuevas condiciones, lo que puede dar lugar a una calidad del efluente peor a la esperada. Por ello, es muy importante, para garantizar la fiabilidad del tratamiento, que la instalación esté bien dimensionada, de acuerdo a las características del agua de alimentación y a su posible evolución a corto plazo.

El único subproducto que se genera en las labores de operación y mantenimiento que se llevan a cabo en los Humedales Artificiales de Flujo Superficial son los procedentes de la siega periódica de la vegetación implantada. La generación de este subproducto se estima en 4 kg (materia seca)/m²/año (Martín, 1989).

Las labores de operación y mantenimiento de los Humedales Artificiales de Flujo Superficial son simples y prácticamente se limitan a la siega periódica de la vegetación implantada, a la gestión de los residuos generados y al mantenimiento de la obra civil. Todas estas labores pueden ser llevadas a cabo por operadores sin una alta cualificación.

Al operar generalmente los Humedales Artificiales de flujo Superficial por gravedad, y no precisar equipos electromecánicos para su funcionamiento, los impactos sonoros son nulos.

En lo referente a los posibles impactos olfativos, al trabajar con aguas que han sido tratadas previamente a nivel de tratamiento secundario, la liberación de olores desagradables es mínima.

Desde el punto de vista de los impactos visuales, la implantación de Humedales Artificiales de Flujo Superficial ejerce un impacto positivo, lográndose una elevada integración paisajística y la presencia de una numerosa avifauna. Además, al emplearse en los humedales vegetación autóctona, presente en zonas aledañas, se descarta el riesgo de una posible invasión por especies exógenas.

En los casos en los que por deficiencias constructivas, o por el deterioro de las instalaciones, se produzcan infiltraciones, el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas se ve minimizado, al tratarse en este tipo de humedales aguas que ya han sido sometidas a tratamientos previos.

Dados los altos requisitos de superficie que requiere este tipo de tratamiento para su construcción, las características del terreno disponible juegan un papel muy importante a la hora de su aplicación.

Al construirse este tipo de humedales por excavación en el terreno y ser precisa la impermeabilización de su confinamiento, aquellos terrenos fáciles de excavar, de naturaleza impermeable y con el nivel freático bajo, serán los que reúnan las mejores condiciones para su implementación.

Por último, entre las principales ventajas del empleo de Humedales Artificiales de Flujo Superficial a modo de sistema de desinfección, se encuentran:

- Sencillez operativa.
- Consumo energético nulo.
- Bajos costos de operación y mantenimiento.
- Posible aprovechamiento de la biomasa vegetal generada (ornamentación, alimentación animal).
- Mínima producción de olores, por alimentarse con aguas previamente tratadas.
- Perfecta integración medioambiental, permitiendo la creación y restauración de zonas húmedas, aptas para potenciar la vida salvaje, la educación ambiental y las zonas de recreo.
- No se generan subproductos tóxicos en los procesos de desinfección.

Como principales inconvenientes de este tipo de aplicación deben citarse:

- Elevados requisitos de superficie para su construcción. Esta circunstancia repercute notablemente en los costes de construcción, cuando se hace necesaria la adquisición de los terrenos.
- Pocos factores de control regulables durante la operación, por lo que es muy importante que estos humedales estén bien concebidos, dimensionados y construidos.
- Pérdidas de agua por evapotranspiración, que incrementan la salinidad de los efluentes depurados.

- Posible aparición de mosquitos y de plagas que pueden atacar a la vegetación.

Características constructivas

El confinamiento

Los Humedales Artificiales de Flujo Superficial se construyen por excavación en el terreno y posterior impermeabilización del recinto excavado, para lo que se recurre al empleo de láminas plásticas (PVC, PEAD, EPDM), arcilla compactada, o a tan sólo la compactación del terreno, si este ya cuenta con un elevado grado de impermeabilidad.

La forma geométrica más común es la rectangular, recomendándose relaciones Longitud/Ancho del orden de 2/1 a 4/1 (*Crites y Tchobanoglous, 2000*). Los taludes interiores presentan una inclinación del orden del 30° y se dispone de un resguardo de seguridad de al menos 0,5 m.

Los elementos de entrada y salida

Para evitar que se originen zonas muertas, la alimentación a este tipo de humedales se realiza a través de diferentes puntos, con una separación entre ellos de unos 30 m. De igual forma, se dispone de varios puntos en la zona de evacuación, que mantienen entre sí la misma separación.

Material para el enraizamiento de la vegetación

En el fondo de este tipo de humedales se dispone una capa de gravilla/arena, de 30-40 cm de espesor, para permitir el enraizamiento de las plantas. En ocasiones, también se emplean capas de tierra vegetal de espesor similar, que ya aportan una gran cantidad de semillas, por lo que se simplifica la plantación del humedal.

La vegetación

Una vez colocado y nivelado el sustrato filtrante, y dispuestos los sistemas de distribución de agua de alimentación y de recogida de las aguas tratadas, se procederá a la plantación del humedal. Las especies a implantar (generalmente varias), serán aquellas que se desarrollan en las zonas húmedas bolivianas cercanas al lugar de intervención, no implantándose ninguna especie vegetal que no sea autóctona.

El establecimiento de la vegetación en el humedal se llevará a cabo mediante la plantación de plantas ya crecidas, separadas entre sí 40-50 cm.

Operación y mantenimiento

La principal labor de operación y mantenimiento de los Humedales Artificiales de Flujo Superficial se centra en la siega periódica de la vegetación implantada. Al acabar los ciclos vegetativos de las especies vegetales plantadas en estos humedales, debe procederse a su siega y extracción, pues en caso contrario, la degradación de las partes secas volverá a incorporar al agua los nutrientes retenidos por las plantas.

9.3 Selección de tratamientos para la desinfección de las aguas tratadas

El aspecto más importante a considerar en la selección de un tratamiento para la desinfección de las aguas tratadas es que este alcance los requisitos de vertido exigidos por la legislación vigente, en lo referente a la eliminación de organismos patógenos, con un costo económico y medioambiental reducido, y, sobre todo, que su mantenimiento a lo largo del tiempo sea sencillo (*Abellán, 2018*).

Otros aspectos que podrían ser importantes de cara a la selección de los tratamientos serían la superficie de terreno disponible, la posible reutilización del efluente de la PTAR o el presupuesto disponible para la operación.

La cloración es un sistema de desinfección sencillo y práctico, que cuenta con una dilatada experiencia (tanto el campo de las aguas residuales, como en el de la potabilización). Como principales desventajas presenta el manejo de sustancias químicas peligrosas y la generación de sustancias peligrosas para el medioambiente.

En el caso de la Radiación UV, se trata también de una tecnología de desinfección madura, si bien, como consecuencia de las guerras comerciales en la venta de equipos, existen muchas instalaciones mal dimensionadas, lo que ha provocado una mala imagen de estos equipos. Por todo ello es muy importante que los responsables de diseñar y construir este tipo de tratamiento de desinfección conozcan toda la experiencia adquirida en la explotación de estos equipos (*Abellán, 2018*).

La desinfección mediante el empleo de Lagunas de Maduración, o Humedales Artificiales de Flujo Superficial, constituyen sistemas económicos y de baja dedicación, a la vez de presentar una elevada integración ambiental.

La disponibilidad de superficie será un aspecto clave a la hora de seleccionar un tratamiento de desinfección mediante Cloración o Radiación UV, frente a sistemas más naturalizados (Lagunas de Maduración, Humedales Artificiales de Flujo Superficial), como consecuencia de los mucho mayores requisitos de superficie que presentan estos últimos.

9.3.1 Líneas de desinfección propuestas

Es importante señalar que las líneas de tratamiento definidas en el Capítulo 7 tenían el objetivo de poder comparar los distintos tratamientos que se exponían en él. En cambio, las líneas definidas para la desinfección no tienen como objetivo comparar los distintos tratamientos de desinfección, sino complementar las líneas desarrolladas en el Capítulo 7 con los tratamientos de desinfección que se han considerado más adecuados para cada caso.

Para la realización de los dimensionamientos básicos se han seleccionado, por su mayor grado de implementación en el territorio boliviano, los Tratamientos de Desinfección mediante el empleo de Lagunas de Maduración y de la Cloración, empleando en esta última como agente desinfectante una solución de hipoclorito cálcico.

Se procede, a continuación, a fijar las premisas que se han tenido en cuenta para la realización de los correspondientes dimensionamientos básicos, como paso previo a la estimación de los requisitos de superficie y de los costos de construcción y de operación y mantenimiento de los Tratamientos de Desinfección seleccionados.

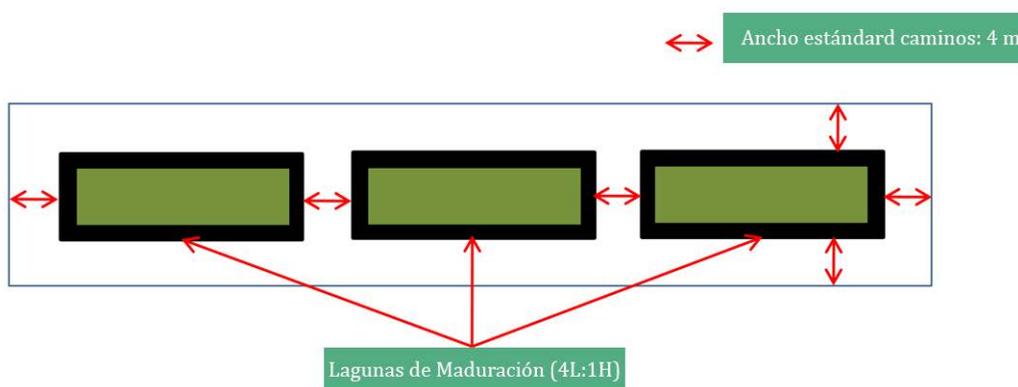
9.3.1.1 Desinfección mediante Lagunas de Maduración

Estimación de los requisitos de superficie

Para el dimensionamiento básico de las Lagunas de Maduración se ha empleado el método descrito en el apartado 7.3.5.1 de la presente guía, y se han asumido las premisas siguientes:

- Se han dimensionado las Lagunas de Maduración aplicando el método de flujo disperso, para cumplir el requisito de la concentración de coliformes fecales en los efluentes tratados de 1.000 NMP/100 mL, partiendo de aguas afluentes con concentraciones de 10^6 y 10^5 NMP/100 mL (las líneas de tratamiento que alcanzan estas concentraciones de coliformes fecales se muestran en la Tabla 9.1).
- Se implantan tres Lagunas de Maduración dispuestas en serie, con las siguientes características constructivas:
 - Profundidad útil: 1,0 m.
 - Resguardo de seguridad: 0,5 m en lagunas menores de 1 ha y de 1,0 m en las mayores.
 - Pendientes interiores: 1/2 (vertical/horizontal).
 - Relación largo/ancho: 4/1.
 - TRH mínimo: 3 días
- La disposición de las Lagunas de Maduración sigue la configuración siguiente:

9.18. Disposición esquemática para la estimación de las necesidades de superficie.



En consonancia con estas premisas, se han obtenido los requisitos de superficie por habitante servido que se muestran en las Tablas 9.9 y 9.10.

Tabla 9.9. Estimación de los requisitos de superficie por habitante servido, para la desinfección mediante Lagunas de Maduración, para pasar el contenido en coliformes fecales de 10^6 a 10^3 NMP/100 mL.

Habitantes	Superficie necesaria (m ² /habitante)		
	Altiplano	Valles	Llanos
1.000	2,88	2,88	2,16
2.000	2,83	2,63	1,96
5.000	2,77	2,40	1,71
10.000	2,91	2,40	1,73
25.000	3,32	2,60	1,81
50.000	4,27	3,11	2,08

Tabla 9.10. Estimación de los requisitos de superficie por habitante servido, para la desinfección mediante Lagunas de Maduración, para pasar el contenido en coliformes fecales de 10^5 a 10^3 NMP/100 mL.

Habitantes	Superficie necesaria (m ² /habitante)		
	Altiplano	Valles	Llanos
1.000	2,06	2,06	1,56
2.000	1,94	1,80	1,36
5.000	1,80	1,57	1,14
10.000	1,84	1,53	1,12
25.000	2,08	1,63	1,09
50.000	2,62	1,91	1,29

El hecho de que los requisitos de superficie que se obtienen no sigan la tendencia lógica (disminuyendo conforme se incrementa la población servida), así como la coincidencia de requisitos para la misma población en zonas ecológicas diferentes, tiene su origen en la disparidad de los valores de las dotaciones (L/hab/d) y de las cargas unitarias (g DBO₅/hab/d), que se dan en las diferentes zonas ecológicas (especialmente en el Altiplano) y para los tamaños de población considerados (ver Tablas 5.2 y 5.3).

Estimación de los costos de construcción

Tomando como base de partida las premisas recogidas en el anterior apartado, se ha procedido a la estimación de los costos de construcción de Lagunas de Maduración, a modo de Tratamiento de Desinfección, para cumplir el requisito

de la concentración de coliformes fecales (1.000 NMP/100 mL), partiendo de aguas afluentes con concentraciones de 10^6 y 10^5 NMP/100 mL. Los resultados de estas estimaciones se presentan en las Tablas 9.11 y 9.12.

Tabla 9.11. Estimación de los costos de construcción, por habitante servido, para la desinfección mediante Lagunas de Maduración para pasar el contenido en coliformes fecales de 10^6 a 10^3 NMP/100 mL.

Habitantes	Costos de construcción (Bs/habitante)		
	Altiplano	Valles	Llanos
1.000	759,71	759,53	644,43
2.000	586,27	556,78	460,47
5.000	452,22	405,59	314,77
10.000	413,65	352,40	270,19
25.000	463,64	382,50	293,62
50.000	526,51	400,71	288,47

Tabla 9.12. Estimación de los costos de construcción para la desinfección, por habitante servido, mediante Lagunas de Maduración para pasar el contenido en coliformes fecales de 10^5 a 10^3 NMP/100 mL.

Habitantes	Costos de construcción (Bs/habitante)		
	Altiplano	Valles	Llanos
1.000	368,51	368,24	318,79
2.000	298,06	281,90	240,60
5.000	241,05	214,49	163,22
10.000	226,78	187,57	144,77
25.000	232,63	180,42	129,93
50.000	283,21	218,05	143,38

Estimación de los costos de operación y mantenimiento

Los costos de operación y mantenimiento de las Lagunas de Maduración, empleadas a modo de Tratamiento de Desinfección y dispuestas al final de las líneas de tratamiento consideradas en esta guía, al tratarse básicamente de costos de personal, se consideran ya integrados en los costos de operación y mantenimiento estimados previamente para estas líneas.

9.3.1.2 Desinfección mediante Cloración

Estimación de los requisitos de superficie

Para el dimensionamiento básico de la desinfección mediante Cloración se han seguido las directrices recogidas en el correspondiente apartado de este capítulo y se han asumido las premisas siguientes:

- Como agente desinfectante se emplea hipoclorito cálcico (al 65% de cloro disponible), que se disuelve en agua.
- La dosificación de la disolución de hipoclorito cálcico se lleva a cabo con el auxilio de bombas dosificadoras que vierten a laberintos de cloración.
- Los laberintos de cloración se dimensionan para un tiempo de retención hidráulica de 20 minutos a caudal medio y para una velocidad de paso de las aguas de 3 m/s.
- Cuando se procede a la filtración previa de las aguas a desinfectar se emplean filtros de arena a presión, equipados con contralavado.
- Las dosis de aplicación de hipoclorito, en función de la naturaleza de las aguas a desinfectar, se han obtenido de la Tabla 9.5, tomándose los valores más altos de los rangos de dosificación que se recomiendan (15 g/L para las aguas no nitrificadas sin filtrar, 8 g/L para las aguas nitrificadas sin filtrar y 5 g/L para las aguas filtradas), al objeto de trabajar con una mayor seguridad de que se consigue el nivel de desinfección que se precisa.
- Dada la escasa superficie requerida por los sistemas de filtración, estas no se han tenido en cuenta en las estimaciones de la superficie total ocupada por el tratamiento de desinfección.
- Al contrario que en el caso de las Lagunas de Maduración, en la desinfección mediante Cloración no se han estudiado los dos casos con aguas a desinfectar con concentraciones de coliformes fecales de 10^6 y 10^5 NMP/100 mL. Ello viene justificado por el hecho de que el consumo de cloro adicional entre ambos casos se considera despreciable, en comparación con la cantidad de cloro que se precisa en ambas situaciones para llegar al breakpoint.

De acuerdo con estas premisas se han estimado los requisitos de superficie ($m^2/habitante$), para la implementación de sistemas de desinfección mediante Cloración, para las distintas zonas ecológicas y para los distintos rangos de población considerados. Estos requisitos se muestran en las Tabla 9.13.

Tabla 9.13. Estimación de los requisitos de superficie para la desinfección mediante Cloración de las aguas.

Habitantes	Superficie necesaria ($m^2/habitante$)		
	Altiplano	Valles	Llanos
1.000	0,091	0,096	0,097
2.000	0,050	0,053	0,055
5.000	0,024	0,026	0,027
10.000	0,015	0,016	0,017
25.000	0,008	0,009	0,010
50.000	0,007	0,007	0,008

Estimación de los costos de construcción

Partiendo de las consideraciones establecidas para el cálculo de las superficies necesarias para la implementación de los sistemas de Cloración, se ha procedido a la estimación de los costos de construcción (Bs/habitante) de estos sistemas de desinfección en función de la zona ecológica y de la población servida, tanto sin y con filtración previa. Las Tablas 9.14 y 9.15 recogen estas estimaciones de costos.

Tabla 9.14. Estimación de los costos de construcción para la desinfección mediante Cloración de aguas tratadas sin filtrar.

Habitantes	Costos de construcción (Bs/habitante)		
	Altiplano	Valles	Llanos
1.000	40,68	46,31	47,30
2.000	25,90	30,79	32,28
5.000	16,57	19,44	20,49
10.000	12,78	15,78	19,72
25.000	11,79	14,20	15,89
50.000	12,49	15,03	16,50

Tabla 9.15. Estimación de los costos de construcción para la desinfección mediante Cloración de aguas tratadas filtradas.

Habitantes	Costos de construcción (Bs/habitante)		
	Altiplano	Valles	Llanos
1.000	66,24	77,44	76,72
2.000	47,75	57,86	59,12
5.000	35,29	42,98	44,57
10.000	33,98	41,46	42,89
25.000	32,62	39,62	43,33
50.000	39,48	46,58	46,88

La Tabla 9.16 muestra los porcentajes de los costos de los equipos de dosificación de hipoclorito, frente al costo total de construcción del sistema de desinfección sin filtración previa.

Tabla 9.16. Porcentajes de costos de construcción correspondientes a los equipos de dosificación, frente al costo de construcción total del sistema de Cloración sin filtración previa.

Zona ecológica	Población (habitantes)					
	1.000	2.000	5.000	10.000	25.000	50.000
	Porcentaje, sobre el costo total, de los costos de los sistemas de dosificación					
Altiplano	47 %	37 %	23 %	15 %	11 %	5 %
Valles	41 %	31 %	20 %	12 %	9 %	4 %
Llanos	41 %	30 %	19 %	11 %	8 %	4 %

La Tabla 9.17 muestra los porcentajes conjuntos de los costos de construcción de los equipos de filtración y dosificación de hipoclorito, frente al costo total de construcción del sistema de desinfección con filtración previa.

Tabla 9.17. Porcentajes de costos de construcción correspondientes a los equipos de filtración y de dosificación, frente al costo de construcción total del sistema de Cloración con filtración previa.

Zona ecológica	Población (habitantes)					
	1.000	2.000	5.000	10.000	25.000	50.000
	Porcentaje, sobre el costo total, de los costos de los laberintos de cloración y de los sistemas de desinfección					
Altiplano	31 %	37 %	42 %	50 %	51 %	55 %
Valles	32 %	37 %	44 %	50 %	51 %	54 %
Llanos	31 %	36 %	43 %	47 %	51 %	53 %

Estimación de los costos de operación y mantenimiento

Considerando todas las premisas anteriores, se ha procedido a la estimación de los costos de operación y mantenimiento (Bs/habitante/año) de los sistemas de Cloración, en función de la zona ecológica y de la población servida, tanto sin y con filtración previa, como para el caso de efluentes nitrificados sin filtración. Estas estimaciones de costos se recogen en las Tablas 9.18, 9.19 y 9.20 y en ellas no se incluyen los costos de personal, al considerarse ya incluidos en las diferentes líneas de tratamiento consideradas.

Tabla 9.18. Estimación de los costos de operación y mantenimiento para la desinfección mediante cloración de las aguas tratadas sin filtrar.

Habitantes	Costos de operación y mantenimiento (Bs/habitante)		
	Altiplano	Valles	Llanos
1.000	4,21	7,08	7,66
2.000	5,27	8,14	9,29
5.000	6,36	9,23	10,38
10.000	7,49	10,37	12,09
25.000	9,21	12,08	13,90
50.000	12,65	15,53	17,25

Tabla 9.19. Estimación de los costos de operación y mantenimiento para la desinfección mediante Cloración de las aguas tratadas filtradas.

Habitantes	Costos de operación y mantenimiento (Bs/habitante)		
	Altiplano	Valles	Llanos
1.000	2,96	4,95	5,34
2.000	3,57	5,67	6,47
5.000	4,42	6,41	7,21
10.000	5,20	7,19	8,40
25.000	6,38	8,38	9,58
50.000	8,77	10,77	11,98

Tabla 9.20. Estimación de los costos de operación y mantenimiento para la desinfección mediante cloración de aguas tratadas nitrificadas sin filtrar.

Habitantes	Costos de operación y mantenimiento (Bs/habitante)		
	Altiplano	Valles	Llanos
1.000	2,33	3,86	4,17
2.000	2,85	4,38	5,00
5.000	3,41	4,94	5,56
10.000	4,00	5,54	6,46
25.000	4,91	6,45	7,37
50.000	6,75	8,28	9,20

Se observa, que los menores costes de operación y mantenimiento se corresponden con la desinfección de las aguas nitrificadas sin filtrar. La desinfección de las aguas tratadas filtradas, pese a ser la que requiere menos dosificación de hipoclorito, presenta unos costos de operación intermedios, puesto que a estos costos es preciso añadirles el coste del consumo eléctrico de las bombas necesarias para el proceso de filtración.

De la comparación de las Tablas 9.18 y 9.19 se constata la conveniencia de proceder al filtrado previo de las aguas a clorar, pues si bien, los costes de construcción son más elevados, como consecuencia de los equipos de filtración que se precisan, los costes de operación y mantenimiento (que se extenderán a todo lo largo de la vida útil del sistema de desinfección) son del orden de tres veces inferiores. Además, las menores necesidades de cloro en el caso de las aguas filtradas, reducen considerablemente los impactos ambientales de la cloración sobre los cauces receptores.

También debe considerarse que en el caso de Bolivia, la inversión suele ser financiada total o parcialmente al margen de la tarifa, por lo que desde la perspectiva del explotador es mucho más favorable contar con una filtración previa a la etapa de desinfección.

Referencias bibliográficas

Abellán, M. (2018). La desinfección en la regeneración de efluentes depurados. XXVI Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras. CEDEX. Madrid, 19-30 noviembre 2018.

Collins, H., Selleck, R. (1972). Process kinetics of wastewater chlorination. Sanitary Engineering Research Laboratory (SERL). Report N° 72-5. Berkeley, California: University of California.

Crites, R. y Tchobanoglous, R. (2000). Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados. Ed. McGraw Hill. ISBN: 958-41-0041-6.

EPA (1999). Folleto informativo de Tecnología de aguas residuales. Desinfección con cloro. EPA 832-F-99-062. USA.

Huffman, D., Slifko, T. y Rose, J. (2000). Inactivation of bacteria, virus and Cryptosporidium by a point-of-use device using pulse broad spectrum white light. Water Research 2000; 34-2491-2498.

Kadlec, R., Wallace, S. (2009). Treatment Wetlands. Second Edition. CRC Press. Taylor & Francis Group. ISBN: 978-1-56670-526-4.

Martín, I. (1989). Depuración de aguas con plantas emergentes. Ed. Servicio de Extensión Agraria, D.L. ISBN: 84-341-0659.

MARN (2016). Recomendaciones para la selección de tratamientos de depuración de aguas residuales urbanas en la República de El Salvador. Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Metcalf&Eddy (1998). Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. ISBN: 84-481-1607-0.

Metcalf&Eddy (2007). Water Reuse: Issues, Technologies and Applications. ISBN-13: 978-0-07-145927-3.

Metcalf&Eddy (2014). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. ISBN 13: 9780070495395

Moshiri, G. (1989). Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishers. ISBN: 0-87371-550-0.

Salas, J., Pidre, J. y Sardón, N. (2007). Manual de Tecnologías no Convencionales para la depuración de aguas residuales. Capítulo III: Lagunaje. ISBN: 978-84-611-6884-2.

Salcedo, I., Andrade, A., Quiroga, J. y Nebot, E. (2007). Photoreactivation and dark repair in UV-Treated microorganisms: Effect of temperature. J. Environ Sci. Health, part A, 75.5.

von Sperling, M., Chernicharo, C. (2005). Biological Wastewater Treatment in Warm Climates Regions. ISBN: 1 843339 002 7. Published by IWA Publishing. London, UK.

Capítulo 10

Reúso de las aguas tratadas



Capítulo 10

Reúso de las aguas tratadas

En este capítulo se aborda el reúso de las aguas tratadas, pasando revista, en primer lugar, a la situación mundial de esta fuente alternativa del recurso agua, para posteriormente analizar sus principales beneficios y sus posibles riesgos.

A continuación, se presentan y analizan las principales guías y normativas existentes, a nivel mundial, sobre el reúso de las aguas tratadas.

En un apartado posterior se expone la situación actual del reúso de las aguas tratadas en Bolivia y en los países limítrofes, para finalizar analizando las principales tecnologías de regeneración que permiten el reúso las aguas tratadas.

Debe hacerse constar, que en todo el capítulo se hace referencia al reúso directo, o planificado, de las aguas tratadas. Entendiéndose por tal: *"el aprovechamiento directo de los efluentes tratados en las PTAR, con un mayor o menor grado de regeneración, mediante su transporte hasta el punto final de uso, a través de un conducto específico, sin mediar para ello la existencia de un vertido o una dilución en un curso natural de agua"*.

10.1 Visión general del reúso de las aguas tratadas

El aumento de la demanda de agua en sitios donde este recurso es escaso, o donde hay una alta competencia por el mismo, crea la necesidad de utilizar las denominadas *"fuentes de agua no convencionales"*, entre las que se encuentra el reúso de las aguas tratadas (UNESCO, 2016).

El reúso de las aguas tratadas con garantías para la salud pública y el medio ambiente ha dejado de ser un recurso marginal, para convertirse en una de las estrategias básicas para la gestión de los recursos hídricos y un activo clave de cualquier "economía circular", no sólo en vista de la disponibilidad de agua, sino también de la recuperación de los nutrientes y de la energía presentes en ellas.

El reúso de las aguas tratadas contribuye, según los expertos de Naciones Unidas, a la Agenda de Desarrollo Sostenible ONU 2030 y, especialmente, a *"aumentar sustancialmente la eficiencia del uso del agua en todos los sectores y garantizar retiros sostenibles y suministro de agua dulce para abordar la escasez de agua y reducirla sustancialmente"*.

También, contribuye al objetivo secundario para el horizonte 2030: *"mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación, eliminando vertidos y minimizando la liberación de sustancias y materiales peligrosos, reduciendo a la mitad la proporción de aguas residuales no tratadas y aumentando sustancialmente el reciclaje y la reutilización segura a nivel mundial"*.

La regeneración y el reúso de las aguas tratadas se han convertido en una opción atractiva para conservar y ampliar la disponibilidad de agua (Asano et al., 2006) y es una medida para cumplir tres objetivos fundamentales, dentro de la perspectiva de gestión integrada de los recursos hídricos:

- Reducir la carga de contaminantes y su descarga en los cuerpos de agua receptores, mejorando el estado cualitativo de los cuerpos de agua (aguas superficiales, aguas subterráneas y aguas costeras) y de los suelos.
- Aliviar la escasez del recurso, mediante la promoción del uso eficiente del agua, mejorando su conservación, reduciendo el desperdicio y equilibrando la balanza de demanda de agua a largo plazo con la oferta.
- Contribuir a la seguridad alimentaria, para una producción de mayor cantidad de alimentos reduciendo la necesidad de fertilizantes, a través de la reutilización de aguas tratadas.

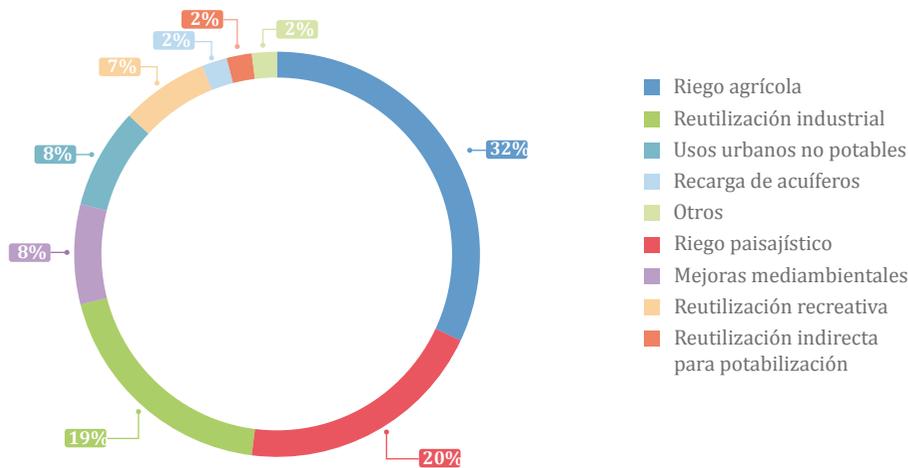
En 2011 se reusaron en todo el mundo aproximadamente 7 km³ de aguas residuales municipales tratadas, lo que supuso el 0,59% del uso total de agua. Global Water Intelligence (Comisión Europea 2016) estimó que el "mercado de la reutilización" estaba en expansión y la previsión es que superará a la des-

alinización en el futuro. Está previsto que para 2030 la reutilización del agua represente el 1,66% (26 km³ por año) del uso total del agua.

El agua tratada se reusa para diversos fines. A nivel mundial, el riego agrícola es la principal aplicación para el reúso del agua, con el 32% del agua regenerada utilizada para este fin. Otros usos importantes son el riego de zonas ajardinadas (20%) y los usos industriales (19%). (Figura 10.1) (GWI, 2012).

La recarga de acuíferos es uno de los usos globales menos desarrollados, con tan sólo un 2% del agua regenerada que se utiliza para este fin. Sin embargo, este y otros usos urbanos no potables, así como la reutilización potable recreativa e indirecta, se destacan como aplicaciones con un potencial importante (CE, 2016; ISO 16075-1, 2015).

Figura 10.1. Reutilización global del agua después del tratamiento avanzado (terciario): cuota de mercado por aplicación.



En la Tabla 10.1 se detallan las aplicaciones más usuales de las aguas residuales regeneradas.

Tabla 10.1. Usos más frecuentes del agua regenerada.

Tipo de uso	Usos
Urbano	Riego de parques públicos, instalaciones deportivas, jardines privados, márgenes de caminos, limpieza de calles, sistemas de protección contra incendios, lavado de vehículos, lavado de inodoros, aires acondicionados, control del polvo, limpieza de alcantarillas.
Agrícola	Cultivos alimenticios no procesados comercialmente, cultivos alimentarios comercialmente procesados, pastos para animales, forraje, fibras, cultivos de semillas, flores ornamentales, huertos, cultivos hidropónicos, acuicultura, invernaderos, viticultura.
Industrial	Procesamiento de agua, agua de refrigeración, recirculación de aguas de refrigeración, agua de lavado, fabricación de hormigón, compactación del suelo, control del polvo.
Recreativo	Riego de campos de golf, embalses con/sin acceso público (por ejemplo, pesca, baño), fabricación de nieve.
Ambiental	Recarga de acuíferos, humedales, marismas, aumento de recursos para aguas superficiales, hábitats silvestres, silvicultura.
Potable	Recarga de acuíferos para uso de agua potable, aumento de fuentes superficiales para el suministro de agua potable, tratamiento hasta la calidad del agua potable.

10.2 Beneficios y riesgos del reúso de las aguas tratadas

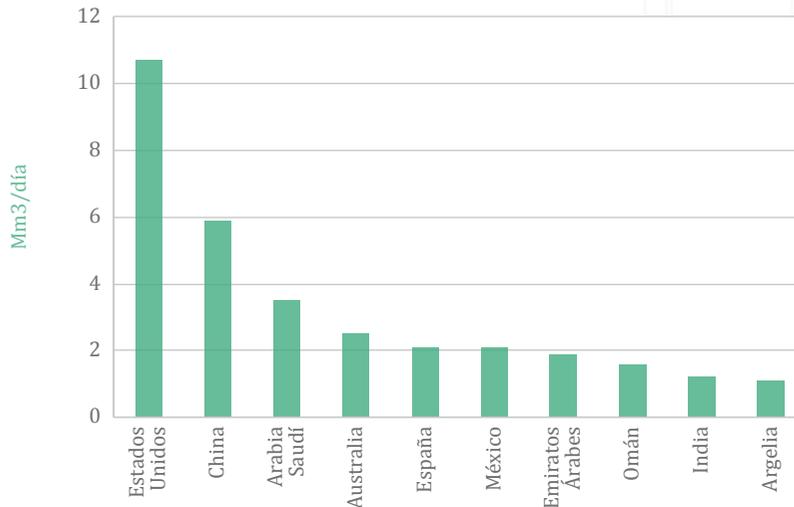
El reúso de las aguas tratadas puede proporcionar importantes beneficios ambientales, económicos y sociales, que son motivadores clave para su implementación en los programas de planificación del agua.

El reúso desempeña un papel importante en la planificación y administración del uso eficiente de los recursos hídricos, pues se trata de un suministro de agua fiable, bastante independiente de sequías estacionales y de la variabilidad climática, y que es capaz de cubrir picos de demanda de agua, permitiendo a las comunidades depender menos de las tradicionales fuentes de agua superficiales o subterráneas.

Aunque no se puede ignorar que el reúso seguro de las aguas tratadas requiere procesos de tratamiento e infraestructuras de recuperación, almacenamiento y distribución, que han de sumarse a los costos derivados del propio tratamiento de las aguas residuales brutas, la convicción de no desperdiciar un recurso vital para la vida, permite considerar el reúso de las aguas tratadas como una solución para resolver los problemas actuales y futuros de la escasez de agua.

En este sentido, muchos países han optado por el reúso de las aguas tratadas, incorporándolo a la gestión integrada de sus recursos hídricos (Figura 10.2) (Adaptado de Micheaux, 2015).

Figura 10.2. Capacidad proyectada de reúso de aguas tratadas durante el período 2009-2016.



Sin embargo, el reúso de aguas tratadas también implica riesgos, que deben conocerse y gestionarse. Al considerar la introducción de un esquema de reúso de aguas tratadas, es importante examinar toda la gama de beneficios y riesgos que pueden surgir.

Es preciso enfatizar que cualquier estrategia de reúso debe estar en sintonía con los objetivos establecidos por la legislación nacional. Muchos beneficios y riesgos del reúso de las aguas serán específicos de las circunstancias locales y, por lo tanto, deben determinarse caso por caso.

La Tabla 10.2 recoge los beneficios y riesgos asociados a los aspectos ambientales, económicos y sociales, involucrados en el reúso de las aguas tratadas. Posteriormente se analizan, de forma más detallada, dada su importancia, los riesgos del reúso para la salud.

Tabla 10.2. Beneficios y riesgos del reúso de las aguas tratadas.

	Beneficios	Riesgos
Ambientales	<p>Conservación de los recursos hídricos.</p> <p>Reducción del reúso no planificado.</p> <p>Reducción de la emisión de gases de efecto invernadero.</p> <p>Reducción de la necesidad de fertilizantes químicos.</p> <p>Restauración de arroyos, humedales y estanques con agua reusada</p> <p>Recarga de acuíferos, evitando el deterioro de las aguas subterráneas.</p>	<p>Las Tablas 10.3 y 10.4 muestran los principales agentes químicos y contaminantes emergentes que pueden estar presentes en las aguas regeneradas.</p>
Económicos	<p>El agua regenerada es un recurso per se y tiene un valor económico.</p> <p>Es una garantía de suministro, sobretodo en zonas con mayores déficits hídricos y/o con mayores desequilibrios entre la oferta y la demanda de agua.</p> <p>El reúso de las aguas tratadas presenta un elevado potencial de innovación tecnológica, dinamismo y competitividad, en términos de tecnologías y servicios.</p> <p>Los sectores económicos, altamente dependientes del suministro del agua (agricultura, industria, turismo, etc.), pueden aumentar la garantía del suministro de agua.</p> <p>Al aumentar la disponibilidad del recurso, el reúso brinda seguridad económica a los sectores productivos del país.</p> <p>Se precisa un menor aporte de nutrientes (N y P), al estar estos presentes en las aguas regeneradas.</p>	<p>El reúso de las aguas tratadas es visto como una opción costosa, con bajos retornos de inversión, especialmente cuando se le compara con la extracción del recurso desde cuerpos de agua.</p> <p>Los costos de las infraestructuras precisas para el reúso (tratamiento y regeneración, sistemas de almacenamiento y distribución y sistemas de riego), deben tenerse en cuenta a la hora del estudio de la viabilidad económica de un proyecto de reúso de aguas tratadas.</p> <p>Cualquier proyecto de reúso debe estar ajustado a la demanda real.</p>
Sociales	<p>La expansión del reúso aporta beneficios laborales, creando empleos cualificados en la materia.</p> <p>Contribuye a la consecución de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS- Objetivo 6).</p> <p>Es una herramienta de cohesión social.</p> <p>Apoya la sostenibilidad de las comunidades rurales.</p>	<p>Con frecuencia, la percepción social sobre el reúso de las aguas tratadas es negativa, lo que genera desconfianza sobre esta práctica. Para solventar este problema se requiere la elaboración de campañas de concienciación sobre la naturaleza, el uso y la gestión de las aguas tratadas.</p>

10.2.1 Riesgos del reúso de las aguas tratadas para la salud

Si el agua residual no se ha tratado adecuadamente antes de ser reutilizada, las personas pueden quedar expuestas a agentes patógenos y a sustancias químicas, por la formación de aerosoles durante el riego, por contacto directo

con el agua, por pozos contaminados con estas aguas, o por el consumo de cultivos no lavados adecuadamente o sin cocer, en los que los patógenos pueden permanecer activos.

Los riesgos más importantes para la salud que puede entrañar el reúso de las aguas tratadas se deben a la presencia de microorganismos patógenos: virus, bacterias, parásitos (huevos de helmintos y protozoos) y de contaminantes químicos.

Los principales riesgos se centran en las enfermedades diarreicas y en las infecciones helmínticas. La experiencia recomienda el empleo de indicadores indirectos de la contaminación microbiológica, que pueden usarse fácilmente para analizar el agua tratada en busca de agentes peligrosos para la salud humana (Tabla 10.3).

Tabla 10.3. Organismos indicadores para patógenos humanos en aguas residuales.
(Adaptado de WHO, 2006 en *International Water Management Institute (IWMI), 2016*).

Patógenos humanos	Organismos indicadores	Comentarios
Bacterias: <i>Shigella, Legionella pneumophila, Salmonella, E. coli enterotoxigénica, Campylobacter, Vibrio cholerae</i>	<i>E. coli, coliformes termotolerantes, enterococos intestinales</i>	Utilizado durante más de 100 años como modelo para bacterias patógenas. El comportamiento en condiciones ambientales refleja los patógenos entéricos, pero no las bacterias ambientales.
Virus: <i>Adenovirus, rotavirus, enterovirus, virus de la hepatitis A, norovirus</i>	<i>Bacteriófagos - colifagos somáticos o colifagos de F-ARN</i>	Los bacteriófagos son virus que infectan bacterias, se consideran no patógenos para los humanos y se pueden cultivar fácilmente y enumerar en el laboratorio.
Protozoos: (oo) quistes de <i>Cryptosporidium</i> y <i>Giardia</i>	<i>Clostridium perfringens</i>	Bacteria formadora de esporas, que es altamente resistente a las condiciones ambientales. Modelo útil para (oo) quistes de <i>Cryptosporidium</i> y <i>Giardia</i> .
Helmintos: <i>Ascaris, Trichuris y Taenia</i>	<i>Huevos de helmintos o de Ascaris</i>	

Las Tablas 10.4 y 10.5 muestran los agentes químicos y contaminantes emergentes presentes en las aguas tratadas y sus posibles efectos adversos para la salud humana y para el medioambiente.

Tabla 10.4. Agentes químicos en aguas tratadas y sus efectos adversos
(EPA, 2004; EPHC, NRMCM, AHMC, 2006).

Agentes químicos	Efectos adversos
Orgánicos biodegradables (proteínas, carbohidratos).	Condiciones anóxicas en ecosistemas acuáticos.
Aceites, grasas, celulosa, lignina.	Condiciones anóxicas en ecosistemas acuáticos.
Macronutrientes (N, P, K).	Eutrofización de suelos y aguas superficiales, toxicidad, desequilibrio de nutrientes, plagas, enfermedades en las plantas, pérdida de biodiversidad.
Micronutrientes (B, Ca, Cu, Fe, Mg, Na, Co).	Toxicidad para las plantas, acumulación en suelos.
Metales (Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn).	Toxicidad para las plantas y la biota acuática.
Sales inorgánicas (cloruros, sulfatos y nitratos de sodio, potasio, calcio, magnesio).	Salinización del suelo, aumento de la salinidad del agua subterránea y riesgo para la salud humana. Sodificación y desestructuración de suelos, e incluso problemas de impermeabilización del suelo.

Tabla 10.5. Contaminantes emergentes en aguas tratadas y sus efectos adversos
(EPA, 2004; EPHC, NRMCM, AHMC, 2006).

Contaminantes emergentes	Efectos adversos
Productos farmacéuticos y sus metabolitos: antibacterianos (sulfametoxazol), analgésicos (acetaminofeno, ibuprofeno), betabloqueantes (atenolol), antiepilépticos (fenitoína, carbamazepina), antibióticos humanos (azitromicina) y anticonceptivos orales (etinilestradiol).	Efectos carcinogénicos, teratogénicos y/o mutagénicos, riesgo para la salud humana (cianotoxinas), bioacumulación, toxicidad para las plantas. Posibles efectos aún no descubiertos.
Productos de cuidado personal (triclosán, ingredientes de protección solar, fragancias, pigmentos).	
Productos químicos para el hogar y aditivos alimentarios (sucralosa, bisfenol A (BPA), ftalato de dibutilo, polietoxilatos de alquilfenol), retardadores de llama (ácido perfluorooctanoico, sulfonato de perfluorooctano)	
Pesticidas, biocidas y herbicidas (atrazina, lindano, diurón, fipronil, etc.).	
Disruptores endocrinos.	

10.2.2 Evaluación de riesgos en el reúso de las aguas tratadas

Si bien el tratamiento y manejo adecuado del agua residual pueden proporcionar agua segura para su reúso, es importante comprender y evaluar los riesgos de esta práctica para garantizar la seguridad de la población y del medioambiente.

La composición de las aguas residuales tratadas depende de su origen, del estado de salud de la población que las genera y del tipo y eficiencia del tratamiento de depuración que se les aplique.

Las sustancias presentes en las aguas tratadas son muy heterogéneas y presentan diferentes grados de retención y comportamiento cuando se infiltran en el suelo. Algunas sustancias son más persistentes que otras y, en el caso de los contaminantes emergentes, aún se desconocen muchos aspectos sobre sus riesgos para la salud y el medioambiente, de modo que a medida que la información mejore, la evaluación de los riesgos tendrá que tener en cuenta estos nuevos datos.

Además, los riesgos difieren debido a las características específicas del lugar en el que se efectúe el reúso, afectando en ello factores como: la geología, la topografía, la hidrología, el clima, la zonificación (*ISO 16075-1, 2015*), el tipo de suelo local, los métodos empleados para el riego, la vulnerabilidad de los acuíferos, el método de recarga y el uso del agua subterránea (*OMS, 2006*).

La evaluación de riesgos comprende los apartados siguientes (*OMS, 2016*):

- La identificación de los peligros y de los eventos peligrosos.
- La definición detallada de los grupos de exposición y de las rutas de exposición.
- La identificación y evaluación de las medidas de control existentes.
- La evaluación y priorización del riesgo de exposición.

Para la implementación de prácticas de reúso de aguas tratadas, los riesgos deben ser evaluados y gestionados y el público objetivo debe mantenerse informado de manera transparente y clara. Esto último es clave para promover la aceptación pública de esta fuente alternativa de agua.

Una cuestión muy importante de la gestión de riesgo son las vías de exposición. No sólo deben caracterizarse los efectos ambientales y sobre la salud, sino que para hacer una buena caracterización y evaluación del riesgo es fundamental caracterizar la exposición. Y, en este marco, la exposición de los trabajadores y agricultores es fundamental, por ser estos los principales grupos afectados.

Por último, los ecosistemas, las especies y los hábitats tienen sus necesidades relacionadas con la calidad y cantidad del agua. Al planificar el reúso del agua tratada, se debe garantizar que el estado de conservación de las especies y hábitats en el área no se vea comprometido por los cambios en la disponibilidad y/o calidad de los recursos hídricos.

10.3 Pautas y normativas sobre el reúso de las aguas tratadas

10.3.1 Panorámica general

La necesidad de minimizar los riesgos para la salud y el medio ambiente, que puede conllevar el reúso de las aguas tratadas, ha conducido al desarrollo de pautas y normas para el uso seguro de las mismas en un número cada vez mayor de países (Tablas 10.6 y 10.7).

Algunas organizaciones internacionales y nacionales han desarrollado guías de referencia para el reúso de las aguas tratadas. Algo fundamental, ya que la gestión de los riesgos para la salud y el medioambiente derivados de este reúso requiere una orientación de alto nivel, basada en un consenso científico-técnico amplio. Estas guías se aplican a las aguas residuales urbanas de instalaciones municipales, u otras instalaciones de tratamiento de aguas residuales, que tienen un aporte limitado de aguas industriales.

Tabla 10.6. Pautas de reúso de agua desarrolladas por organizaciones internacionales (Adaptado de EC, 2014).

Organización	Guía	Comentarios
Organización Mundial de la Salud (OMS-WHO).	Directrices para el uso seguro de aguas residuales, excretas y aguas grises (2006).	Volumen 1: aspectos normativos y regulatorios. Volumen 2: uso de aguas residuales en la agricultura. Volumen 3: uso de aguas residuales y excretas en acuicultura. Volumen 4: uso de excretas y aguas grises en la agricultura.

Unión Europea	Reglamento que recoge los requisitos mínimos para el reúso de las aguas en riego agrícola (2019).	
Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA).	Directrices para la reutilización de aguas residuales municipales en la región mediterránea (2005).Desarrollo de indicadores de desempeño para la operación y mantenimiento de plantas de tratamiento de aguas residuales y reutilización de aguas residuales (2011).	
Programa del Decenio del Agua de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de Capacidades (UNW-DPC).	Procedimientos en el proyecto de UNWater : " <i>Uso seguro de las aguas residuales en la agricultura (2013)</i> ".	
Organización Internacional de Normalización (ISO / TC 282).	ISO 16075-1: La base de un proyecto de reutilización para riego. (2015).ISO 16075-2: Desarrollo del proyecto. (2015).ISO 16075-3: Componentes de un proyecto de reutilización para riego. (2015). ISO 16075-4: Monitoreo. (2017).	La estandarización del reúso de las agua de cualquier tipo y para cualquier propósito. Abarca la reutilización de agua centralizada y descentralizada o "in situ", la reutilización directa e indirecta, así como la reutilización intencional e involuntaria.
Organización Internacional de Normalización (ISO/TC 282).	ISO 20426 (2018): Pautas para la evaluación y gestión de riesgos para la salud para la reutilización de agua no potable.	El objetivo de este documento es servir de pautas técnicas para la evaluación y gestión de los riesgos para la salud asociados con los patógenos contenidos en el agua regenerada.
Organización Internacional de Normalización (ISO/TC 282).	ISO 20761 (2018): Reutilización del agua en zonas urbanas: directrices para la evaluación de la seguridad en la reutilización del agua. Parámetros y métodos de evaluación.	
Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).	Calidad del agua para la agricultura (1994).	
Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA).	Pautas para la reutilización del agua (2012).	Estas pautas incluyen los siguientes problemas:-Aplicaciones de reutilización de aguas: urbanas (restringidas y no restringidas), agrícolas (cultivos alimentarios, cultivos no alimentarios), recarga de acuíferos para beber, riego de jardines, mejora ambiental y otros usos no relacionados con el consumo de agua.-Procesos de tratamiento.-Criterios de calidad del agua.-Control del agua.-Medidas preventivas "in situ".-Monitoreo ambiental.-Estrategias de comunicación.

Tabla 10.7. Tipo y características de la norma de reúso de agua existentes en diferentes países (Adaptado de EC, 2014).

País	Tipo de norma y características	Comentarios
Abu Dhabi, Dubai, Omán, Bahrein (EAU), Catar	Normas referentes a estándares de calidad.	
Australia	Nivel nacional, pautas: Gobierno de Australia (NRMCEPHC-AHMC). Pautas para el reciclaje del agua: gestión de riesgos para la salud y el medio ambiente: 2006: aumento de los suministros de agua potable. 2008: aprovechamiento y reutilización de aguas pluviales. 2009: recarga de acuíferos gestionados.	Especificaciones por áreas administrativas.
Canadá	Directrices canadienses para el agua doméstica regenerada para su uso en el lavado de inodoros y urinarios (2010).	Se refieren únicamente a aguas grises.
China	Estándar nacional de calidad del agua regenerada de China. Estándar nacional de China GB / T 18920-2002, GB / T 19923-2005, GB / T 18921-2002, GB 20922-2007 y GB / T 19772-2005.	
Estados Unidos	Nivel nacional: Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos.	No existen regulaciones federales que rijan la reutilización del agua, por lo que las reglamentaciones se han desarrollado estado por estado.
Israel	Reglamento del Ministerio de Salud (2005).	Uso de irrigación agrícola sin restricciones. Basado en los estándares del Título 22 de California, muy restrictivo. Se incluyen métodos de tratamiento y distancias de seguridad.
Japón	Instituto Nacional de Gestión de Tierras y de Infraestructura: Informe del Proyecto de Calidad de Agua Microbiana en Aguas Residuales Tratadas y Cloacas tratadas (2008).	
Jordania	Base técnica jordana nº 893/2006. Plan jordano de gestión de reutilización de agua (política).	Propósitos de riego, recarga de acuíferos artificiales para usos no potables. Más estricto que las directrices de la OMS, pero menos que el Título 22 de California.

Marruecos	Orden No. 1276-01 de los Estándares de Calidad del Agua para Irrigación (2002). En marzo de 2013, se desarrolló el proyecto de revisión de estándares de calidad para aguas residuales tratadas para riego de cultivos y riego de espacios verdes. Este proyecto ha sido evaluado por la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID).	Riego agrícola.
México	Norma Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que rige la reutilización de aguas residuales en la agricultura.	
Palestina	Directrices recomendadas por el Instituto Palestino de Normalización para las características de las aguas residuales tratadas según las diferentes aplicaciones.	
Sudáfrica	Políticas: Última revisión de la Ley de servicios de agua de 1997, relativa a aguas grises y efluentes tratados (DWAF, 2001). Última revisión de la Ley Nacional del Agua de 1998, 37 (1) (DWAF, 2004a), relativa al riego de cualquier tierra con desechos, o agua que contenga residuos generados a través de cualquier actividad industrial, o por una obra hidráulica.	Norma: Government Gazette No. 9225, Regulation 991: Requisitos para la recuperación de aguas residuales o efluentes (EAF, 1984). Guías: Guía sudafricana para la utilización permisible y la eliminación del efluente tratado (DNHPD, 1978). Directrices sudafricanas sobre la calidad del agua (DWAF, 1996).
Túnez	Norma para el uso de aguas residuales tratadas en la agricultura (NT 106-109 de 1989) y lista de cultivos que pueden irrigarse con aguas residuales tratadas (Ministerio de Agricultura, 1994). La reutilización de aguas residuales en la agricultura está regulada por el Código de Aguas de 1975 (ley No. 75-16 de 31 de marzo de 1975), el Decreto de 1989 No. 89-1047 (28 de julio de 1989) y por la norma tunecina para las Directrices de la Organización.	Usos agrícolas. Las reglamentaciones prohíben que el riego con aguas residuales de vegetales que se consuman crudos y el de pastos.
Turquía	La reutilización del agua se legitimó oficialmente en 1991, a través de la regulación para la reutilización de aguas residuales de irrigación emitida por el Ministerio de Medio Ambiente. De acuerdo con las "Regulaciones de Control de Contaminación del Agua".	Usos agrícolas. La norma se refiere a los métodos de tratamiento y a la sostenibilidad de las aguas residuales tratadas industrialmente para el riego.

A continuación, se analizan, con un mayor grado de detalle, las normativas de la OMS, la Unión Europea y México. Esta selección de normativas viene justificada en el caso de la OMS por tratarse de la norma internacional de referencia por excelencia, en el caso de la Unión Europea por ser la norma más actualizada y, por último, en el caso de México, por tratarse del país latinoamericano más relevante que cuenta con norma de reúso. También, se trata el caso de Bolivia, por ser el país objetivo de la presente guía.

10.3.1.1 OMS

La Organización Mundial de la Salud (OMS-WHO) publicó en 2016 las *Directrices para el uso seguro de aguas residuales, excretas y aguas grises*, que constan de cuatro volúmenes, tal como se recoge en la Tabla 10.6.

Este documento se ha ido revisando y ampliando, a lo largo del tiempo:

- En el periodo 2015-2017 se publicaron directrices que cubrían los diferentes usos de las aguas tratadas (reúso urbano, actualizaciones sobre agricultura/acuicultura, reúso potable indirecto, reúso de aguas grises en edificios).
- En 2016 se publicó el documento "*Planificación de la seguridad del saneamiento. Manual para el uso y la disposición seguros de aguas residuales, aguas grises y excretas*".
- En 2019 se publicaron las directrices finales, incluyendo un capítulo común sobre planificación de la seguridad y otros aspectos generales, y capítulos separados que cubren las diferentes aplicaciones. Estos capítulos incluyen valores de referencia, según corresponda, para los diferentes tipos de aplicaciones.

El enfoque de estas directrices es novedoso, pues no sólo se centra en las reducciones de patógenos que tienen lugar en los tratamientos, sino que se introduce el concepto de barreras, como aquellas medidas aplicables al margen de los tratamientos, que consiguen también la reducción de patógenos (por ejemplo el riego por goteo, la muerte natural de los microorganismos por estar expuestos a la acción de los rayos del sol, etc.). De este modo, la reducción de patógenos se puede conseguir, o bien sólo mediante el tratamiento, o bien mediante el tratamiento combinado con alguna de estas barreras.

En estas directrices se establece un nivel definido de protección de la salud para una exposición dada, basándose en una medida de la enfermedad, como es el caso del concepto **DALY** (*Disability Adjusted Life Year*), o año de vida ajustado por discapacidad, por persona y año.

Una vez definido el objetivo de salud, se especifica una combinación de medidas de protección de la salud, para poder alcanzar este objetivo. Estas medidas pueden incluir: restricciones de los productos agrícolas a regar; técnicas de aplicación de las aguas residuales tratadas; medidas para el control de la exposición de trabajadores y agricultores; tecnologías de tratamiento de las aguas residuales, las excretas y las aguas grises; y otras intervenciones para minimizar los riesgos, como pueden ser: el lavado y enjuague de los vegetales regados y la adecuada cocción de los alimentos antes de su consumo.

Los objetivos basados en la salud deben establecerse a nivel nacional, deben ser factibles de implementarse en las circunstancias locales y deben formar parte del marco regulatorio general.

El documento incluye directrices para el riego agrícola, la acuicultura y para el uso de excretas y de las aguas grises. En el caso de la agricultura, la Tabla 10.8 recoge los objetivos, basados en la salud, para el reúso de las aguas residuales tratadas.

Tabla 10.8. Objetivos basados en la salud y objetivos de reducción de helmintos para el uso de aguas residuales tratadas en la agricultura.

Tipo de riego	Objetivo basado en la salud para patógenos virales, bacterianos y protozoos	Objetivo de reducción para huevos de helmintos
Sin restricciones	$\leq 10^{-6}$ DALY por persona y año ¹	≤ 1 por Litro (media aritmética) ^{2,3}
Restringido	$\leq 10^{-6}$ DALY por persona y año ¹	≤ 1 por Litro (media aritmética) ^{2,3}
Localizado (por ejemplo, por goteo)	$\leq 10^{-6}$ DALY por persona y año ¹	a) Cultivos de ciclo corto ⁴ ≤ 1 por Litro (media aritmética) b) Cultivos de ciclo largo ^{4,5} No existe recomendación

¹El objetivo basado en la salud se puede lograr, para el riego sin restricciones y localizado, mediante una reducción de organismos patógenos de 6-7 unidades logarítmicas, obtenida mediante la combinación del tratamiento de las aguas residuales con otras medidas de protección de la salud. Para el riego restringido el objetivo se logra mediante una reducción de los organismos patógenos de 2-3 unidades logarítmicas.

²Cuando estén expuestos niños menores de 15 años, deben tomarse medidas adicionales para la protección de su salud.

³Se debe determinar la media aritmética durante toda la temporada de riego. El valor medio de ≤ 1 huevo de helmintos por litro debe alcanzarse para al menos el 90% de las muestras. Con algunas tecnologías de tratamiento, como es el caso de las Lagunas de Estabilización, se puede emplear el tiempo de retención hidráulica como sustituto para garantizar el cumplimiento del requisito de ≤ 1 huevo por litro.

⁴Los cultivos de ciclo largo incluyen: árboles frutales, olivos, etc.

⁵No se deben recoger los frutos del suelo.

Para finalizar, debe recalcar que el objeto de esta guía es únicamente la protección de la salud, por lo que en lo referente a impactos medioambientales no se establecen límites.

10.3.1.2 Unión Europea (UE)

El 18 de diciembre de 2019 el Consejo de Europa aprobó un reglamento que recoge los requisitos mínimos para el reúso de las aguas en riego agrícola, de acuerdo con la Tabla 10.9.

Tabla 10.9. Requisitos de calidad del agua reusada para riego agrícola.

Clase de calidad del agua reusada	Tipo de tratamiento	Requisitos de calidad				
		E. coli (nº/100 mL)	DBO ₅ (mg/L)	SST (mg/l)	Turbidez (NTU)	Otros
A	Tratamiento secundario, filtración y desinfección	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 5	<i>Legionella spp.</i> ; <1.000 UFC/L cuando haya riesgo de aerosolización. Nematodos intestinales (huevos de helmintos); ≤ 1 huevo/L para irrigación de pastos o forraje
B	Tratamiento secundario y desinfección	≤ 100	De acuerdo a la Directiva 91/271 CEE (Anexo I, Tabla 1)	De acuerdo a la Directiva 91/271 CEE (Anexo I, Tabla 1)	-	
C	Tratamiento secundario y desinfección	≤ 1.000			-	
D	Tratamiento secundario y desinfección	≤ 10.000	-			

Al día de hoy, el sur de Europa lidera el reúso del agua en el continente europeo. Los criterios de calidad para el reúso del agua en estos países derivan de las directrices de California (caso de Grecia, Chipre e Italia), de las directrices australianas (caso de Francia), o de una combinación de las anteriores (caso de España y Portugal).

Los estándares de Chipre, Francia, Grecia, Italia y España están incluidos en el cuerpo normativo de sus respectivas legislaciones nacionales. En Portugal, aunque no llega a nivel de norma, sino que se trata de directrices, el gobierno nacional las tiene en cuenta a la hora de emitir permisos de reúso de agua en el país.

Todos los estándares mencionados se refieren al reúso de efluentes de aguas tratadas urbanas e industriales, excepto los estándares de Chipre y Portugal, que se refieren sólo a las aguas tratadas urbanas.

La Tabla 10.10 recoge los estándares sobre reúso más representativos en países de la Unión Europea. En general, estos estándares abarcan los siguientes aspectos relacionados con el reúso de las aguas tratadas:

- Usos previstos.
- Parámetros analíticos.
- Valor límite máximo permitido para cada parámetro.
- Protocolos de monitoreo.
- Medidas preventivas adicionales para la protección de la salud y del medio ambiente.

La mayoría de los estándares están destinados a aplicaciones agrícolas, urbanas e industriales.

Tabla 10.10. Estándares más representativos sobre el reúso de aguas tratadas en los Estados miembros de la UE (Adaptado de EC, 2014).

País	Normativa	Institución
Chipre	Ley 106 (I) 2002: Control de la contaminación del agua y del suelo y regulaciones asociadas. KDP 772/2003, KDP 269/2005.	Ministerio de Agricultura, Recursos Naturales y Departamento de Desarrollo del Agua del Medio Ambiente (División de Aguas Residuales y Reutilización).
España	Real Decreto 1620/2007. Marco legal para la reutilización de aguas residuales tratadas.	Ministerio de Medio Ambiente. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Pesca. Ministerio de Salud.
Francia	JORF num.0153, 4 de julio de 2014. Orden de 2014, relacionada con el uso del agua de aguas residuales urbanas tratadas para el riego de cultivos y áreas verdes.	Ministerio de Salud Pública. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Pesca. Ministerio de Ecología, Energía y Sostenibilidad.
Grecia	CMD No 145116. Medidas, límites y procedimientos para la reutilización de aguas residuales tratadas.	Ministerio de Medio Ambiente, Energía y Cambio Climático.
Italia	DM 185/2003. Medidas técnicas para la reutilización de aguas residuales.	Ministerio de Medio Ambiente. Ministerio de Agricultura. Ministerio de Salud Pública.
Portugal	NP 4434 2005. Reutilización de aguas urbanas regeneradas para riego.	Instituto Portugués de la Calidad.

En el caso del reúso directo de las aguas tratadas (las aguas se reúsan directamente tras un proceso de regeneración, más o menos intenso, según el uso a que se destinen), a modo de ejemplo, la Tabla 10.11 recoge los grupos de calidad en función de los límites bacteriológicos establecidos en el R.D. 1620/2007 para cada uso, en el caso concreto de España.

La Autoridad Reguladora Española de Servicios Ambientales ha publicado una Guía Técnica detallada para la aplicación del Real Decreto 1620/2007 sobre reutilización del agua (*Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, MARM, 2010*), donde se incluyen:

- Aplicación de los aspectos clave, procedimiento para obtener permiso de reúso de agua y preguntas frecuentes sobre la aplicación de la regulación.
- Calidad del agua regenerada (control, mantenimiento, evaluación de calidad y distribución de responsabilidades en calidad e inspección).
- Prescripciones técnicas para un sistema de reúso de agua (recuperación de agua, líneas de tratamiento según calidad, red de transporte y mantenimiento y control de instalaciones).
- Normas de seguridad para el público, los trabajadores y los usuarios.

Tabla 10.11. Grupos de calidad en función de los límites bacteriológicos establecidos en el R.D. 1620/2007.

USOS		Valor Máximo Admisible (VMA)			
		Calidad	<i>E. coli</i> UFC/100 mL	Nematodos huevos /10 L	<i>Legionella spp.</i> UFC/L ¹
Industrial 3.2 a)	Torres de refrigeración y condensadores evaporativos.	A	Ausencia	1	Ausencia
Urbano 1.1 a) y b)	Riego de jardines privados Descarga de aparatos sanitarios.		Ausencia	1	100
Ambiental 5.2 a)	Recarga de acuíferos por inyección directa.		Ausencia	1	No se fija límite
Urbano 1.2 a), b), c) y d)	Riego zonas verdes urbanas, baldeo de calles, sistemas contra incendios y lavado de vehículos.	B	200	1	100
Agrícola 2.1 a)	Riego agrícola sin restricciones.		100	1	1.000
Recreativo 4.1 a)	Riego de campos de golf.		200	1	100

Agrícola 2.2 a), b) y c)	Riego de productos agrícolas para consumo humano no en fresco. Riego de pastos para animales productores. Acuicultura.	C	1.000	1 ²	No se fija límite
Industrial 3.1 c)	Aguas de proceso y limpieza para uso en la industria alimentaria.		1.000	1	100
Ambiental 5.1 a)	Recarga de acuíferos por percolación a través del terreno		1.000	No se fija límite	No se fija límite
Agrícola 2.3 a), b) y c)	Riego de cultivos leñosos sin contacto con los frutos. Riego de cultivos de flores, viveros e invernaderos, sin contacto con producción. Riego de cultivos industriales no alimentarios.	D	10.000	1	100
Industrial 3.1 a) b)	Otros usos industriales		10.000	No se fija límite	100
Recreativo 4.2 a)	Estanques, masas de agua y caudales ornamentales, con acceso impedido al público.		10.000	No se fija límite	No se fija límite
Ambiental 5.3 a) y b)	Riego de bosques y zonas verdes no accesibles al público Silvicultura	E	No se fija límite	No se fija límite	No se fija límite
Ambiental 5.4 a)	Mantenimiento de humedales, caudales mínimos.	F	La calidad requerida se estudiará caso por caso		

¹Legionella sólo se controla cuando existe riesgo de formación de aerosoles.²Si se riegan pastos para consumo de animales productores de carne, se limita también los huevos de *Taenia saginata* y de *Taenia solium* a 1 huevo/L.

10.3.1.3 México

La Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997, regula la calidad mínima del agua destinada para el riego agrícola, a través de los límites máximos permisibles para los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos establecidos (Tabla 10.12). Igualmente, prohíbe el riego de hortalizas que se consumen crudas con aguas residuales sin tratar.

Tabla 10.12. NOM-003-SEMARNAT-1997. Límites máximos permitidos de contaminantes. Promedio mensual.

Tipo de reúso	Coliformes fecales (NMP/100 mL)	Huevos de helminto (huevo/L)	Aceites y grasas (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	SST (mg/L)
Servicios al público con contacto directo	240	1	15	20	20
Servicios al público con contacto indirecto u ocasional	1.000	5	15	30	30

La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), órgano de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) encargada de la administración y preservación de las aguas nacionales, cuenta con el Programa de Reúso e Intercambio de Agua Residual Tratada, para promover el reúso de aguas tratadas y fomentar el manejo sustentable del recurso. Este programa forma parte del Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012.

El gobierno propone fomentar el reúso en actividades agrícolas, riego de áreas verdes, procesos industriales, etc., y el intercambio por agua de primer uso en el caso de actividades en las que esto es factible, como en la agricultura y en la industria.

10.3.1.4 Bolivia

El Reglamento en Materia de Contaminación Hídrica (RMCH), en su Artículo 67 (Capítulo V DEL REÚSO DE AGUAS), recoge que: *"el reúso de aguas residuales crudas o tratadas por terceros, será autorizado por el Prefecto, cuando el interesado demuestre que estas aguas satisfacen las condiciones de calidad establecidas en el Cuadro N° 1 -ANEXO A- del presente Reglamento"*.

EL RMCH distingue seis tipos de usos (usos 2, 4, 5, 6, 7 y 8), que se relacionan, respectivamente con: la recreación de contacto primario, el riego de hortalizas de consumo crudo, el abastecimiento industrial, la acuicultura, el abrevadero de animales y la navegación, para los cuales se definen unos límites para poder aplicar el reúso en ellos (ver apartado 4.11 de esta guía). Si bien, en todos los casos se trata de un reúso indirecto, tras dilución de los efluentes de las PTAR con los cauces receptores.

En la actualidad, Bolivia carece de una normativa para el reúso directo de las aguas tratadas, que tipifique los valores de los parámetros indicadores de la calidad de estas aguas para los diferentes usos.

Mientras no exista una legislación detallada de reúso, se recomienda que los vacíos normativos que existan al respecto se completen teniendo en consideración, por este orden, las siguientes normativas:

1. Normativa OMS.
2. Normativas existentes en países con experiencia contrastada en reúso y con un contexto socioeconómico similar al boliviano.
3. Normativas existentes en países con un grado de desarrollo diferente al de Bolivia, caso de España, Estados Unidos o Australia.

10.4 Estado del reúso de las aguas tratadas en Bolivia y en países limítrofes

10.4.1 La situación del reúso de aguas tratadas en Bolivia

De acuerdo con el estudio "*Sistematización sobre tratamiento y reúso de aguas residuales (MMAyA, 2013)*", el reúso de las aguas tratadas o no, provenientes de centros urbanos, es una práctica común en regiones áridas y semiáridas de Bolivia y que debido a la escasez, el difícil acceso y el incremento de la demanda del recurso, se constituye en una apreciable fuente suplementaria de agua.

Este estudio estima en 5.700 las hectáreas que se regaban con aguas residuales, especialmente en el departamento de Cochabamba, que copaba el 46% del aprovechamiento de aguas residuales tratadas y sin tratar (Figura 10.3) (MMAyA, 2013).

Las extensiones de los cultivos que se riegan con las aguas residuales se muestran en la Figura 10.4 (MMAyA, 2013).

Figura 10.3. Hectáreas regadas con aguas residuales en los distintos departamentos bolivianos.

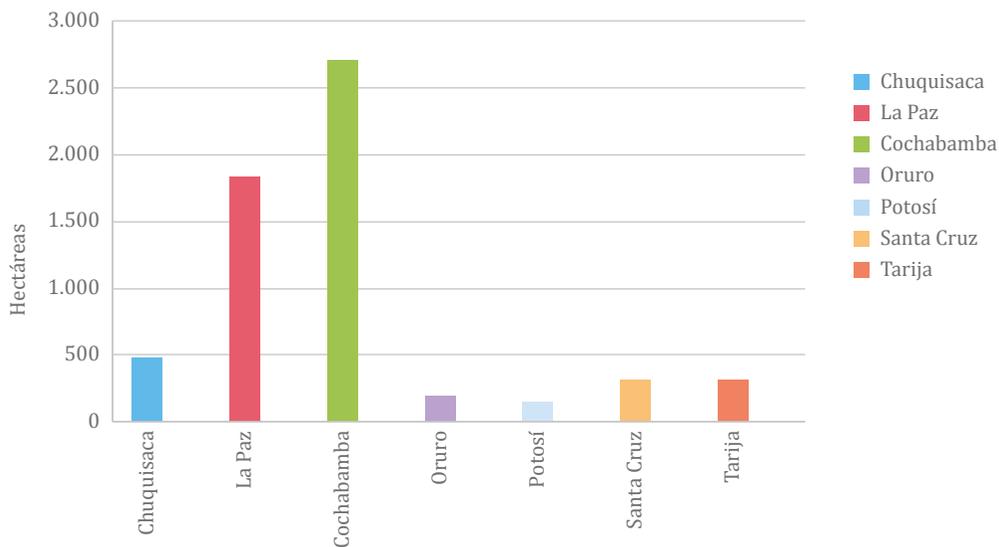
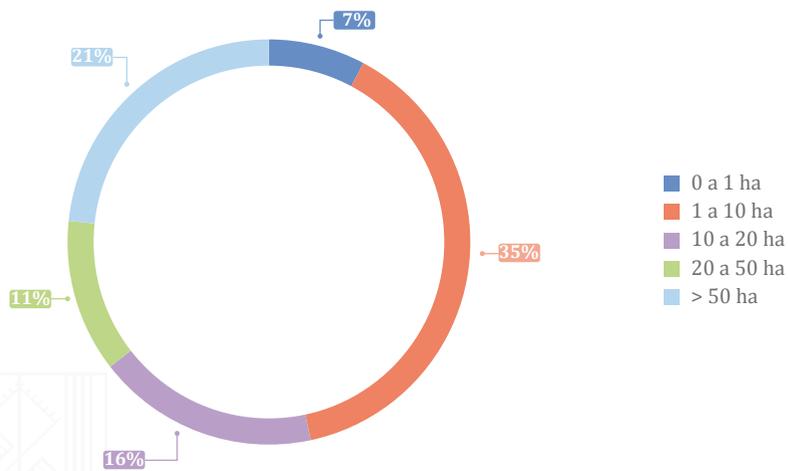


Figura 10.4. Extensión de los cultivos regados con aguas residuales.



Un 17% de las aguas no se reúsa en riego agrícola, sino en otros usos, como pueden ser el lavado de minerales, o la fabricación de adobes.

Como principales conclusiones de este estudio, cabría destacar las siguientes:

- En Bolivia se emplean aguas residuales, tratadas o no, como fuente de agua de riego en casi todos los lugares donde existe una red de alcantarillado.
- Este recurso se usa indiscriminadamente, sin control de los efectos que en la salud puedan tener los productos regados con estas aguas.
- Existe una debilidad institucional, normativa, técnica y social en el tema de tratamiento de aguas residuales, contemplando desde el diseño hasta la puesta en marcha de los proyectos de PTAR. Al igual que se muestra que hay un uso irrestricto de agua residual sin tratar en una variedad de actividades, resaltando principalmente el riego agrícola de una diversidad de productos, lo que resulta perjudicial para la salud de la población.
- No es posible el reúso de aguas sin alcantarillados bien operados, ni sin tratamientos que funcionen adecuadamente, pues no se alcanzarían las metas de salud, que son el objetivo principal del reúso del agua en riego.
- No existe una norma de reúso de aguas residuales tratadas que establezca:
 - Los parámetros de calidad de efluentes para los diferentes tipos de cultivos.
 - Una clasificación de los tipos de cultivos.
 - Los reglamentos y guías técnicas de diseño de PTAR con fines de reúso.
 - La funciones de los entes responsables (quién ejecuta, quién administra, etc.).

- Es evidente el rechazo al emplazamiento de PTAR por parte de los vecinos, especialmente donde el lugar de emplazamiento está muy cerca de núcleos urbanos.
- Es imperativo trabajar en la recolección de datos de salud del entorno en el cual se dan las relaciones de producción/comercio de productos regados con aguas residuales tratadas, incluyendo los datos de reducción bacteriológica y de huevos de helmintos, o en el efluente de la PTAR o en el terreno, según la práctica de aplicación del método de riego empleado.
- Se necesita interactuar con las universidades en su conjunto para cambiar o modificar la currícula de estudio en el diseño y operación de plantas de tratamiento con fines de reúso, establecer programas de capacitación y posgrado, además de proyectos de investigación que adapten, mejoren o propongan, nuevos métodos de tratamiento que se puedan emplear en el país.
- Se debe trabajar en una propuesta de reformulación de los parámetros de calidad del agua para riego, tipo de cultivo y descarga de aguas tratadas a los cuerpos de agua, contenidos en la Ley 1333, especialmente en aquellos que sean utilizados para el monitoreo del funcionamiento de las PTAR.
- Las líneas estratégicas planteadas sólo son posibles a través de una adecuada interrelación con todos los actores del reúso de aguas residuales tratadas, incluyendo la definición de responsabilidades y la parte que toca a cada sector en el financiamiento, operación y mantenimiento, o en el establecimiento de los incentivos.

A nivel de planificación, la ENTAR establece:

- En su eje "Marco Normativo" una línea de acción que pone de manifiesto la necesidad de formular el Reglamento Ambiental del sector de Agua Potable y Saneamiento básico, en el que se especifiquen los procedimientos para el aprovechamiento de aguas residuales regeneradas en riego.
- En su eje "Técnico-ambiental" un objetivo específico sobre el incentivo del reúso del agua en Bolivia, con dos líneas de acción al respecto, una que incide en actualizar y profundizar el estudio de la factibilidad del

reúso de las aguas residuales tratadas para riego de cultivos y otra que especifica el desarrollo de modelos de alianzas entre gobiernos municipales, EPSA y regantes para el reúso de aguas residuales tratadas.

Ya se dispone en el territorio de estudios encaminados a establecer propuestas de futuros límites en la regeneración de aguas, pero tan sólo a escala local, como son los casos de Cochabamba (*France, 2017*) y Tarija (*Cabero, 2017*).

10.4.2 El reúso de aguas tratadas en Brasil

En Brasil sólo el 37% de las aguas residuales generadas se tratan (*SNIS, 2014*) y tan sólo en el 8,3% de los municipios brasileños, en los que se tratan el agua residual (unos 125), se lleva a cabo alguna fórmula de reúso de las aguas residuales tratadas.

La mitad de las aguas tratadas que se reúsan se destinan a usos agrícolas, seguido de los usos urbanos, siendo minoritaria la reutilización industrial (*IBGE, 2008*).

En cuanto a las normativas y regulaciones, ya en 1977 se consideraba el reúso de las aguas tratadas como un recurso hídrico alternativo, dentro de la Política Nacional de Recursos Hídricos. No obstante, esa consideración no se ha traducido en ninguna norma de rango nacional, aunque existen lineamientos no obligatorios. Así, la norma NBR 13969/1997 contiene opciones para el tratamiento y uso final de efluentes de Tanques Sépticos. En uno de los apartados de esta norma se fomentan propuestas para el reúso de las aguas tratadas, distinguiendo categorías relacionadas con el uso final y la calidad requerida (*GWI, 2012*).

10.4.3 El reúso de aguas tratadas en Chile

El país cuenta con una tasa de tratamiento de aguas residuales muy elevada, pues la cobertura de alcantarillado alcanza el 97%, tratándose el 99% de las aguas recolectadas en alguna de las 290 PTAR existentes en el país.

Las estimaciones realizadas por la FAO (2017), indican que en Chile se reutilizan de forma planificada unos 13 millones de metros cúbicos anuales, lo que supone algo más del 1% de las aguas residuales tratadas a nivel nacional.

En lo que respecta a las normas y regulaciones, Chile cuenta con la norma NCh 1333/87, que establece las recomendaciones de calidad del agua para

riego y usos ambientales y recreativos (p.ej. <1.000 UFC de coliformes fecales por 100 mL de agua de riego).

Para cumplir la norma, las aguas residuales deben ser regeneradas convenientemente antes de su utilización. Si bien la norma no es de obligado cumplimiento, sí que se usa para otorgar autorizaciones ambientales para aquellos proyectos que contemplen el uso de agua para los fines indicados.

Con fecha de 15 de febrero de 2018 se publicó en el Diario Oficial la Ley N° 21075, que regula la recolección, reúso y disposición de aguas grises y que establece y regula los sistemas de reúso de este tipo de aguas aplicable a áreas urbanas y rurales, con el objetivo de lograr un uso más eficiente de los recursos hídricos.

Esta Ley prohíbe el reúso de las aguas grises tratadas para el consumo humano y, en general, servicios de provisión de agua potable, así como riego de frutas y hortalizas que crecen a ras de suelo y suelen ser consumidas crudas por las personas, o que sirvan de alimento a animales que pueden transmitir afecciones a la salud humana; procesos productivos de la industria alimenticia; uso en establecimientos de salud en general; cultivo acuícola de moluscos filtradores; uso en piletas, piscinas y balnearios; uso en torres de refrigeración y condensadores evaporativos; uso en fuentes o piletas ornamentales en que exista riesgo de contacto del agua con las personas y cualquier otro uso que la autoridad sanitaria considere riesgoso para la salud.

10.4.4 El reúso de aguas tratadas en Paraguay

La cobertura de alcantarillado en Paraguay para recolectar las aguas residuales era tan sólo del 10% en 2013 (*OMS-UNICEF, 2015*). Sin embargo, de acuerdo a la información de la FAO, en 2015 el 89% de la población tenía acceso a sistemas de saneamiento mejorado.

En las zonas urbanas el acceso a saneamiento mejorado es elevado (95% de la población), aún cuando no todos son alcantarillados, mientras que en las zonas rurales alcanza al 78% de la población (*OMS-UNICEF, 2015*). En las zonas urbanas donde no hay alcantarillado se suelen utilizar letrinas y pozos ciegos.

La superficie regada con aguas residuales diluidas (reutilización indirecta) no se conoce y no se ha reportado el uso directo de aguas residuales tratadas, o sin tratar, para riego.

La única experiencia documentada de reúso de agua no es en riego, sino en la limpieza de calles de una población del Chaco paraguayo (*Leguizamón, 2012*).

No existen en el momento programas o políticas del gobierno nacional, o local, dirigidas a los agricultores que trabajan con aguas residuales (tratadas o no) en las zonas de riego agrícola.

10.4.5 El reúso de aguas tratadas en Perú

En el Perú, aproximadamente 16 millones de habitantes tenían acceso en 2015 a sistemas de recolección de aguas residuales, lo que supone el 49,7% de la población total (*SUNASS, 2015*).

La Autoridad Nacional del Agua (ANA), autorizó en 2012 el reúso de aguas residuales tratadas por un volumen anual total equivalente a 30.309.102 m³ (*ANA, 2012*). De esta cantidad, el 67% correspondía a aguas residuales de origen doméstico y el resto a aguas residuales industriales.

Los usos a los que se destinan las aguas residuales tratadas incluyen: el regadío de cultivos (algodón, maíz, tara, algarrobo y remolacha), el riego de parques y jardines (59,7%), el control del polvo (22,6%), el baldeo (14,5%) y las actividades industriales (3,2%).

Recientes estudios indican que se riegan 13.200 hectáreas agrícolas con aguas residuales tratadas, el 95% de ellas ubicadas en la zona árida de la costa peruana. Se estima que las aguas residuales producidas actualmente en el país podrían llegar a irrigar 69.000 hectáreas agrícolas, o 124.000 hectáreas forestales (*Moscoso, 2016*).

En 2010 la FAO (2017) formuló los lineamientos de política para la promoción del tratamiento para el reúso de las aguas tratadas en el riego de áreas verdes urbanas y periurbanas, a través de un comité multisectorial, integrado por los Ministerios de Vivienda, Salud y Ambiente, la Autoridad Nacional del Agua y la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento.

En 2015 se desarrolló el proyecto "*Desarrollo de las capacidades institucionales y técnicas de la Autoridad Nacional del Agua (ANA) en el uso seguro y productivo de las aguas residuales en la agricultura en las Guías OMS-FAO del 2006*".

Bajo la supervisión de la FAO, la Dirección de Estudios de Proyectos Hidráulicos Multisectoriales de la ANA, ha realizado una revisión de la normatividad sobre el reúso de las aguas residuales, ha elaborado un manual de buenas prácticas y ha capacitado a sus profesionales en este tema.

10.4.6 El reúso de las aguas tratadas en México

Si bien no se trata de un país limítrofe con Bolivia, se ha considerado oportuno recoger su experiencia en materia de reúso de las aguas tratadas, dada la alta incidencia que esta práctica tiene en este país.

De acuerdo a los datos de la FAO (2016), el 92,2% de las aguas residuales urbanas mexicanas se recolectaban mediante redes de alcantarillado, u otros sistemas. De ellas, el 49% aproximadamente se dirigió a alguna de las más de 2.300 estaciones de tratamiento existentes en el país.

Se estima que en el año 2014 en México se reusaron, directa o indirectamente, 5.051 hm³ de aguas residuales, siendo la agricultura el mayor usuario de estas aguas (82% aproximadamente).

10.5 Tecnologías de regeneración

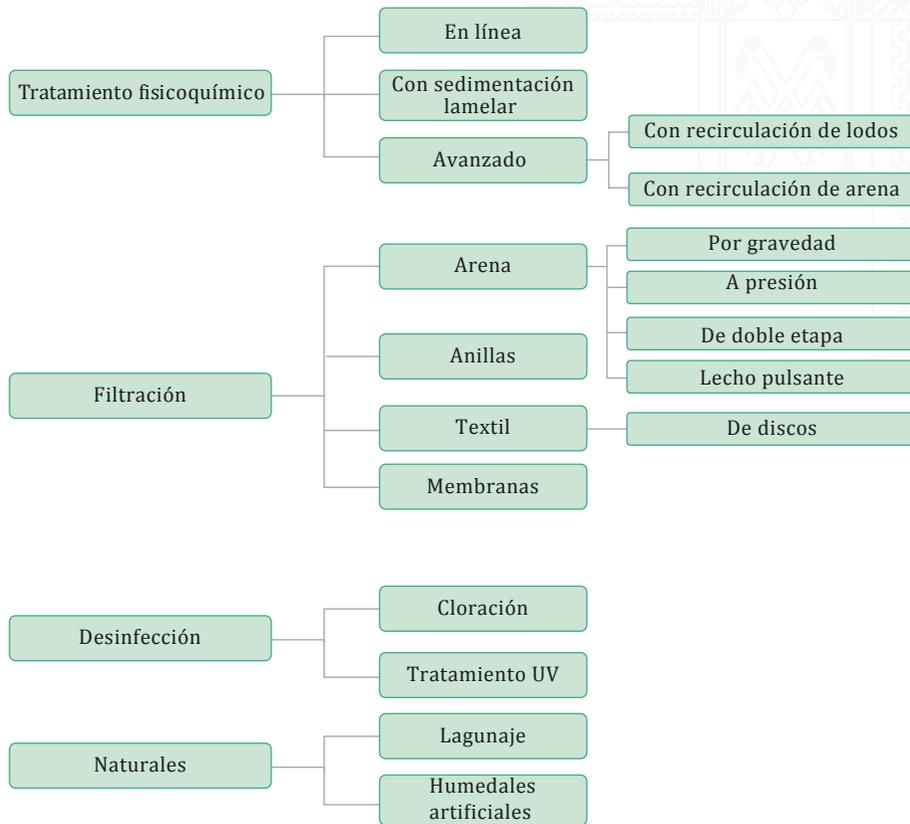
Entendemos por regeneración el conjunto de tratamientos a los que se someten las aguas ya tratadas, al objeto de su reúso para distintos fines (agrícolas, industriales, medioambientales, recreativos, etc.).

En este apartado se describen las distintas tecnologías que se emplean para el tratamiento de los efluentes de las PTAR en vista a su regeneración.

En la Figura 10.5 se presenta un esquema general con las distintas operaciones y procesos básicos más habituales empleados en la regeneración de las aguas residuales tratadas.

De estos procesos, los basados en tecnologías naturales (Lagunas de Maduración y Humedales Artificiales) y los de desinfección (Cloración y Radiación UV) se contemplan en detalle en el Capítulo 9 de la presente guía, mientras que el resto se analizan a continuación.

Figura 10.5. Procesos para la regeneración de las aguas residuales tratadas.



10.5.1 Tratamientos fisicoquímicos

El objetivo básico de los tratamientos fisicoquímicos se centra en la reducción de los sólidos en suspensión y de la materia coloidal. Otros objetivos se enfocan a la eliminación de fósforo, sulfatos o metales pesados.

Además, este tipo de tratamientos facilita el correcto funcionamiento de las etapas posteriores de regeneración, a la vez que constituye un eficaz tampón frente a posibles cambios en la calidad de las aguas tratadas.

En los tratamientos fisicoquímicos, mediante la adición de reactivos a las aguas tratadas, se logra la formación de flóculos más densos que el agua, que engloban a la materia en suspensión y coloidal, que posteriormente se separan del agua por algún tipo de proceso físico (sedimentación, filtración).

El proceso de tratamiento transcurre en dos etapas diferenciadas:

- Etapa de coagulación: en la que se adicionan reactivos químicos (coagulantes), que se mezclan por medios mecánicos con el agua, lo que favorece la agregación de la materia en suspensión y coloidal y la generación de flóculos.
- Etapa de floculación: en la que los flóculos generados en la etapa anterior aumentan de tamaño.

Con un sistema de tratamiento fisicoquímico bien dimensionado, operado y mantenido, se pueden alcanzar valores de sólidos en suspensión por debajo de 3 mg/L y un valor de turbidez que puede llegar hasta 2 UNT.

Finalmente, hay que indicar que los tratamientos fisicoquímicos tienen un cierto poder desinfectante, ya que las bacterias y virus fijados a los sólidos en suspensión son eliminados con estos.

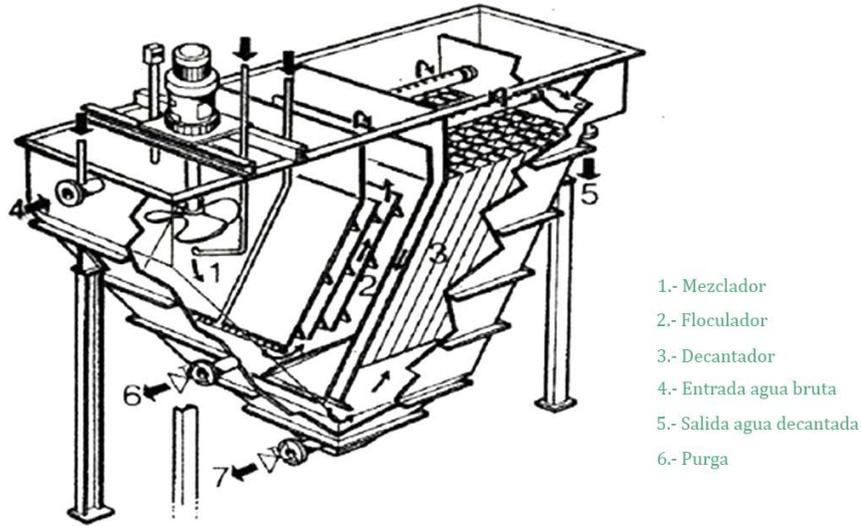
Este tipo de tratamiento puede llevarse a cabo en línea, con sedimentación lamelar, o en procesos avanzados.

10.5.1.1 Sistemas en línea y con sedimentación lamelar

En los tratamientos fisicoquímicos en línea, tras la adición de los reactivos correspondientes en un depósito de mezcla, la separación de los flóculos que se forman se lleva a cabo por filtración. Este proceso presenta la desventaja de que provoca la rápida colmatación del medio filtrante, por lo que requiere labores de limpieza muy frecuentes.

En el caso de contar con sedimentación lamelar, los efluentes del proceso de coagulación-floculación se envían a un sedimentador, en cuyo interior se disponen planchas inclinadas (lamelas) para aumentar la superficie de contacto, entre las que circulan las aguas. Los flóculos se van depositando en estas lamelas y, por gravedad y a contracorriente, se van deslizando hasta caer en un depósito inferior de recogida y extracción, mientras que las aguas tratadas salen por la parte superior del sedimentador (Figura 10.6).

Figura 10.6. Esquema de un tratamiento fisicoquímico con decantación lamelar.



La Tabla 10.13 muestra las ventajas e inconvenientes de los tratamientos fisicoquímicos en línea y con sedimentación lamelar.

Tabla 10.13. Ventajas y desventajas de los tratamientos fisicoquímicos en línea y con sedimentación lamelar.

	Sistemas en línea	Sistemas con sedimentación lamelar
Ventajas	<p>Funcionamiento sencillo.</p> <p>Apropiado en caso de un afluente con baja concentración de sólidos en suspensión.</p> <p>Reduce los costos respecto a un fisicoquímico con decantación.</p>	<p>Ocupa poco espacio.</p> <p>Tratamiento robusto y fácil de operar.</p> <p>Pueden absorber fluctuaciones de carga y de caudal de las aguas a tratar.</p> <p>Se pueden detectar problemas de forma visual y actuar en las dosificaciones rápidamente.</p> <p>Disminuye los costos de operación al requerir menores contralavados en los filtros posteriores.</p>
Inconvenientes	<p>Al no haber una sedimentación se puede ensuciar rápidamente el filtro posterior. Si este es un filtro mediante tamices la sedimentación es imprescindible.</p> <p>Si la agitación de las palas en la etapa de floculación supera una determinada velocidad, los flóculos formados se rompen y disgregan.</p>	<p>Proceso no automatizado.</p> <p>Problemas frecuentes de flotación.</p> <p>Se requiere el manejo de reactivos y la necesidad de un control diario de la dosificación.</p> <p>Puede requerir limpiezas semanales.</p> <p>Un mal diseño del sedimentador puede generar turbulencias en la entrada, arrastrando los flóculos a la superficie y produciendo su escape.</p> <p>Crecimiento de algas.</p> <p>Extracción de lodos bastante compleja.</p> <p>Escape de microflóculos. Atascos en las tuberías de succión del lodo.</p> <p>Fallos en la estructura de soporte de las lamelas.</p>

Los rendimientos que se logran en un tratamiento fisicoquímico convencional se muestran en la Tabla 10.14.

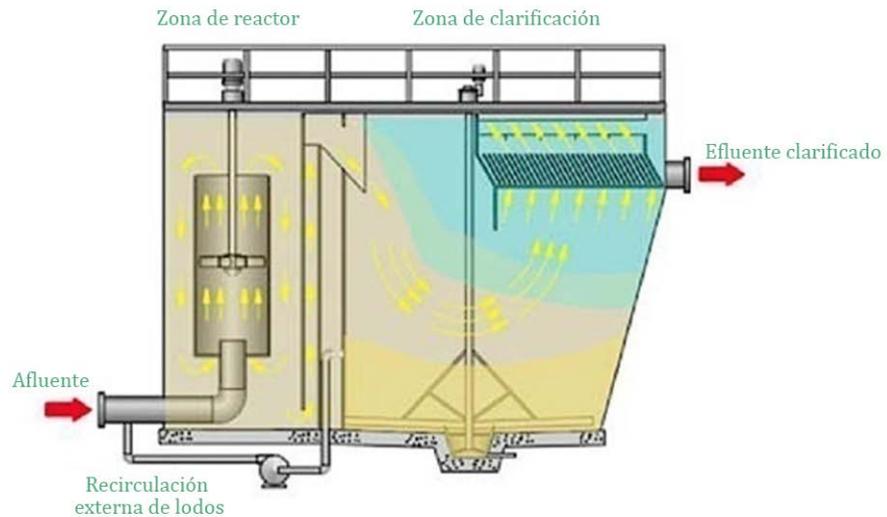
Tabla 10.14. Rendimientos de los tratamientos fisicoquímicos convencionales.

Parámetro	Rendimientos
Sólidos en suspensión	50 - 70%
Turbidez	30 - 50%
<i>E.coli</i>	1-2 u. log.

10.5.1.2 Sistemas avanzados con recirculación de lodos

Constituyen una modificación del proceso con sedimentación lamelar, en el que se incluye una etapa de recirculación a la zona de coagulación, de los lodos retenidos en la etapa de sedimentación (Figura 10.7).

Figura 10.7. Esquema de un tratamiento fisicoquímico con recirculación de lodos.



Su mayor rendimiento, en comparación con los procesos anteriores, compensa el incremento de los costos de operación y mantenimiento. Estos sistemas permiten alcanzar los rendimientos que se muestran en la Tabla 10.15.

Tabla 10.15. Rendimientos de los sistemas avanzados con recirculación de lodos.

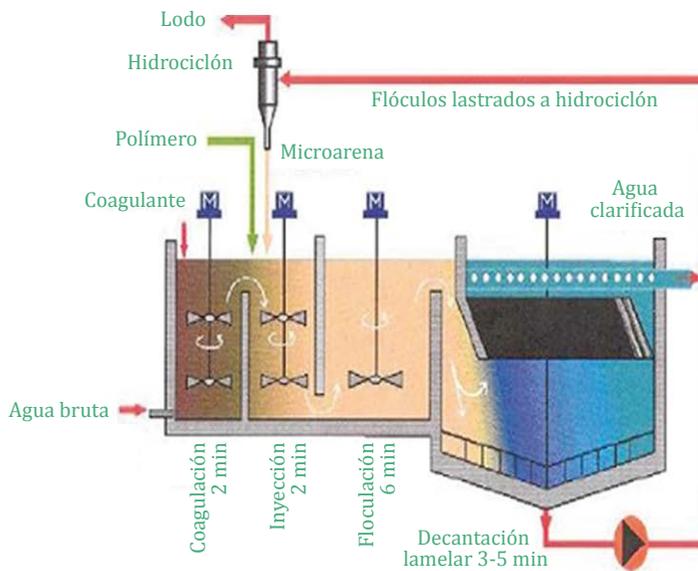
Parámetro	Valores de salida
Sólidos en suspensión	Hasta 4,5 mg/L
Turbidez	Hasta 1,7 UNT
DBO ₅	Hasta 4 mg/L

10.5.1.3 Sistemas avanzados con recirculación de arena

Estos sistemas, conocidos también como sedimentación lastrada, se diferencian de los anteriores por la dosificación de microarenas en una cuba intermedia entre la zona de coagulación y floculación. Esto permite incrementar el tamaño y cantidad de los flóculos y facilita, acelerando el proceso de sedimentación.

El agua se introduce en un sedimentador lamelar, en el que tiene lugar la separación sólido-líquido por acción de la gravedad. La mezcla lodo-microarenas se recicla hacia la línea de tratamiento de lodos. Un separador permite la recuperación de las microarenas, que vuelven a cabecera del tratamiento (Figura 10.8).

Figura 10.8. Esquema de un tratamiento fisicoquímico con recirculación de arena.



Los rendimientos que se logran en este tipo de tratamiento se muestran en la Tabla 10.16.

Tabla 10.16. Rendimientos de los tratamientos fisicoquímicos avanzados con recirculación de arena.

Parámetro	Rendimientos
Sólidos en suspensión	85 - 95%
Turbidez	80 - 90%
<i>E.coli</i>	≥ 2 u. log.

10.5.2 Filtración

El objetivo básico de la filtración en los procesos de regeneración se centra en la reducción de la concentración de sólidos en suspensión y del tamaño de estos en las aguas tratadas, para facilitar la etapa de desinfección posterior.

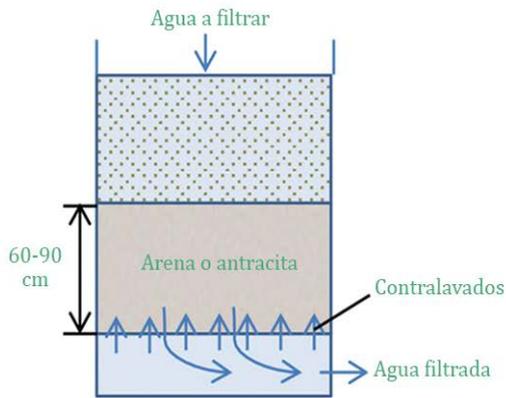
La filtración mejora la calidad de los efluentes, al hacer circular las aguas a regenerar a través de lechos porosos, compuesto por materiales que retienen las partículas sólidas, bien en su superficie, bien incorporadas en el interior de su estructura. El umbral de tamaño de los materiales eliminados se encuentra en las 10 μm , lo que permite la eliminación de los huevos de helmintos.

Dentro de la filtración, los procesos más habituales en regeneración de aguas son los siguientes:

10.5.2.1 Filtración por arena

Se distingue entre los filtros de arena por gravedad y los filtros de arena a presión. En los primeros las aguas a tratar percolan, en sentido descendente y por la acción de la gravedad, a través de un sustrato filtrante de arena y/o antracita, dispuestos en forma de monocapa, bicapa o multicapa, con un espesor total de 0,6-0,9 m (Figura 10.9).

Figura 10.9. Esquema y filtro de arena por gravedad.



Con este tipo de filtro se alcanzan los rendimientos que se recogen en la Tabla 10.17.

Tabla 10.17. Rendimientos de los filtros de arena por gravedad.

Parámetro	Valores de salida
Sólidos en suspensión	Hasta 2 mg/L
Turbidez	Hasta 0,2 UNT
DBO ₅	Hasta 3 mg/L
<i>E.coli</i>	Hasta 8.000 UFC/100 mL

En el caso de los filtros de arena a presión, el material filtrante (arena/antracita que descansa sobre una capa de grava), se dispone en el interior de un recipiente cerrado a presión. El agua a tratar se bombea a la parte superior del filtro, atraviesa el material filtrante en sentido descendente y se recoge en una tubería perforada inferior, que conduce las aguas filtradas al exterior (Figura 10.10). Con este tipo de filtro se alcanzan los rendimientos que se recogen en la Tabla 10.18.

Cuando se produce la colmatación del sustrato filtrante, se procede a su limpieza, haciendo circular agua filtrada en sentido ascendente, abriendo y cerrando las válvulas pertinentes (Figura 10.10).

Figura 10.10. Filtros de arena a presión.



Los rendimientos que se logran en este tipo de tratamiento se muestran en la Tabla 10.18.

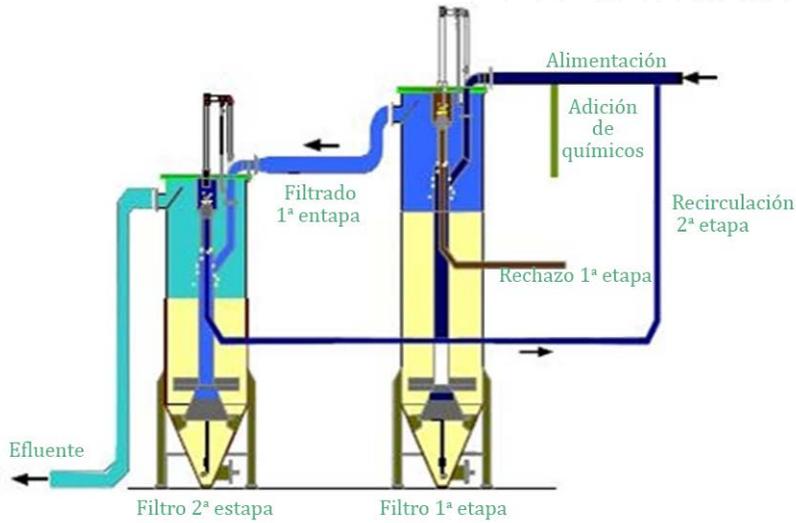
Tabla 10.18. Rendimientos de los filtros de arena a presión.

Parámetro	Valores de salida
Sólidos en suspensión	Hasta 3,5 mg/L
Turbidez	Hasta 0,6 UNT

10.5.2.2 Filtración por arena de doble etapa

En este proceso se emplean dos filtros de arena, dispuestos en serie. En el primero de ellos, previa adición de los reactivos pertinentes, tiene lugar la floculación, mientras que en el segundo se lleva a cabo la separación de los flóculos formados (Figura 10.11).

Figura 10.11. Esquema de filtros de arena de doble etapa.



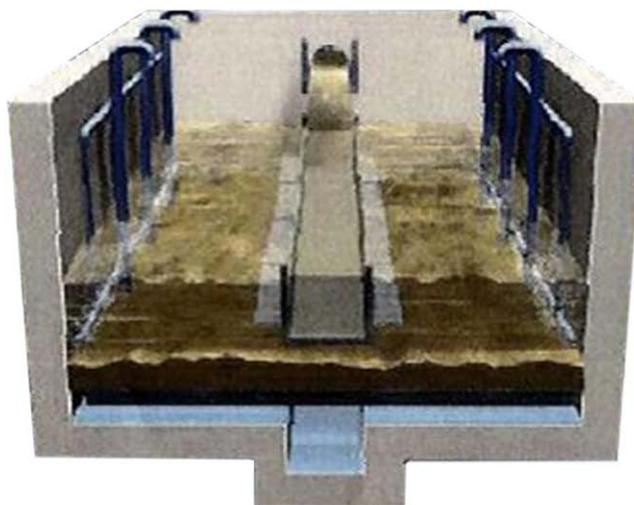
Este tipo de filtración permite alcanzar los rendimientos que se muestran en la Tabla 10.19.

Tabla 10.19. Rendimientos de los filtros de arena de doble etapa.

Parámetro	Valores de salida
Sólidos en suspensión	Hasta 7 mg/L
Turbidez	Hasta 1,2 UNT

10.5.2.3 Filtración por arena en lecho pulsante

En esta modalidad de filtración se recurre al empleo de una capa filtrante de mínima altura, a través de la que circula el agua a tratar y que se regenera constantemente mediante un sistema mecánico. La operación de este tipo de filtros está totalmente automatizada (Figura 10.12).

Figura 10.12. Esquema de filtros de arena en lecho pulsante.

Este tipo de filtración permite alcanzar los rendimientos que se muestran en la Tabla 10.20.

Tabla 10.20. Rendimientos de los filtros de arena en lecho pulsante.

Parámetro	Rendimientos
Sólidos en suspensión	50 - 70%
Turbidez	30 - 50%
<i>E.coli</i>	1-2 u. log.

10.5.2.4 Filtración por anillas

En este caso, el elemento filtrante está constituido por un cartucho de anillas ranuradas que se aprietan unas con otras, dejando pasar el agua y reteniendo aquellas partículas cuyo tamaño sea mayor al de paso entre las ranuras. En la operación de limpieza se separan las anillas y, mediante agua a presión, se arrastran las partículas retenidas. Finalizada la limpieza, las anillas vuelven a compactarse, para volver a filtrar de nuevo (Figura 10.13).

Este tipo de filtros se suelen diseñar para un tamaño máximo de paso de 25 μm .

Figura 10.13. Filtros de anillas.

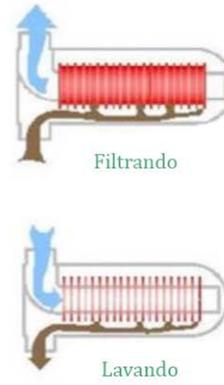
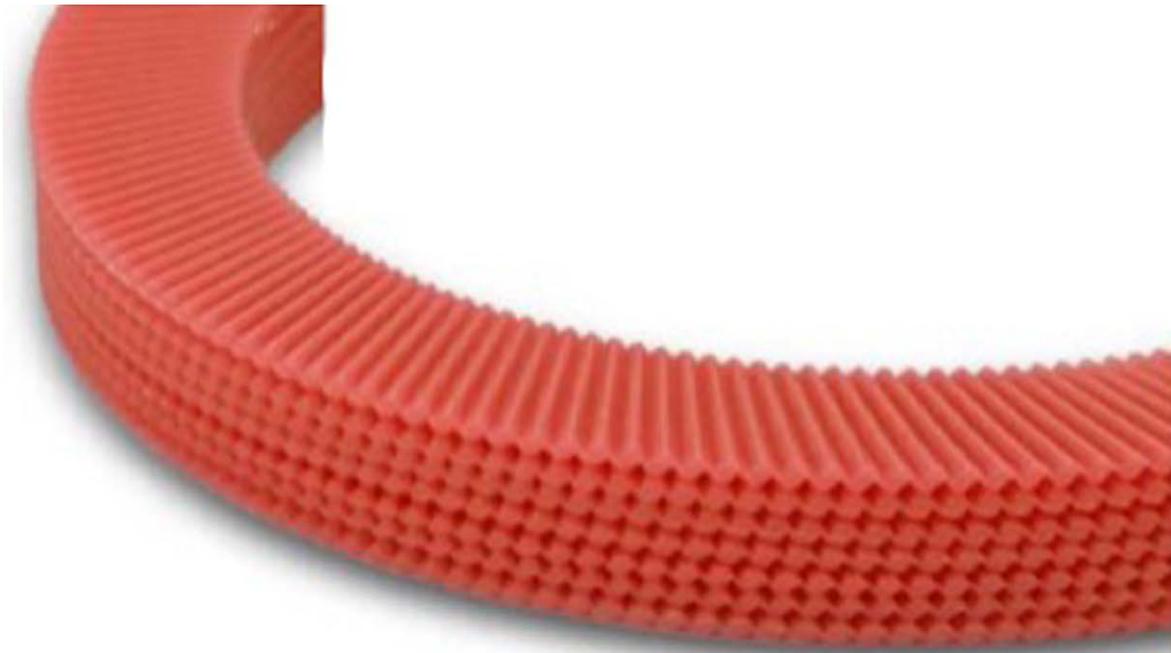


Figura 10.14. Detalle de las anillas.



La Tabla 10.21 muestra los rendimientos medios que se alcanzan con la aplicación de este tipo de filtros.

Tabla 10.21. Rendimientos de los filtros de anillas.

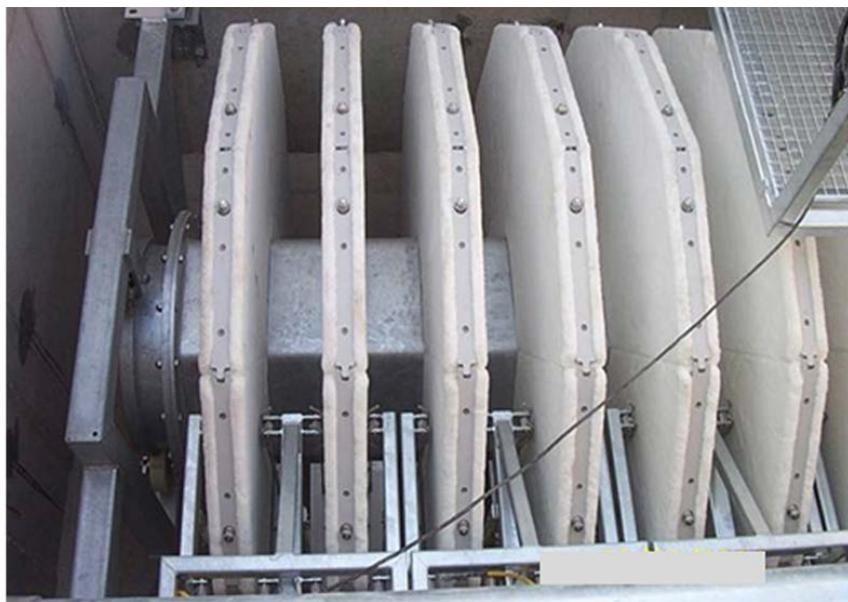
Parámetro	Valores de salida
Sólidos en suspensión	Hasta 2,4 mg/L
DBO ₅	Hasta 4 mg/L

10.5.3 Tamices

En regeneración de aguas suelen emplearse los tamices textiles y los filtros de discos. En el caso de los tamices textiles, en el interior de un tanque de almacenamiento se disponen discos paralelos verticales de un textil filtrante, atravesados todos ellos por un tubo central.

El agua a filtrar ingresa en el tanque de almacenamiento, atraviesa la tela filtrante, y las aguas filtradas se recogen en el tubo central, desde donde se evacuan al exterior (Figura 10.15). Como material filtrante se suele recurrir al empleo de poliéster con tamaños de poro de 10-30 μm .

Figura 10.15. Tamices textiles.



La Tabla 10.22 muestra los rendimientos medios que se alcanzan con la aplicación de este tipo de tamices.

Tabla 10.22. Rendimientos de los tamices textiles.

Parámetro	Valores de salida
Sólidos en suspensión	Hasta 4 mg/L
Turbidez	Hasta 5,7 UNT
DBO ₅	Hasta 8 mg/L

Los tamices de discos (Figura 10.16) son similares a los anteriores. En este caso, son varios discos textiles giratorios, dispuestos sobre una tubería central, por la que ingresan las aguas a filtrar.

La Tabla 10.23 muestra los rendimientos medios que se alcanzan con la aplicación de este tipo de tamices.

Figura 10.16. Tamices de discos.

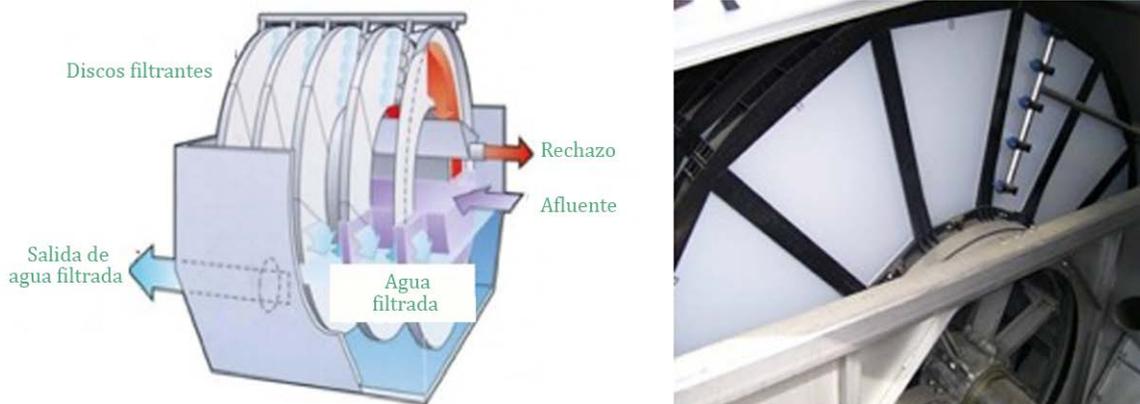


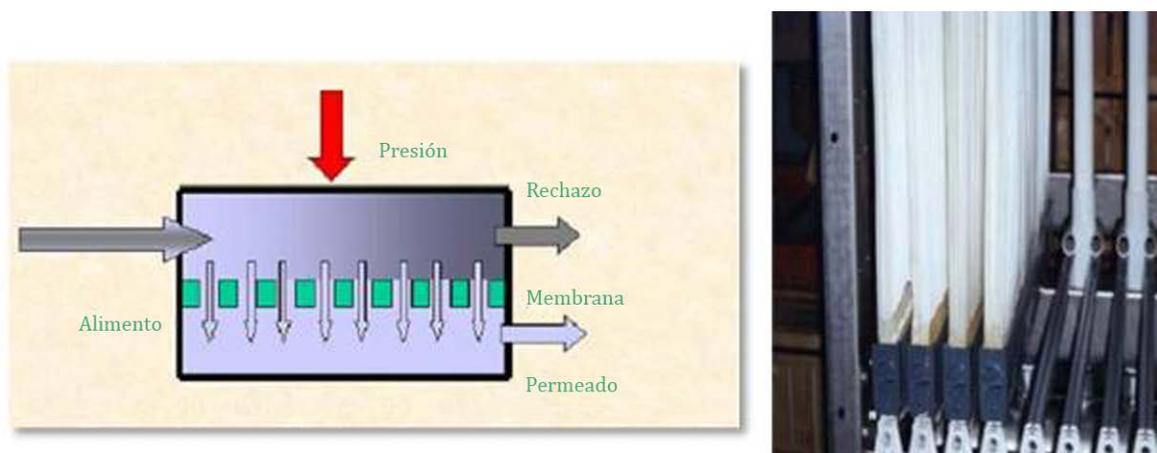
Tabla 10.23. Rendimientos de los tamices de discos.

Parámetro	Valores de salida
Sólidos en suspensión	Hasta 6 mg/L
Turbidez	Hasta 3,4 UNT
DBO ₅	Hasta 7 mg/L

10.5.4 Membranas

En el empleo de membranas para la regeneración de aguas residuales tratadas, según el tamaño de poro, se distingue entre: *microfiltración*, si el tamaño de paso está entre 0,1 y 0,2 μm y *ultrafiltración*, entre 0,01 y 0,1 μm . Dado el muy pequeño tamaño de paso, para el paso de las aguas a tratar a través de estas membranas se precisa de un sistema externo de presurización.

Figura 10.17. Membranas.



Los equipos de filtración por membranas requieren de un tratamiento previo, como puede ser una filtración por arena, para retardar su ensuciamiento.

La limpieza de las membranas se realiza mediante lavados en contracorriente, ciclos de relajación y aireación continuada a través de una parrilla colocada debajo de las membranas, en caso de las membranas de fibra hueca, y de aireación y ciclos de relajación en caso de las membranas planas.

La Tabla 10.24 muestra los rendimientos medios que se alcanzan con la aplicación de membranas de filtración.

Como se ha comentado con anterioridad, los procesos de regeneración basados en tecnologías naturales y los de desinfección se contemplan en detalle en el Capítulo 9 de la presente guía.

Tabla 10.24. Rendimiento de las membranas.

Parámetro	Valores de salida
Sólidos en suspensión	hasta 1 mg/L
Turbidez	hasta 0,5 UNT
DBO ₅	2,8 mg/L
<i>E.coli</i>	Hasta 22 UFC/100 mL

10.6 Esquema básico de un sistema de reúso

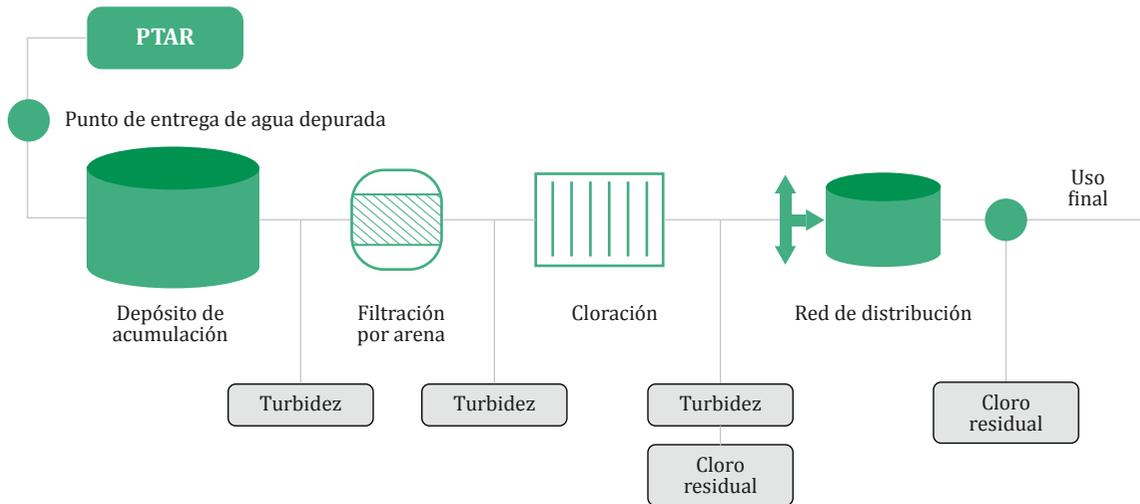
El esquema básico de un sistema de reúso recomendable para el entorno boliviano se muestra en la Figura 10.18. Se observa que, como etapa previa a la instalación de regeneración, es necesario disponer un depósito de acumulación del afluente procedente de la planta de tratamiento de aguas residuales. Su objetivo es doble: por una parte, sirve para laminar las posibles variaciones de caudal del efluente de la PTAR y, por otra, permite introducir al sistema de regeneración un agua con una calidad más constante.

Se recomienda disponer de un depósito de doble cámara, de forma que quede en reserva una de las cámaras, lo que permite que el depósito de acumulación siga funcionando mientras la primera cámara se limpia (operación que puede durar varios días).

Los problemas más comunes en estos depósitos de regulación son los habituales en depósitos abiertos, pueden aparecer o proliferar algas, por la presencia de nutrientes en las aguas tratadas y su tiempo de residencia en el depósito, hecho que puede reducirse empleando ultrasonidos o bien usando algún sistema de cubrimiento. Los tanques cerrados, por su parte, son más difíciles de limpiar.

El proceso básico de regeneración de las aguas tratadas consta de una etapa de filtración por arena, seguida de una de desinfección, mediante la adición de hipoclorito en un laberinto de cloración.

Figura 10.18. Esquema básico para el reúso de las aguas depuradas.



En la Figura 10.18 se muestran también los puntos de control de la calidad de las aguas objeto de tratamiento de regeneración. Los parámetros a controlar son:

- **La turbidez:** refleja el contenido de materias coloidales (minerales u orgánicas) donde suelen alojarse los microorganismos. Una turbidez excesiva puede proteger a los microorganismos de la desinfección, estimular la proliferación de bacterias y aumentar la demanda de cloro. Resulta fundamental medir este parámetro a la entrada de la estación regeneradora de agua, porque permite impedir que el agua residual depurada con valores inadecuados pueda entrar en el tratamiento de regeneración y ponga en riesgo los criterios de suministro del agua regenerada.
- **El cloro residual:** es fundamental medir este parámetro después del proceso de cloración y en puntos de la red de distribución de agua regenerada, de forma que persista la presencia de cloro hasta el punto de entrega para el uso final previsto.

Referencias bibliográficas

ANA (2012). Registro administrativo de autorizaciones de vertimientos y reúsos. Autoridad Nacional del Agua de Perú.

Asano, T., Burton, F., Leverenz, H., Tsuchihashi, R, y G. Tchobanoglous, G. (2006). Water reuse. Issues, technologies, and applications. New York: McGrawHill.

Cabero, M. (2017). Rentabilidad del reúso de Aguas Residuales en riego agrícola, Tarija.

C.E. (Comisión Europea) (2016). EU-level instruments on water reuse. Final report to support the Commission's impact assessment.

EPA (2004). Guidelines for water reuse. Washington, D.C: Environmental Protection Agency.

EPHC, NRMHC, AHMC (2006). National water quality management strategy. Australian guidelines for water recycling: managing health and environmental risks , (Phase 1).

FAO (2017). Reutilización de aguas para agricultura en América Latina y el Caribe. Estado, principios y necesidades. Editado por Javier Mateo Sagasta. Santiago de Chile: Organización de las Naciones Unidas por el Agua y la Agricultura.

France, M. (2017). Estudio de rentabilidad económica y social del reúso de aguas residuales tratadas en riego en los valles bajos de Cochabamba.

GW I (2012). Global Water and wastewater quality regulations 2012. » Global Water Intelligence, Oxford.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) (2008). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. » Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2008.

ISO 16075 (Organización Internacional de Normalización) (2015). Directrices para el uso de aguas residuales tratadas para proyectos de riego.

IWMI (International Water Management Institute) (2016). Recycling and reuse of treated wastewater in urban India. A proposed Advisory and Guidance Document.

Leguizamón, L. (2012). Producción de Aguas Servidas, Tratamiento y Uso en Paraguay. Informe Nacional.

Micheaux, Lafaye de. (2015). Review of draft Indian water legislation and comparison with the European Water Framework Directive. » European Commission, Luxembourg.

MARM (2010). Guía para la Aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas.

https://www.miteco.gob.es/es/agua/publicaciones/GUIA%20RD%201620_2007__tcm30-213764.pdf

MMaYA (2013). Sistematización sobre tratamiento y reúso de aguas residuales. Cooperación alemana, GIZ ISBN: 978-99974-807-2-9.

Moscoso, J. (2016). Manual de buenas prácticas para el uso seguro y productivo de las aguas residuales domésticas. » Autoridad Nacional del Agua y FAO.

OMS (2006). Directrices para el uso seguro de aguas residuales, excretas y aguas grises.

OMS-UNICEF (2015). Progress on Sanitation and Drinking Water (2015) update and MDG assessment. Organización Mundial de la Salud (UNICEF).

OMS (2016). Planificación de la seguridad del saneamiento. Manual para el uso y la disposición seguros de aguas residuales, aguas grises y excretas.

<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/250331/9789243549248-spa.pdf;jsessionid=FD45A484B0129AEED2E3FB14090A5FFD?sequence=1>

OMS (2016). WHO guidelines for de safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 1. Policy and regulatory aspects.

https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/78265/9241546824_eng.pdf

SNIS (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento) (2014). Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos. Brasil.

SUNASS (2015). Diagnostico de las Plantas de tratamiento de Aguas Residuales en el Ambito de Operacion de las Entidades Prestadoras de Servicios de Saneamiento.» Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento.

UNESCO (2016). The United Nations World Water Development Report 2016: Water and Jobs.

UN-Water (2013). Uso seguro de las aguas residuales en la agricultura.

<http://www.un.org/en/sections/issues-depth/water/>

Capítulo 11

Tratamiento de lodos



Capítulo 11

Tratamiento de lodos

Dentro de una PTAR los lodos se originan, fundamentalmente, en los tratamientos primarios y secundarios de la Línea de Agua. En ambos casos se trata de un residuo líquido, con un contenido en agua superior al 95% (por lo que ocupa un volumen muy importante), y de naturaleza putrescible. Estas características de los lodos producidos en el tratamiento de las aguas residuales urbanas hacen que sea necesario someterlos a un conjunto de tratamientos que permitan su evacuación y disposición final de manera segura, tanto desde el punto de vista sanitario, como medioambiental. Estos tratamientos persiguen los siguientes objetivos:

- Reducir el volumen ocupado por los lodos, mediante su concentración y la eliminación parcial del agua que contienen.
- Estabilizar los lodos para evitar problemas de fermentación y putrefacción.
- Conseguir una textura de los lodos que los haga manejables y faciliten su transporte.
- Eliminar la mayor parte de los organismos patógenos presentes en los lodos para posibilitar su reúso, minimizando los riesgos sanitarios.

En lo referente a la normativa boliviana en materia de lodos, el Reglamento de la Contaminación Hídrica, en su Artículo 68, establece que: *“los fangos o lodos producidos en las plantas de tratamiento de aguas residuales que hayan sido secados en lagunas de evaporación, lechos de secado o por medios mecánicos, serán analizados y en caso de que satisfagan lo establecido para uso agrícola,*

deberán ser estabilizados antes de su uso o disposición final, todo bajo control de la Prefectura”.

En este capítulo se aborda, en primer lugar, la producción y las características de los lodos que se generan en las diferentes líneas de tratamiento presentadas en el Capítulo 5. Posteriormente, se analizan las diferentes tecnologías seleccionadas para el tratamiento de los lodos y, finalmente, se evalúan las líneas de tratamiento de lodos propuestas.

11.1 Producción y características de los lodos

La cantidad de los lodos generados en el tratamiento de las aguas residuales depende de la concentración de los sólidos sedimentables presentes en ellas, del grado de contaminación biodegradable que entra diariamente a la PTAR (dado que la mayor parte de esta contaminación se transforma biológicamente en lodos) y del tipo de tratamiento al que se someten las aguas residuales.

Los distintos hábitos de los habitantes, la climatología, la componente industrial y el propio urbanismo de las cuencas de recogida de las aguas, implican unos perfiles muy diferentes de los lodos, tanto desde el punto de vista de su cantidad, como del de su contenido orgánico y su contaminación, especialmente en los lodos que se generan en los tratamientos primarios. La Tabla 11.1 cuantifica la producción de lodos (expresada en gramos de materia seca por habitante y día y en litros por habitante y día), obtenida en los dimensionamientos básicos realizados.

Tabla 11.1. Producción de lodos en las distintas líneas de tratamiento de aguas residuales urbanas.

Líneas de tratamiento	Zonas ecológicas	Unidades	Habitantes					
			1.000	2.000	5.000	10.000	25.000	50.000
Tanques Imhoff + Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente (FAFA) + Lagunas Facultativas	Valles y Llanos	g m.s./hab/d	20,5	24,5				
		%	5	5				
		L/hab/d	0,41	0,49	-	-	-	-
Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA) + Lagunas Facultativas	Valles y Llanos	g m.s./hab/d	8,3	9,9	10,4	11,1	14,7	16,5
		%	5	5	5	5	5	5
		L/hab/d	0,17	0,20	0,21	0,22	0,29	0,33

Lagunas de Estabilización	Altiplano	g m.s./hab/d	5,5	7,0	7,9	9,2	9,7	11,0
		%	7	7	7	7	7	7
		L/hab/d	0,08	0,10	0,11	0,13	0,14	0,16
	Valles y Llanos	g m.s./hab/d	7,7	9,2	9,7	10,3	10,8	12,1
		%	7	7	7	7	7	7
		L/hab/d	0,11	0,13	0,14	0,15	0,15	0,17
Tanques Imhoff + Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial (Horizontal y Vertical)	Altiplano	g m.s./hab/d	10,5	13,4	15,1	-	-	-
		%	5	5	5	-	-	-
		L/hab/d	0,21	0,27	0,30	-	-	-
	Valles y Llanos	g m.s./hab/d	14,7	17,6	18,5	-	-	-
		%	5	5	5	-	-	-
		L/hab/d	0,29	0,35	0,37	-	-	-
Lombrifiltros ¹			-	-	-	-	-	-
Tanques Imhoff + Filtros Percoladores	Altiplano	g m.s./hab/d	18,5	23,7	26,6	31,1	-	-
		%	5	5	5	5	-	-
		L/hab/d	0,37	0,47	0,53	0,62	-	-
Sedimentadores Primarios + Filtros Percoladores	Altiplano	g m.s./hab/d	-	-	-	-	33,5	38,1
		%	-	-	-	-	3	3
		L/hab/d	-	-	-	-	1,12	1,27
Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA) + Filtros Percoladores	Valles y Llanos	g m.s./hab/d	10,3	12,3	12,9	13,8	17,6	19,7
		%	5	5	5	5	5	5
		L/hab/d	0,21	0,25	0,26	0,28	0,35	0,39
Tanques Imhoff + (Contactores Biológicos Rotativos (CBR))	Altiplano	g m.s./hab/d	18,5	23,7	26,6	31,1	-	-
		%	5	5	5	5	-	-
		L/hab/d	0,37	0,47	0,53	0,62	-	-
Sedimentadores Primarios + Contactores Biológicos Rotativos (CBR)	Altiplano	g m.s./hab/d	-	-	-	-	33,5	38,1
		%	-	-	-	-	3	3
		L/hab/d	-	-	-	-	1,12	1,27
Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA) + Contactores Biológicos Rotativos (CBR)	Valles y Llanos	g m.s./hab/d	10,3	12,3	12,9	13,8	17,6	19,7
		%	5	5	5	5	5	5
		L/hab/d	0,21	0,25	0,26	0,28	0,35	0,39
Aireaciones Extendidas	Altiplano	g m.s./hab/d	19,5	24,9	28,0	32,7	34,3	38,9
		%	1	1	1	1	3	3
		L/hab.d	1,95	2,49	2,80	3,27	1,14	1,30
	Valles y Llanos	g m.s./hab/d	27,3	32,7	34,3	36,6	38,2	42,8
		%	1	1	1	1	3	3
		L/hab.d	2,73	3,27	3,43	3,66	1,27	1,43

¹Los Lombrifiltros no generan lodos, sino humus.

Todas las líneas de tratamiento propuestas generan lodos estabilizados, salvo los Filtros Percoladores y los Contactores Biológicos Rotativos cuando se aplican a poblaciones por encima de los 20.000 habitantes y operan con Sedimentadores Primarios, dado que en estos casos no se cuenta con un tratamiento anaerobio en cabecera que posibilite la digestión de los lodos extraídos de los sedimentadores secundarios (Tabla 11.2). Para la estabilización de estos lodos se propone el empleo de Lagunas Anaerobias, como paso previo a su deshidratación

Tabla 11.2. Estabilización de los lodos en las líneas de tratamiento propuestas.

Líneas de tratamiento	Lodos estabilizados(SÍ/NO)
Tanques Imhoff + Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente (FAFA) + Lagunas Facultativas	SÍ
Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA)+ Lagunas Facultativas	SÍ
Lagunas de Estabilización	SÍ
Tanques Imhoff + Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial (Horizontal y Vertical)	SÍ
Tanques Imhoff + Filtros Percoladores	SÍ
Sedimentadores Primarios + Filtros Percoladores	NO
Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA) + Filtros Percoladores	SÍ
Tanques Imhoff + Contactores Biológicos Rotativos (CBR)	SÍ
Sedimentadores Primarios + Contactores Biológicos Rotativos (CBR)	NO
Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA) + Contactores Biológicos Rotativos (CBR)	SÍ
Aireaciones Extendidas	SÍ

11.2 Tecnologías de tratamiento

Como se ha comentado con anterioridad, los lodos en exceso que se generan en las PTAR deben someterse a una serie de tratamientos para: reducir su volumen, minimizar el riesgo de putrefacción, facilitar su transporte y minimizar los riesgos sanitarios durante su manejo y reúso.

Para reducir el volumen de los lodos se recurre al *espesamiento* de los mismos. Para minimizar los riesgos de putrefacción los lodos se someten a procesos de *estabilización*, que pueden transcurrir, principalmente, tanto vía aerobia, como anaerobia. La *deshidratación* de los lodos permite que estos adquieran una textura que facilite su manejo y transporte. Generalmente, antes de la etapa de deshidratación de los lodos se recurre a su *acondicionamiento*, al objeto de facilitar su secado, Cuanto mayor sea la eficiencia de estos tratamientos, menores serán los costos de transporte y disposición final de los lodos.

En el ámbito de la presente guía se han seleccionado los siguientes tratamientos de lodos:

- Espesamiento por gravedad
- Estabilización vía aerobia y anaerobia
- Estabilización con cal
- Acondicionamiento
- Deshidratación: Centrífugas, Filtros Banda, Lechos de Secado y Humedales Artificiales

que se describen a continuación, incidiendo más en aquellos que se consideran de mayor aplicación en Bolivia.

Las líneas de tratamiento de aguas residuales, propuestas en el Capítulo 7, requieren diferentes tratamientos de lodos, tal y como se recoge en la Tabla 11.3.

Tabla 11.3. Tratamiento de lodos en las diferentes líneas de tratamiento propuestas.

Líneas de tratamiento	ESP.	EST.	DES.
Tanques Imhoff + Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA) + Lagunas Facultativas	NO	NO	SÍ
Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA) + Lagunas Facultativas	NO	NO	SÍ
Lagunas de Estabilización	NO	NO	SÍ
Tanques Imhoff + Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial (Horizontal y Vertical)	NO	NO	SI
Lombrifiltros	NO	NO	NO
Tanques Imhoff + Filtros Percoladores	NO	NO	SÍ
Sedimentadores Primarios + Filtros Percoladores	NO ¹	SI	SÍ
Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA) + Filtros Percoladores	NO	NO	SÍ
Tanques Imhoff + Contactores Biológicos Rotativos (CBR)	NO	NO	SÍ
Sedimentadores Primarios + Contactores Biológicos Rotativos (CBR)	NO ¹	SI	SÍ
Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA) + Contactores Biológicos Rotativos (CBR)	NO	NO	SÍ
Aireaciones Extendidas	SI ²	NO	SÍ

ESP.: espesamiento; EST.: estabilización; DES.: deshidratación.¹Los lodos se envían a digestores en frío (Lagunas Anaerobias) para su estabilización. En estos digestores también se dan fenómenos de espesamiento.²En PTAR que den servicio a poblaciones mayores de 20.000 habitantes.

11.2.1 Espesamiento de lodos

Dentro de la Línea de Lodos, el espesamiento es el proceso que tiene como objetivo la reducción del volumen de estos residuos, mediante su concentración por eliminación parcial del agua que contienen.

El interés primordial de este proceso radica en incrementar la eficacia y economía de los procesos posteriores de tratamiento de lodos, al disminuir considerablemente los volúmenes a manejar. A modo de ejemplo, el espesamiento de un lodo que presente una concentración del 0,5% hasta alcanzar un 4%, supone la reducción de ocho veces su volumen.

Son tres los tipos básicos de espesamiento:

- **Espesamiento por gravedad:** la concentración del lodo se obtiene por la acción exclusiva de la fuerza de gravedad.
- **Espesamiento por flotación:** mediante la aportación de microburbujas de aire, que se adhieren a los lodos, se logra que su densidad sea inferior a la del agua, retirándose los lodos concentrados por la parte superior del espesador.
- **Espesamiento mecánico:** se recurre al incremento de las fuerzas gravitacionales para incrementar la concentración de los lodos. Esto se puede conseguir mediante:
 - Centrífugas espesadoras: que emplean la fuerza centrífuga para acelerar la separación entre las fases sólida y líquida del lodo.
 - Tambores espesadores: concentran los sólidos al someter al lodo a un movimiento rotatorio continuo mediante un tornillo.
 - Mesas espesadoras: la separación del agua del lodo se produce por gravedad, al depositarlo sobre una cinta porosa.

El método de espesamiento a emplear en cada caso viene condicionado por: el volumen de lodos a espesar y el origen de los lodos; la concentración a alcanzar en los lodos espesados; el tipo de tratamientos posteriores y el espacio y los recursos humanos y económicos disponibles.

En el ámbito de aplicación de la presente guía se estima, como más recomendable, recurrir al espesamiento por gravedad de los lodos en exceso, por su mayor simplicidad y por sus menores costos de operación y mantenimiento.

11.2.1.1 Espesamiento de lodos por gravedad

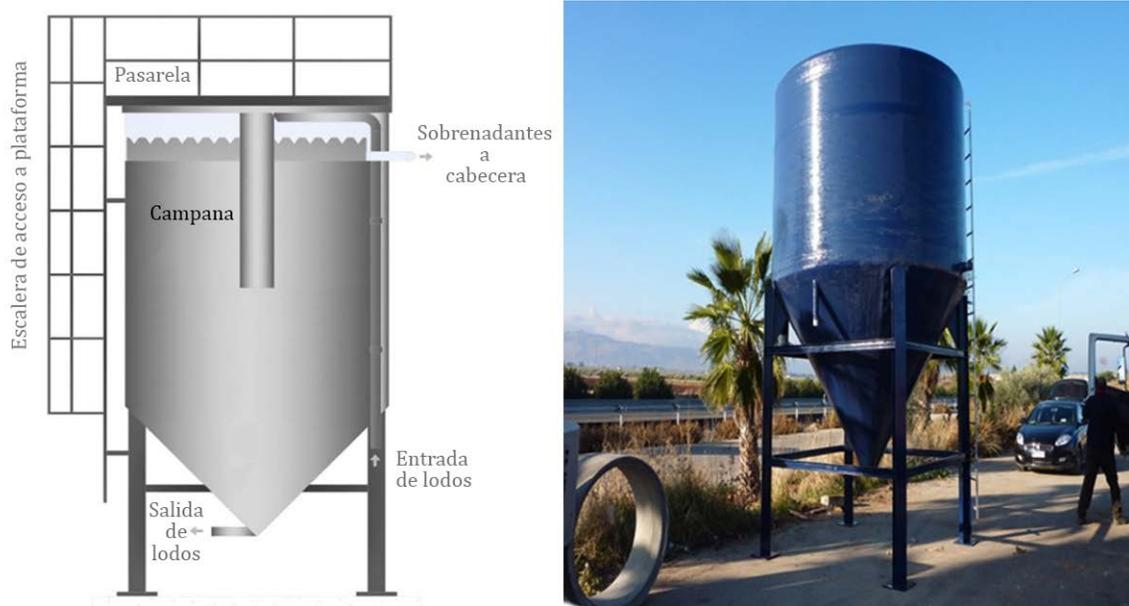
Un espesador por gravedad opera de forma similar a un sedimentador primario. La alimentación de lodos se efectúa de abajo hacia arriba, por la parte central del espesador, descargando en una campana, que sirve como zona de tranquilización y como sistema de reparto.

Los sólidos van sedimentando en el fondo del espesador y se compactan para concentrarse, inducidos por la fuerza de la gravedad. El agua sobrenadante se recoge desde la parte superior del espesador, mediante un vertedero perimetral, y se envía a la Línea de Agua para su tratamiento.

Los espesadores por gravedad se emplean para el espesamiento de lodos procedentes de tratamientos primarios, lodos procedentes de procesos de biopelícula (Filtros Percoladores, CBR) y lodos mixtos, y no suelen utilizarse en el caso de los lodos procedentes de procesos de Lodos Activados, dado que estos lodos decantan lentamente y oponen gran resistencia a su compactación. Además, tienden a flotar por efecto del aire que se les ha aportado en los reactores biológicos y por los gases producidos por la propia actividad biológica. Para evitar esto, este tipo de lodos se suelen espesar por flotación, o mezclados con lodos primarios.

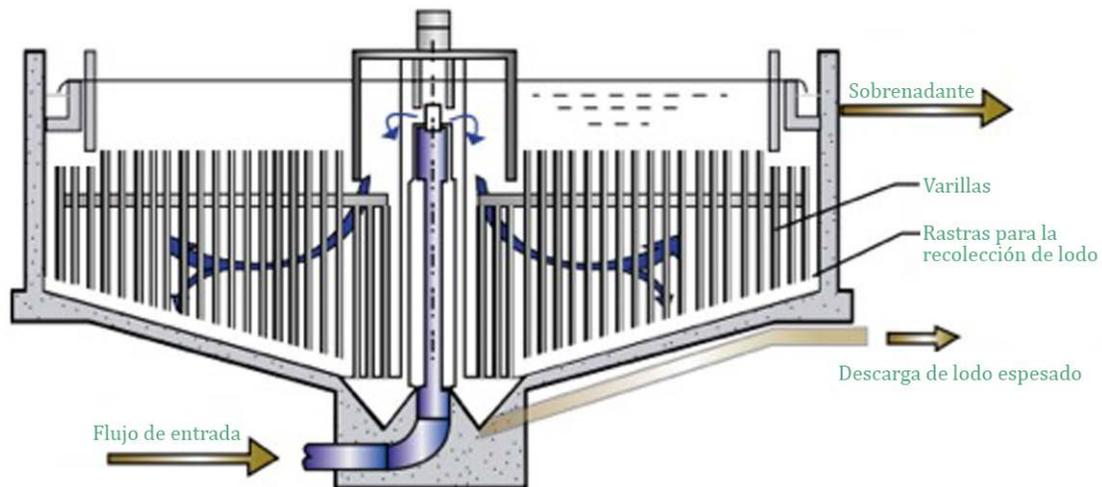
Dependiendo de que el espesador disponga o no en su parte inferior de rasquetas, que van dirigiendo los lodos concentrados hacia la zona de recogida y evacuación, se distingue entre espesadores por gravedad dinámicos y estáticos, estando estos últimos especialmente recomendados para PTAR de tamaño pequeño-medio (Figura 11.1).

Figura 11.1. Espesador por gravedad estático.



En el caso de los espesadores dinámicos, el mecanismo giratorio, provisto de rasquetas de fondo, cuenta también con un conjunto de piquetas verticales, cuya función es homogeneizar la masa y facilitar que se desprenda el agua intersticial y los gases ocluidos en los lodos, para favorecer la compactación de los mismos (Figura 11.2).

Figura 11.2. Espesador por gravedad dinámico (Mijaylova, 1999).



Dimensionamiento

Para el dimensionamiento de los espesadores por gravedad se emplean los parámetros siguientes:

- Carga de sólidos
- Carga hidráulica (o velocidad ascensional)
- Altura útil del espesador
- Tiempo de retención hidráulica (TRH)

La *carga de sólidos* constituye el parámetro crítico en el dimensionamiento de un espesador por gravedad y viene dada por la expresión:

$$C_s = \frac{Q_i \cdot X}{S}$$

Donde:

C_s : carga de sólidos (kg/m²/d)

Q_i : caudal de lodos a espesar (m³/d)

X : concentración de los lodos a espesar (kg/m³)

S : superficie de la sección del espesador (m²)

La Tabla 11.4 recoge los valores recomendados de carga de sólidos para el dimensionamiento de los espesadores de lodos por gravedad, en función del tipo de lodos (Sobrados, 2018a).

Tabla 11.4. Valores recomendados de la carga de sólidos en función del tipo de lodos.

Tipo de lodo	Concentración del lodo (%)	Concentración esperada tras el espesamiento (%)	Carga de sólidos (kg/m ² /d)
Primarios	2 - 7	5 - 10	100 - 145
Aireación Extendida	0,2 - 1,5	2 - 3	25 - 30
Filtros Percoladores	1 - 4	3 - 6	35 - 50
Primarios + Filtros Percoladores	2 - 6	4 - 9	55 - 100

La *carga hidráulica* (o *velocidad ascensional*), con la que opera un espesador por gravedad, se determina haciendo uso de la expresión:

$$C_h = \frac{Q_i}{S}$$

Donde C_h es la carga hidráulica (velocidad ascensional) ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{d}$, m/d).

Los valores recomendados de carga hidráulica oscilan entre 10-20 m/d , en el caso de lodos primarios, y entre 4-8 m/d para los lodos procedentes de sedimentadores secundarios (Sobrados, 2018a).

Cargas hidráulicas demasiado altas pueden provocar que se escapen lodos en el sobrenadante, mientras que cargas demasiado bajas pueden originar ambientes anaerobios en el fondo del espesador, como consecuencia de los elevados tiempos de retención de sólidos en el mismo.

En lo referente a la *altura útil*, en los espesadores por gravedad la lámina de agua presenta una altura del orden de 3-4 m.

El *tiempo de retención hidráulica* (TRH) con el que trabajan los espesadores por gravedad, viene definido por:

$$TRH = \frac{V}{Q_i}$$

Donde:

TRH: tiempo de retención hidráulica (h)

V: volumen útil del espesador por gravedad (m^3)

En lodos no estabilizados es necesario asegurar que el TRH no supera las 10 horas, para evitar que se originen condiciones de anaerobiosis (Sobrados, 2018a).

Otro aspecto importante a considerar, en el dimensionamiento de los espesadores por gravedad, es el hecho de que los sobrenadantes presentan una carga orgánica muy elevada, que puede suponer hasta el 20% de la carga total afluente a la PTAR (Sobrados, 2018a), por lo que hay que tener en cuenta esta carga a la hora del diseño de la Línea de Agua, aconsejándose que la incorporación

de estos sobrenadantes al tratamiento se lleve a cabo de forma uniforme a lo largo del tiempo.

Procedimiento de dimensionamiento

Se detallan, a continuación, las distintas etapas que forman parte del dimensionamiento de un espesador por gravedad:

1.- Determinación de la superficie del espesador por gravedad para cumplir el requisito de carga sólidos

Definida la carga de sólidos (C_s) con la que operará el espesador (de acuerdo con la Tabla 11.4), la superficie de su sección horizontal viene dada por:

$$S = \frac{Q_l \cdot X}{C_s}$$

2.- Determinación de la carga hidráulica para la superficie obtenida

Para la superficie (S) obtenida en el paso anterior, debe calcularse la carga hidráulica con la que operará el espesador, mediante:

$$C_h = \frac{Q_l}{S}$$

Si el valor que se obtenga de la carga hidráulica no cumple con lo recomendado (10-20 m/d para lodos primarios y 4-8 m/d para los lodos secundarios), debe recalcularse la superficie del espesador para que se cumpla este requisito.

3.- Determinación del tiempo de retención hidráulica

A partir de la superficie anteriormente calculada y de la altura útil que se seleccione para el espesador, se procede a determinar su volumen útil. Este volumen se emplea para determinar el TRH con el que trabajará el espesador, mediante la expresión:

$$TRH = \frac{V}{Q_l}$$

Si el valor que se obtenga de TRH queda fuera de las recomendaciones establecidas, se procederá a modificar la superficie o la altura útil del espesador, para poder cumplirlas.

Características de los espesadores por gravedad

El rendimiento que se logra en un proceso de espesamiento se puede medir en función de la concentración obtenida en el lodo, o como la relación existente entre los sólidos que escapan en el sobrenadante y los sólidos totales que se introducen al espesador. Un espesador bien operado presenta valores de recuperación de sólidos del orden del 95%.

Las concentraciones de lodos que se alcanzan en los espesadores por gravedad, en función del origen de estos lodos, se muestran en la Tabla 11.4.

En lo referente a la influencia de la climatología, las temperaturas elevadas favorecen el desarrollo de reacciones de degradación anaerobias en el interior de los espesadores, con la consiguiente generación de biogás, lo que provoca el ascenso del manto de lodos. Es por ello, que se recomienda disminuir la alimentación al espesador cuando se dan temperaturas por encima de los 20 °C (*Sobrados, 2018a*).

La altitud no tiene influencia reseñable en el comportamiento de los espesadores por gravedad.

Los espesadores por gravedad toleran mal las variaciones importantes de caudal en la alimentación de lodos, recomendándose que esta alimentación se lleve a cabo de forma continua y, en el caso de que esto no sea factible, debería ser lo menos esporádica posible.

En lo referente a los impactos medioambientales:

- La generación de ruidos es nula en los espesadores por gravedad estáticos y muy reducida en los dinámicos, por la escasa potencia de los equipos electromecánicos implantados.
- Posible generación de olores desagradables, como consecuencia del desarrollo en los lodos de procesos de degradación anaerobios.

- Ejercen un notable impacto visual negativo, debido su altura y al disponerse, generalmente, elevados sobre el terreno.

Entre las ventajas de los espesadores por gravedad cabe destacar:

- Bajo o nulo consumo de energía, según se empleen espesadores por gravedad dinámicos o estáticos.
- Simplicidad operativa, en comparación con los sistemas mecánicos de espesamiento de lodos.
- Bajos requisitos de superficie, aunque mayores que los de los espesadores mecánicos.

Y entre sus inconvenientes:

- Los sobrenadantes presentan una elevada carga orgánica, por lo que la Línea de Agua debe dimensionarse con la capacidad suficiente para poder absorberlos sin alterar su funcionamiento.
- Posible generación de olores desagradables, por lo que se aconseja cubrirlos.

Dados los escasos requisitos de superficie para su construcción, y que generalmente se disponen elevados sobre el terreno, las características del terreno disponible para su construcción ejercen una escasa influencia a la hora de su selección.

Características constructivas

El confinamiento

- Los espesadores por gravedad presentan, generalmente, forma cilíndrica, recurriéndose para su construcción al empleo de hormigón armado, en el caso de los espesadores de mayor tamaño, y de PRFV para los más pequeños.
- En los espesadores por gravedad dinámicos la lámina de agua presenta una altura de 3-4 m, con diámetros que llegan a superar los 20 m,

mientras que en los espesadores estáticos la altura total llega a superar los 6 m, con diámetros en torno a los 2 m.

- El fondo de los espesadores dinámicos presenta pendientes del orden del 10% hacia la poceta de evacuación de los lodos concentrados. En el caso de los espesadores estáticos, al no contar con rasquetas de fondo, estas pendientes son mucho más pronunciadas (50°-60°).
- Para evitar la posible emisión de malos olores, es conveniente cubrir los espesadores. La cubierta debe de ser estanca y preferiblemente desmontable, para facilitar las labores de mantenimiento.
- Debido a los gases corrosivos que se desprenden en el proceso de espesamiento de lodos, todos los materiales que se empleen en la construcción de los espesadores deberán contar con la preceptiva protección.

Los elementos de entrada y salida

- La alimentación a los espesadores se efectúa de abajo hacia arriba, por su parte central, descargando los lodos en una campana, que sirve como sistema de reparto y zona de tranquilización. La altura de esta campana no debe perturbar la zona de compactación de lodos.
- El agua sobrenadante se recoge desde la parte superior del espesador mediante el uso de un vertedero perimetral, provisto de deflector (hundido en el agua unos 20 cm), conduciéndose a la Línea de Agua para su tratamiento.
- La extracción de lodos desde la poceta central puede realizarse por gravedad (mediante válvulas), o por aspiración directa mediante bombas.
- Los lodos espesados pueden bombearse por métodos similares a los del agua.
- Aunque se prevea una extracción de lodos espesados en continuo, el espesador debe contar con la posibilidad de que esta extracción se haga de forma temporizada y, a ser posible, que se pueda realizar a diferentes alturas.

El mecanismo de limpieza del fondo en los espesadores dinámicos

- Suele estar constituido por un mecanismo giratorio de accionamiento central, dotado de doble brazo diametral.
- Es aconsejable instalar un sistema automático de elevación de las rasquetas, lo que es muy útil en la puesta en marcha del espesador y, sobre todo, después de paradas prolongadas.

Operación y mantenimiento

- Las labores de operación y mantenimiento de los espesadores por gravedad son simples, si bien, en el caso de los espesadores dinámicos, por los equipos electromecánicos instalados, se precisa la presencia de operadores cualificados.
- Lo ideal sería alimentar el espesador con lodos previamente tamizados, para evitar la entrada al mismo de materiales fibrosos, que pueden entorpecer el proceso de espesamiento.
- Se aconseja que la alimentación al espesador sea continua y, en el caso de que no sea así, debería ser lo menos esporádica posible. Con una alimentación continua y una carga hidráulica adecuada, se obtiene un manto de lodos estable y además se reducen los posibles problemas de estratificación y la gasificación de los lodos, con lo que se evita que estos floten. La eficacia de un espesador de gravedad va asociada a un bajo caudal de alimentación durante largos periodos de tiempo.
- La altura del manto de lodos en el interior del espesador es uno de los principales parámetros de control de este proceso. Si se incrementa el caudal de alimentación, disminuirá la altura de este manto, lo que conlleva un bajo tiempo de residencia de sólidos, una mayor cantidad de sólidos que escapan con el sobrenadante y una menor concentración de los lodos, aunque este problema puede solventarse, o al menos paliarse en parte, si el espesador cuenta con una zona de resguardo suficiente que permita absorber cargas de lodos inesperadas.
- Por el contrario, un manto de lodos con demasiada altura dará lugar a un mayor tiempo de retención y una concentración de lodos más alta. Sin embargo, esto podría originar el establecimiento de condiciones

anaerobias, que conllevan la producción de biogás, que podría hacer flotar el lodo y generar un sobrenadante muy cargado. Un espesador bien operado suele presentar una recuperación de sólidos del 95%.

- Finalmente, debe controlarse el tiempo de retención de sólidos (TRS), que está relacionado con la cantidad de lodos espesados que se extraen directamente del espesador y con la concentración de los mismos, y que se determina mediante la expresión:

$$TRS = \frac{V \cdot X_e}{Q_{te} \cdot X_{le}}$$

Donde:

TRS: tiempo de retención de sólidos (TRS) (h)

V: volumen útil del espesador (m³)

X_e: concentración de los lodos en el espesador (kg/m³)

Q_{te}: caudal de lodos extraídos (m³/h)

X_{le}: concentración de los lodos espesados extraídos (kg/m³)

Este tiempo de retención de sólidos puede variar de 1 a 2 días para un lodo primario, dependiendo de la temperatura. En el caso de lodos mixtos, este rango oscila entre 18-30 horas (de acuerdo con la temperatura). Altos tiempos de retención pueden dar lugar a condiciones anaerobias en el espesador y, por tanto, a la disminución de la calidad, tanto del lodo espesado como del sobrenadante.

11.2.2 Estabilización de lodos

La estabilización de los lodos en exceso, que se generan en los procesos de tratamiento biológico de las aguas residuales urbanas, tiene como objetivo básico disminuir la componente orgánica de los mismos, con el fin de minimizar el riesgo de que se originen procesos de putrefacción.

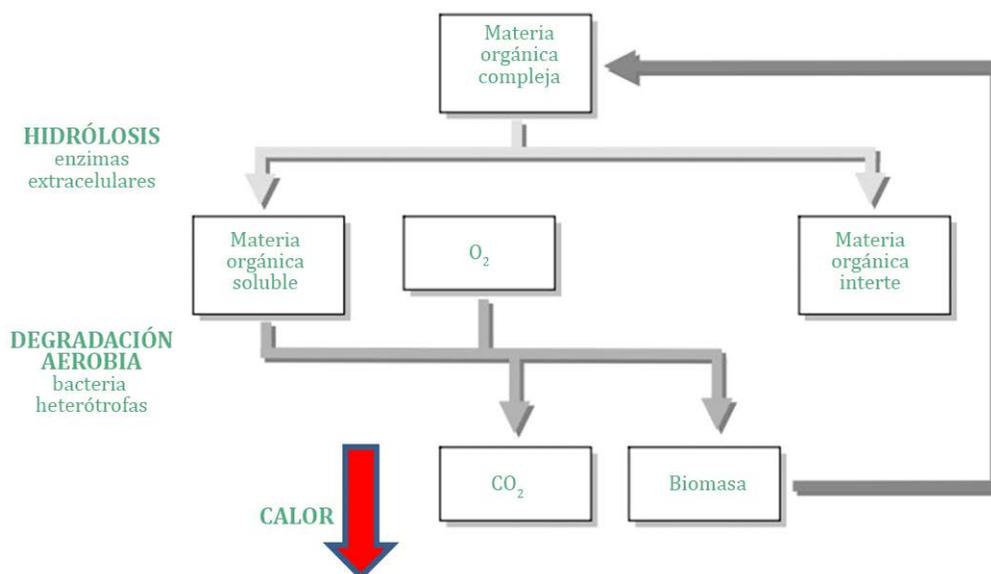
De manera habitual, se considera que un lodo se encuentra suficientemente estabilizado cuando ha alcanzado un porcentaje de reducción de sólidos totales volátiles de, al menos, un 38% (*Sobrados, 2018b*).

La estabilización de los lodos se lleva a cabo, fundamentalmente, mediante su digestión (vía aerobia/anaerobia), o mediante la adición de cal.

11.2.2.1 Digestión aerobia de lodos

La digestión aerobia de los lodos se basa en la oxidación de parte de la materia orgánica presente en los mismos, por la acción de microorganismos y en presencia de oxígeno. Este proceso se simplifica esquemáticamente en la Figura 11.3.

Figura 11.3. Esquema general de la digestión aerobia de lodos (Sobrados, 2018b).



En este tipo de digestión, en una primera etapa, la materia orgánica particulada presente en el lodo se hidroliza por la acción de enzimas extracelulares, segregadas por bacterias heterótrofas. La materia orgánica solubilizada se emplea como sustrato y fuente de energía por este tipo de bacterias en su fase de crecimiento, dando lugar a un proceso exotérmico de oxidación de la materia biodegradable. Parte de la energía generada durante la oxidación se retiene para la síntesis y mantenimiento de nueva biomasa bacteriana y el resto se libera en forma de calor. En esta oxidación también se desprende dióxido de carbono.

Al mismo tiempo, se produce una reducción de la población bacteriana como consecuencia de los procesos de lisis que esta experimenta. Como las bacterias no son completamente biodegradables, tras su lisis, una fracción de las mismas permanece como residuo inerte y el resto pasa a ser materia orgánica biodegradable.

Por tanto, en el proceso de estabilización aerobia de los lodos tienen lugar dos tipos de reacciones: *oxidación y síntesis* y *respiración endógena*.

Oxidación y síntesis



Respiración endógena



La digestión aerobia de los lodos se basa en mantener en el reactor condiciones de respiración endógena de los microorganismos (déficit de sustrato), de forma que estos consumen sus propias reservas para obtener la energía necesaria para sus funciones vitales.

Tras el proceso de estabilización aerobia, la mayor parte de la materia orgánica remanente en lodos no es biodegradable en las condiciones del proceso de depuración. Por este motivo, los lodos tratados mediante este proceso poseen un elevado grado de estabilidad.

La velocidad a la que se degrada la materia orgánica en condiciones aerobias se ve ralentizada si la concentración de oxígeno disuelto no es la suficiente.

El principal inconveniente de la digestión aerobia de lodos es su alto consumo energético, debido a los elevados requerimientos de oxígeno para la oxidación de la materia orgánica. Es por ello que, para el ámbito de aplicación de la presente guía, no se aconseja la aplicación de procesos de estabilización aerobia para los lodos en exceso.

De todas formas, debe hacerse constar que en el caso de la Aireación Extendida (que sí se contempla en la guía), la estabilización vía aerobia de los lodos en exceso, forma parte de unos de los cometidos del propio proceso de depuración.

11.2.2.2 Digestión anaerobia de lodos

De forma genérica, la estabilización anaerobia de lodos en exceso se basa en un complejo proceso microbiológico, que permite una importante degradación

de la materia orgánica presente en los mismos a través de procesos de fermentación, que transcurren en recintos cerrados y en ausencia de oxígeno, dando lugar a la generación de biogás (metano y dióxido de carbono, principalmente).

Los fundamentos básicos de la eliminación de la materia orgánica vía anaerobia ya se han analizado con detalle en el Capítulo 3 de la presente guía, por lo que este apartado tan sólo se hace referencia a los principales factores que influyen en su comportamiento.

Principales factores que influyen en el proceso

Temperatura

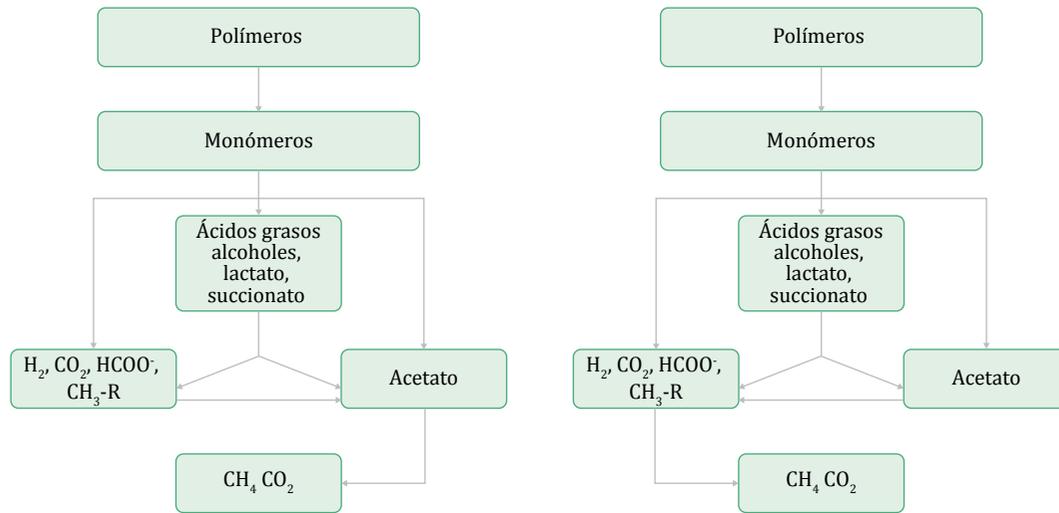
La temperatura de operación juega un papel muy importante en los procesos de digestión anaerobia de lodos, puesto que cuanto mayor sea la temperatura de trabajo, menor será el tiempo necesario para completar la estabilización.

En función de la temperatura a la que se realice la digestión de los lodos, se distingue entre:

- Digestión anaerobia en rango de temperatura psicrófilo: transcurre entre 10-20 °C.
- Digestión anaerobia en rango mesófilo: tiene lugar entre 20-40 °C.
- Digestión anaerobia en rango termófilo: ocurre entre 50-60 °C.

La temperatura no sólo afecta a la cinética de estabilización de los lodos, sino que también a las propias rutas metabólicas de esta degradación. En el rango psicrófilo predomina la generación de metano a partir del acetato, mientras que en el rango termófilo la reacción predominante es la metanogénesis hidrogenófila (a partir del hidrógeno y del dióxido de carbono) (Figura 11.4).

Figura 11.4. Rutas metabólicas de la degradación anaerobia en los rangos de temperatura psicrófilo y termófilo (Shink y Stams, 2001).



Para el correcto funcionamiento de la digestión anaerobia es importante mantener una temperatura lo más constante posible en el interior de los digestores, al ser las bacterias metanogénicas muy sensibles a cambios de este parámetro.

La digestión anaerobia mesófila es el proceso más ampliamente empleado para la estabilización de lodos en las PTAR de mayor tamaño, sin embargo, el trabajar en este rango de temperaturas lleva consigo importantes costos de construcción y de operación y mantenimiento, por lo que, para el ámbito de aplicación de la presente guía, se recomienda la digestión de lodos en el rango psicrófilo de temperaturas. No hay que olvidar, que en este rango de temperaturas transcurre la estabilización de los lodos en los Tanques Sépticos, Tanques Imhoff y Lagunas Anaerobias, en la mayoría de las PTAR bolivianas.

pH

En el transcurso de la estabilización anaerobia de los lodos, la formación de ácidos tiende a bajar el pH del contenido de los digestores. Esta tendencia se ve compensada por el hecho de que la formación de metano genera alcalinidad. La producción óptima de metano se alcanza operando con valores de pH de 6,8-7,2 (Sobrados, 2018b).

Elementos tóxicos e inhibidores

La presencia, por encima de ciertas concentraciones, de amonio, ácidos volátiles, metales pesados, cationes de metales ligeros, etc., puede llegar a inhibir el proceso de digestión anaerobia, principalmente en la etapa de metanización, por ser las bacterias implicadas en estos procesos las más sensibles a estos tóxicos (ver apartado 3.3.1.2).

A modo de ejemplo, se presenta el caso del amoniaco, que puede ser un estimulante o un tóxico del proceso de digestión anaerobia, en función de la concentración a la que se encuentre en el digestor, de acuerdo con la Tabla 11.5 (Sobrados, 2018b).

Tabla 11.5. Efecto de la concentración de amoniaco sobre la digestión anaerobia, en función de su concentración.

Concentración de amoniaco (mg N/L)	Efecto
20 - 50	Beneficioso
200 - 1.000	Sin afecto adverso
1.500 - 3.000	Inhibitorio si pH >7,4
> 3.000	Tóxico

Agitación y mezcla

Para que la estabilización anaerobia de los lodos transcurra con normalidad, se precisa que las condiciones en el interior de los digestores (temperatura y concentración de los lodos) sean lo más homogéneas posible, lo que supone la necesidad de agitar su contenido. En ocasiones (pequeñas PTAR) se trabaja con digestores sin agitación, lo que hace necesario incrementar los tiempos de permanencia de los lodos en los digestores.

Tipos de digestores anaerobios

De los diferentes tipos de digestores anaerobios que se emplean para la estabilización de los lodos (de baja y alta carga, de contacto anaerobio y de separación de fases), para el ámbito de aplicación de esta guía se recomienda el empleo de los digestores de baja carga a temperatura psicrófila (conocidos también como digestores de lodos a temperatura ambiente), por sus menores costos de construcción y de operación y mantenimiento y por su mayor simplicidad

de manejo. Este tipo de digestores no suelen contar con equipos de mezcla, ni calentamiento y la alimentación de los mismos con los lodos suele hacerse de forma intermitente.

Dimensionamiento

Los principales parámetros a la hora del dimensionamiento de un digestor anaerobio de lodos son:

- El tiempo de retención hidráulica (TRH)
- La carga de sólidos volátiles
- La altura útil del digestor

El *tiempo de retención hidráulica* viene dado por la expresión:

$$TRH = \frac{V}{Q_{ld}}$$

Donde:

TRH: tiempo de retención hidráulica (d)

V: volumen útil del digestor anaerobio (m³)

Q_{ld}: caudal de lodos a digerir (m³/d)

Los TRH que se proponen, para las distintas zonas ecológicas que se contemplan en la guía, se muestran en la Tabla 11.6 (*elaboración propia*).

Tabla 11.6. TRH en función de la zona ecológica.

Zona ecológica	TRH (d)
Altiplano	60 - 90
Valles	40 - 60
Llanos	30 - 40

La *carga de sólidos volátiles* con la que trabaja un digester anaerobio de lodos se determina haciendo uso de la expresión:

$$C = \frac{Q_{ld} \cdot C_{sv}}{V}$$

Donde:

C: carga de sólidos volátiles con la que opera el digester (kg SV/m³/d)

C_{sv}: concentración de sólidos volátiles en los lodos (kg SV/m³)

Para las diferentes zonas ecológicas bolivianas se recomienda que los digestores anaerobios de lodos, operando en el rango psicrófilo, se dimensionen con cargas de sólidos volátiles de 0,4-1,6 kg STV/m³/d, trabajándose en el Altiplano con el valor bajo del rango, en los Llanos con el valor superior y en los Valles con un valor intermedio.

La *altura útil* de los digestores anaerobios de lodos, que operan a temperatura ambiente, es del orden de 3 m (MARN, 2016).

Procedimiento de dimensionamiento

Se detallan, a continuación, las distintas etapas que forman parte del dimensionamiento de un digester anaerobio de lodos a temperatura ambiente:

1.- Determinación del volumen útil del digester para cumplir con el requisito de TRH

A partir del TRH seleccionado, de acuerdo a la zona ecológica en que se vaya a implantar el digester (Tabla 11.6), su volumen útil se determina mediante la expresión:

$$V = TRH \cdot Q_{ld}$$

2.- Comprobación de la carga de sólidos volátiles con la que opera el digestor

Haciendo uso de la expresión:

$$C = \frac{Q_{ld} \cdot C_{sv}}{V}$$

se determina, si para el volumen calculado el digestor opera dentro de los rangos de carga orgánica recomendados. De no ser así, se incrementará el volumen calculado del digestor, para cumplir con este requisito de carga.

3.- Determinación de la superficie de la sección del digestor

A partir del volumen finalmente adoptado y de la altura útil seleccionada para el digestor, se determina la superficie de su sección transversal, empleando la expresión:

$$S = \frac{V}{h}$$

Donde:

S: superficie de la sección del digestor (m²)

h: altura útil del digestor (m)

Características de los digestores anaerobios de lodos a temperatura ambiente

Con la aplicación de este tipo de digestores se alcanzan porcentajes de reducción de los sólidos totales volátiles del orden del 40%.

En lo referente a la influencia de la climatología, temperaturas elevadas permiten acortar sensiblemente los TRH necesarios para alcanzar la digestión de los lodos.

La altitud no tiene influencia notable en el comportamiento de estos digestores.

En lo referente a los impactos medioambientales:

- La generación de ruidos es nula, al no contar este tipo de digestores con equipamientos mecánicos.
- Posible generación de olores desagradables, como consecuencia de los procesos anaerobios de digestión que tienen lugar, si no se opera correctamente.
- Emisión de gases de efecto invernadero (principalmente metano), si no se procede a la quema en antorcha del biogás generado en los procesos de digestión.
- Ejercen un impacto visual negativo, debido a su altura y al disponerse, generalmente, elevados sobre el terreno.

Las labores de operación y mantenimiento de este tipo de digestores son simples, por lo que no se requiere la presencia de operadores cualificados.

Dados sus bajos requisitos de superficie para su construcción, las características del terreno ejercen escasa influencia a la hora de su selección.

Entre sus ventajas cabe destacar:

- Nulo consumo de energía, si la alimentación de lodos puede llevarse a cabo por gravedad.
- Simplicidad operativa, en comparación con digestores anaerobios que operan en rango mesofílico.
- Toleran bien la alimentación intermitente de los lodos a digerir.

Y entre sus inconvenientes:

- Alta influencia de la temperatura de operación, siendo mayor la superficie requerida en climas fríos.
- Generación de olores desagradables, por lo que se aconseja cubrirlos.

Características constructivas

- Los digestores de lodos en frío presentan tanto formas cilíndricas como rectangulares.

Figura 11.5. Izquierda: digestor de lodos a temperatura ambiente, cilíndrico y sin cubrir (Apaneca, El Salvador). Derecha: digestor de lodos a temperatura ambiente rectangular y cubierto (Prejano, España).



- Para su construcción se recurre al empleo de hormigón armado, en el caso de los digestores de mayor tamaño, y de materiales plásticos para los más pequeños.
- La altura útil de los digestores es de unos 3,0 m.
- Los lodos digeridos se extraen periódicamente del fondo del digestor, que debe contar con tuberías para la evacuación de estos lodos, dispuestas a diferentes alturas (al menos dos), por si se produjese algún atascamiento.
- El sistema de extracción de los sobrenadantes debe permitir la extracción de los mismos, al menos a tres alturas diferentes, para que los operadores puedan evaluar la turbidez de estos sobrenadante y decidir a qué altura se llevará a cabo su extracción.
- Para evitar escapes de biogás a la atmósfera, con la consecuente liberación de gases de efecto invernadero y de malos olores, se recomienda,

en plantas grandes, cubrir el digester y quemar el gas que se produce en la digestión de los lodos. La cubrición del digester puede realizarse bien mediante una cubierta de obra, o empleando un geotextil, que podrá ser retirado para llevar a cabo la limpieza y mantenimiento del digester. La cubierta permite recolectar el biogás generado, como paso previo a su quema en una antorcha.

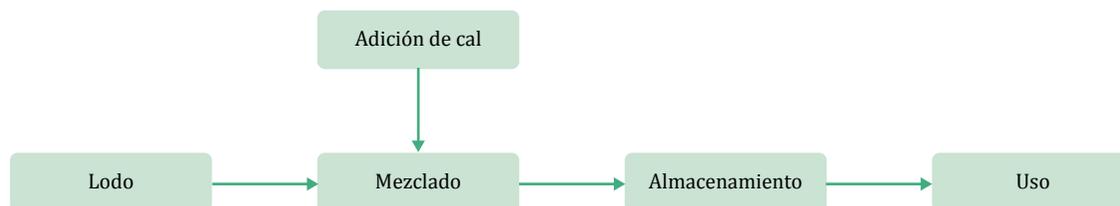
- Debido a los gases corrosivos que se desprenden en el proceso de digestión, todos los materiales que se empleen en la construcción de los digestores deberán contar con la preceptiva protección.

11.2.2.3 Estabilización de lodos mediante la adición de cal

La estabilización de lodos mediante la adición de cal se basa en el incremento del pH para inactivar, tanto a los procesos biológicos que generan malos olores, como a los organismos patógenos presentes.

El grado que se logra de estabilización de los lodos depende del valor de pH alcanzado, durante un periodo de tiempo suficiente, para asegurar la inactivación de los microorganismos presentes. Su principal campo de aplicación se encuentra en la estabilización de lodos primarios generados en las pequeñas PTAR (*Sobrados, 2018b*).

Figura 11.6. Esquema de la estabilización de lodos mediante la adición de cal (CONAGUA).



Dimensionamiento y características constructivas

En el dimensionamiento de un tratamiento de estabilización de lodos mediante la adición de cal, deben considerarse los aspectos siguientes:

- pH y tiempo de contacto: la efectividad de este tipo de estabilización, como se ha indicado anteriormente, depende del pH que se alcance en los lodos y del tiempo de contacto (tiempo que debe mantenerse un

valor determinado de pH, para asegurar la eliminación de los organismos patógenos).

Datos experimentales indican que es preciso mantener valores de pH superiores a 12, durante al menos dos horas. Dado que el pH tiende a disminuir a lo largo del proceso de estabilización, se hace necesario alcanzar valores iniciales como mínimo de 12,5, para que en treinta minutos el pH no descienda por debajo del valor requerido.

- La EPA considera este tipo de estabilización como un proceso avanzado para la eliminación de patógenos, cuando se alcanza en los lodos un pH de 12 durante más de dos horas (*Sobrados, 2018b*).
- Dosis de cal: la cantidad de cal a adicionar a los lodos depende de:
 - Las características químicas del producto empleado como fuente de cal.
 - Las características químicas del lodo a estabilizar: constituyentes orgánicos e inorgánicos.
 - Las características físicas del lodo a estabilizar: humedad y viscosidad.
 - La capacidad de mezcla y la velocidad de agitación.

Dada la variabilidad de estos factores, es preciso estudiar en planta piloto las dosis de cal necesarias para un tipo de lodo y una fuente de cal específicos. No obstante, de forma general, con dosis de 0,28 kg de CaO/kg de sólidos en los lodos, se obtienen valores estables de pH de 12,5. La adición de esta cantidad de cal da lugar a un incremento de la masa producida de lodos de un 20% (*Sobrados, 2018b*).

- Tipo de reactivos: son varios los reactivos químicos que pueden emplearse en este tipo de estabilización de lodos: cal viva e hidratada, cenizas y polvo de horno de cemento, etc. Generalizando, se puede recurrir al empleo de cualquier material suficientemente alcalino.

En la elección de este reactivo, debe tenerse en consideración:

- Su disponibilidad en la zona de intervención.
 - Su facilidad de manejo y de mezclado con los lodos.
 - Su facilidad de almacenamiento.
 - La homogeneidad de sus propiedades químicas.
 - La cantidad necesaria del reactivo para alcanzar la estabilidad de los lodos.
 - Los posibles efectos de contaminación de los lodos estabilizados.
 - Su costo.
- Los equipos: se distingue entre los equipos destinados al manejo y el almacenamiento de los reactivos y los que se dedican al mezclado de estos reactivos con los lodos.

Los equipos para el manejo y almacenamiento de reactivos dependen del tipo de cal que se emplee. La cal viva (óxido de calcio) presenta una gran reactividad con el agua, mientras que la cal apagada (hidróxido de calcio) es un reactivo mucho más estable.

La cal apagada (hidratada) es del orden de un 30% más cara que la cal viva, pero en el balance económico global deben también considerarse los menores costos de construcción y de operación y mantenimiento de los equipos asociados a su manejo.

La cal apagada puede almacenarse en sacos y silos, mientras que la cal viva precisa ser almacenada en silos termostatizados, en los que se asegure la ausencia de humedad.

En el almacenamiento de estos dos reactivos químicos deben evitarse sus reacciones con el dióxido de carbono atmosférico, que da lugar a la formación de carbonato cálcico, lo que conlleva un empobrecimiento de la cal y la producción de incrustaciones, que deterioran rápidamente los equipos.

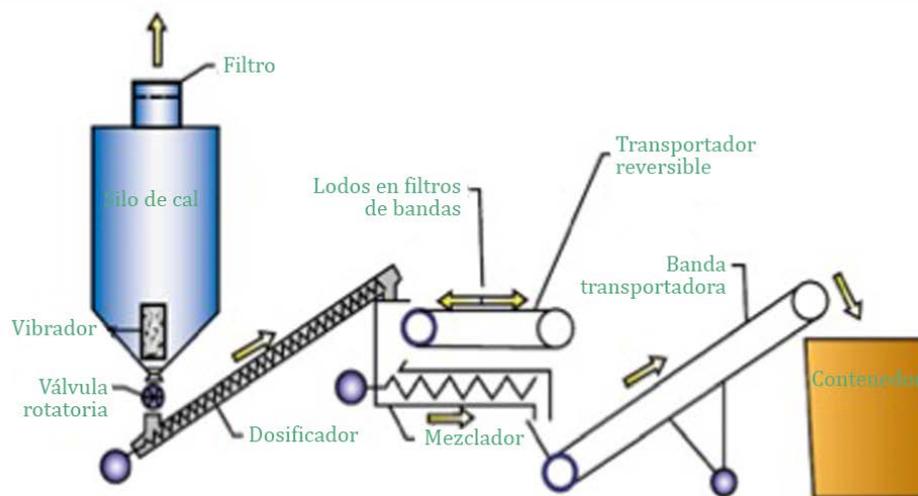
Se recomienda almacenar la cal apagada no más de un año y la cal viva no más de seis meses.

Según se trabaje con cal apagada, o con cal viva, su aplicación sobre los lodos se hará en forma de lechada, o en forma de suspensión. Los alimentadores de cal pueden ser volumétricos o gravimétricos, según dosifiquen el reactivo por volumen o por peso.

El depósito de mezclado de los lodos con el reactivo añadido debe asegurar una buena homogeneización de la mezcla y debe dimensionarse para alcanzar el tiempo de contacto necesario (al menos 2 horas a pH 12), para lograr el grado de estabilización deseado.

Como dispositivos de mezclado de los lodos con la cal se recurre al empleo de equipos mecánicos, difusores con aire y difusores con agua a presión.

Figura 11.7. Estabilización de lodos mediante adición de cal (CONAGUA).



Entre las principales ventajas de la estabilización de lodos mediante la adición de cal deben citarse:

- Bajo costo de instalación, que la hacen compatible con las PTAR de pequeño tamaño.
- Fiabilidad en lo referente a la eliminación de patógenos y olores. A pH 12 se alcanzan rendimientos de eliminación de *E. coli* del 99% y sufi-

cientes para que la *Salmonella* no sea detectable. Por encima de 12,5 de pH durante dos horas se logran eliminaciones del 99,99% de *E. coli* (CONAGUA).

- Esta destrucción, o inhibición de los microorganismos presentes en los lodos, evita la generación de malos olores, al impedir las reacciones de descomposición biológica.
- La adición de cal mejora la sedimentabilidad y el secado de los lodos y, es por ello, que también se emplea en el acondicionamiento de los lodos, previo a su deshidratación.
- Reduce la concentración de la materia orgánica presente en los lodos: dependiendo de la dosis de cal empleada, esta reducción oscila entre el 10-35% (Sobrados, 2018b).

La principal desventaja de este tratamiento de estabilización de lodos radica en el aumento de la cantidad de lodo que se genera en la PTAR, y que llega a suponer hasta un 20% (como materia seca) de incremento, lo que repercute negativamente en los costos del transporte de los lodos estabilizados.

11.2.3 Acondicionamiento de los lodos

El acondicionamiento de los lodos, como paso previo a su deshidratación, incluye tratamientos tanto químicos como físicos, para mejorar la eliminación del agua presente en estos subproductos y la captura de sólidos.

Mientras que en los métodos de secado natural de lodos (Lechos de Secado, Humedales Artificiales) no es preciso el acondicionamiento previo, en el caso de los métodos mecánicos de deshidratación sí es necesario este acondicionamiento, para potenciar la formación de flóculos y facilitar la separación de la fase líquida.

Los sistemas más comunes de acondicionamiento de lodos recurren a la adición de productos químicos, tanto inorgánicos, como orgánicos, siendo menos frecuente recurrir al acondicionamiento de los lodos mediante su calentamiento.

La Tabla 11.7 compara los efectos sobre lodos de estos tres métodos de acondicionamiento (USEPA, 1985).

Tabla 11.7. Comparación de los métodos de acondicionamiento de lodos.

	Productos químicos inorgánicos	Productos químicos orgánicos	Calentamiento
Mecanismo de acondicionamiento	Coagulación y floculación	Coagulación y floculación	Las propiedades de la superficie de los lodos se alteran y las células de la biomasa se rompen, liberando sustancias químicas (hidrólisis).
Efecto sobre la tasa de carga permisible de sólidos	Puede incrementarse	Puede incrementarse	Se puede incrementar significativamente
Efecto sobre el sobrenadante	Puede mejorar los sólidos suspendidos capturados	Puede mejorar los sólidos suspendidos capturados	Puede haber un incremento significativo en el color, los sólidos en suspensión, la DBO ₅ soluble, la DQO y en el nitrógeno amoniacal.
Efectos sobre los operadores	Pocos efectos	Pocos efectos	El operador requiere habilidades y el equipo un fuerte programa de mantenimiento preventivo.
Efecto sobre la masa de lodos	Incremento significativo	Ningún efecto	La masa presente se reduce, pero se incrementa la masa a través de la recirculación.

Dimensionamiento y características constructivas

En el dimensionamiento de un tratamiento de acondicionamiento de lodos deben considerarse los aspectos siguientes:

- Tipo de reactivos a emplear: los productos químicos inorgánicos, empleados normalmente para el acondicionamiento de los lodos generados en el tratamiento de las aguas residuales urbanas, son el cloruro férrico y la cal y, en menor medida, el sulfato ferroso, el cloruro ferroso y el sulfato de aluminio (*CONAGUA*).

Los polímeros orgánicos (polielectrolitos) son los que más frecuentemente se usan para el acondicionamiento de lodos, existiendo una gran variedad de los mismos, de acuerdo a su composición química y funcionalidad. Presentan, con relación a los productos químicos inorgánicos, las ventajas siguientes (*USEPA 1985*):

- Generan poca masa de lodo adicional. Los acondicionadores inorgánicos incrementan la masa de lodos en un 15-30%.

- Si los lodos deshidratados se emplean como combustible, los polímeros orgánicos no disminuyen su valor para este fin.
- Reducen los problemas de operación y mantenimiento.

La selección del tipo de reactivo a emplear, así como su dosificación óptima en cada caso concreto de acondicionamiento de lodos, precisa de ensayos "in situ" con el lodo real a deshidratar.

- Dosis de reactivo a emplear: la dosis de reactivo viene condicionada por los factores siguientes:
 - Características de los lodos a deshidratar: los procesos previos a los que se han sometido a los lodos condicionan la dosis de reactivos a emplear.
 - El contenido en materia volátil de los lodos: en general, a menor contenido en materia volátil de los lodos, menor es el consumo de reactivos.
 - Tiempo de contacto: especialmente tiene relevancia con los polielectrolitos que se suelen inyectar en línea, siendo aconsejable disponer de dilución (para facilitar el contacto), de floculadores en línea (para incrementar el tiempo de contacto) y con varios puntos de dosificación.
 - Temperatura: a mayor temperatura se aceleran las reacciones químicas, con la consecuente disminución de la adición de reactivo. No obstante, por encima de los 60 °C, ciertos polielectrolitos pierden eficacia. Este factor condicionará la dosificación de reactivos, para el acondicionamiento de lodos, en las diferentes zonas ecológicas contempladas en esta guía.
- Calidad del escurrido: para la determinación de la dosificación óptima de reactivo se requieren ensayos de laboratorio con los propios lodos a deshidratar, si bien, de forma genérica, se pueden recomendar dosificaciones de polielectrolito (generalmente de naturaleza catiónica), de 10-12 kg/tonelada de materia seca en el caso de lodos estabilizados vía aerobia, y de 7-10 kg/tonelada de materia seca para lodos estabilizados vía anaerobia (*Chamorro, 2018*). De forma más específica, en las Tablas 11.8 y 11.9 se recogen las dosis de polímero cuando se recurre

al empleo de Centrifugas y de Filtros Banda, para la deshidratación de los diferentes tipos de lodos.

Si bien, en el caso de los Lechos de Secado no es habitual el acondicionamiento previo de los lodos con polímeros, la adición de 0,28-1,0 kg de polímero seco por tonelada de materia seca de lodos, puede incrementar la tasa de aplicación de lodos de 2 a 4 veces (Janett y Santry, 1969; Beardsley, 1976).

- Los equipos: las Figuras 11.8 y 11.9 (WEF et al., 2012), muestran el equipamiento para la dosificación a los lodos de polímeros en forma sólida y líquida.

Figura 11.8. Equipamiento para la dosificación de polímeros en forma sólida.

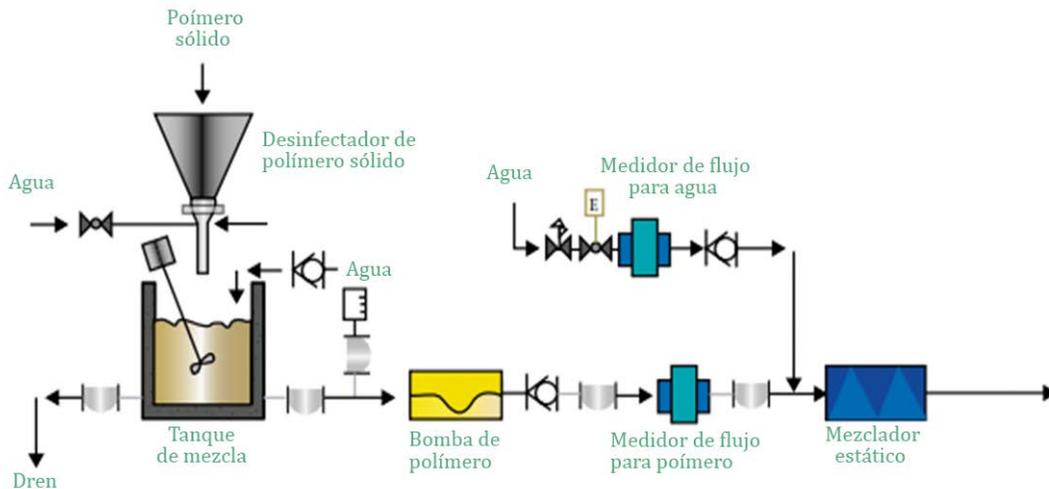
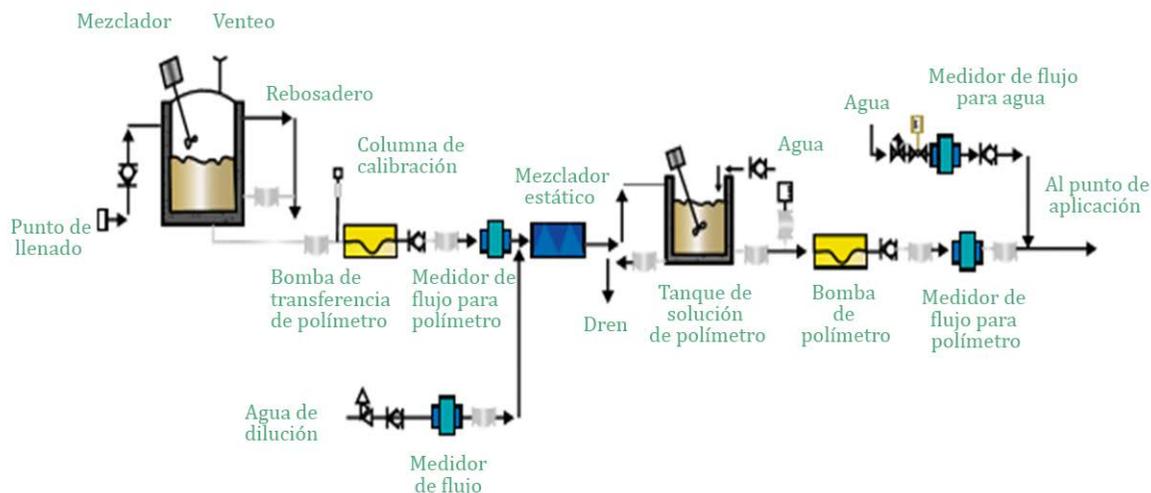


Figura 11.9. Equipamiento para la dosificación de polímeros en forma líquida.

11.2.4 Deshidratación de lodos

Para reducir la cantidad de agua presente en los lodos, se distinguen básicamente dos alternativas de deshidratación: el secado mecánico y el secado natural. El primero se lleva a cabo mediante procesos físicos de centrifugación o filtración, recurriendo principalmente al empleo de Centrifugas y Filtros Banda. En el caso del secado natural, son el sol y el viento los agentes que juegan el papel principal en la deshidratación de los lodos, recurriéndose principalmente al empleo de Lechos de Secado y, más recientemente, al uso de Humedales Artificiales, especialmente diseñados para la deshidratación de los lodos. Antes de proceder a la deshidratación de lodos, estos deben estar estabilizados.

11.2.4.1 Deshidratación de lodos mediante Centrifugas

En este tipo de dispositivos, la aplicación de fuerzas centrífugas que superan a la de la gravedad del orden de 500-3.000 veces, permite la separación de las fases líquida y sólida presente en el lodo a deshidratar. La fase líquida (menos densa) se desplaza hacia el eje de rotación de la centrifuga, mientras que la fase sólida (más densa) se aleja de este eje.

Las Centrifugas más utilizadas para la deshidratación de lodos son las de eje horizontal y cuentan, como elementos principales, con un tambor cilíndrico (con forma troncocónica en uno de sus extremos), un tornillo helicoidal y un motor que provoca el giro del tambor y del tornillo.

El tornillo y el tambor giran a diferente velocidad. La velocidad de giro del tambor es la que proporciona la fuerza centrífuga, mientras que el tornillo gira para que tenga lugar el transporte de los lodos deshidratados hacia el punto de descarga. Los puntos de descarga del lodo seco y del líquido clarificado se encuentran en extremos opuestos de la Centrifuga (Figura 11.10).

Figura 11.10. Esquema del funcionamiento de una Centrifuga para el secado de lodos (Chamorro, 2018).

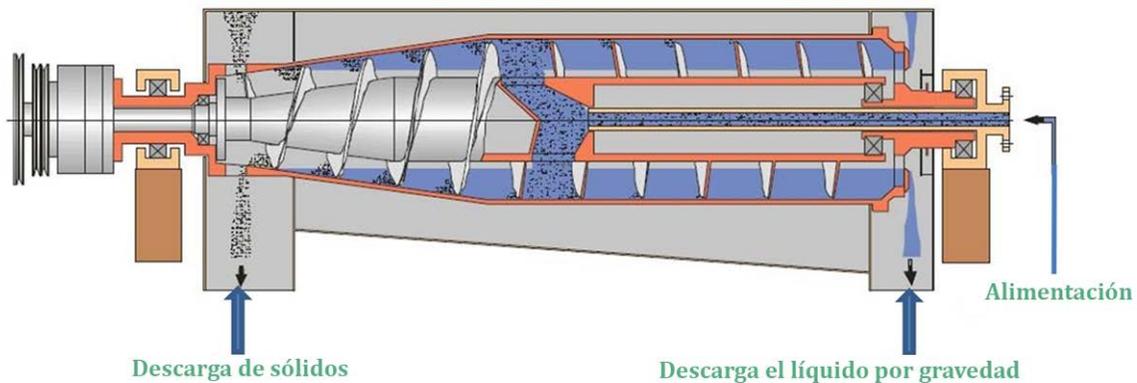


Figura 11.11. Centrifugas para la deshidratación de lodos.



La Tabla 11.8 recoge el grado de sequedad que se logra con el uso de Centrifugas según el tipo de lodo sometido a deshidratación, junto con las dosis de polímero para su acondicionamiento (Metcalf&Eddy, 2013).

Tabla 11.8. Rendimientos de las Centrifugas según el tipo de lodos y dosis de acondicionador.

Tipo de lodo	Concentración de entrada (%)	Acondicionamiento (kg polímero /tonelada m.s.)	Sequedad (%)
Lodos sin tratar			
Primario	4 – 8	2,5 – 5,0	25 – 50
Secundario	1 – 2	7,5 – 15,0	16 – 25
Primario + Secundario	3 – 5	2,5 – 8,0	25 – 35
Lodos estabilizados vía anaerobia			
Primario	2 – 5	4,0 – 6,0	25 – 40
Secundario estabilizado vía aerobia	1 – 3	10 – 15	18 – 25
Primario + Secundario	2 – 4	7,5 – 15,0	22 – 35

No existen parámetros de diseño, propiamente dichos, para esta tecnología de deshidratación de lodos, teniendo los fabricantes de equipos sus propios métodos de dimensionamiento. En cualquier caso, la información a suministrar a los fabricantes será siempre la misma:

- Caudal de alimentación de lodos (m³/h)
- Carga de sólidos de alimentación (kg SS/h)

El consumo energético de este equipamiento para la deshidratación de lodos se sitúa entre 60-80 kWh/tonelada de materia seca (*Chamorro, 2018*).

Entre las principales ventajas del empleo de Centrifugas para la deshidratación de lodos cabe citar (*adaptado de Chamorro, 2018*):

- Proceso continuo y muy fiable.
- Bajos requisitos de superficie.

- Fácil instalación.
- No demandan mano de obra de forma continuada.

Entre sus principales inconvenientes destacan:

- Altos costos de construcción y de mantenimiento.
- Alto costo energético.
- Son sensibles a la presencia de arenas en los lodos a deshidratar.
- Mayor generación de ruido que en otros métodos de deshidratación.
- No es posible la observación directa de la zona de deshidratación, para poder tomarla como referencia a la hora de optimizar el proceso.
- Para su operación y mantenimiento se requiere personal cualificado y talleres específicos.

11.2.4.2 Deshidratación de lodos mediante Filtros Banda

En los Filtros Banda la separación de las fases líquida y sólida, presentes en los lodos a deshidratar, se logra comprimiéndolos entre dos bandas de una tela permeable, entre las que se dispone el lodo, aumentando la presión que se ejerce sobre este conforme las bandas van pasando progresivamente por rodillos de diámetros decrecientes. El resultado es una torta seca de lodos, de pequeño espesor, que se extrae en continuo de las telas mediante un sistema de rascado (Figura 11.12).

Figura 11.12. Esquema de funcionamiento de un Filtro Banda para el secado de lodos (Chamorro, 2018).

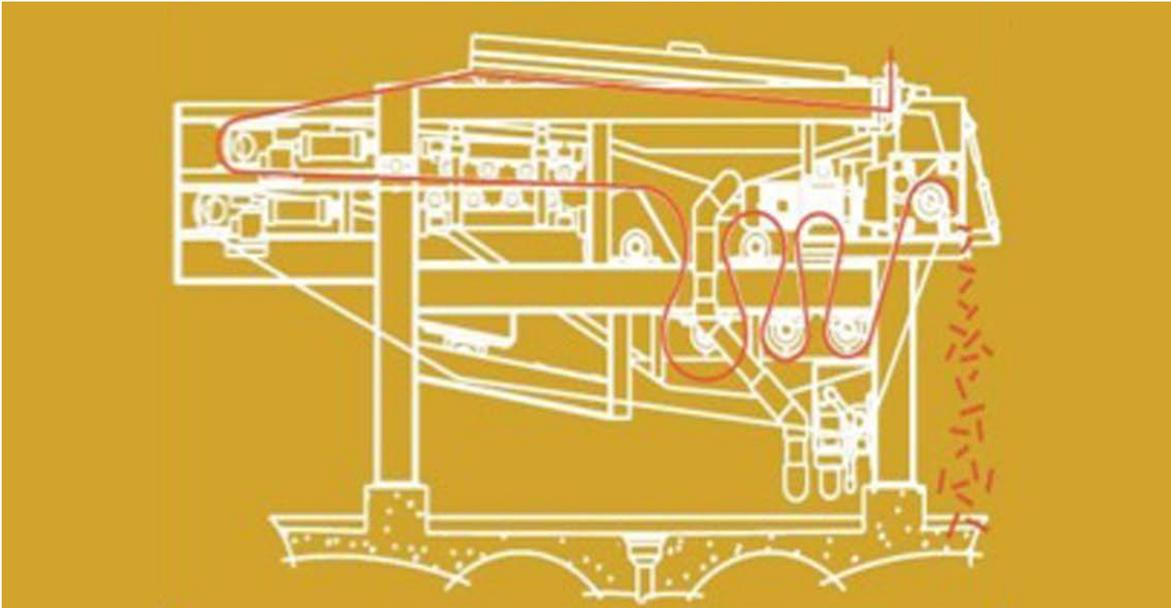


Figura 11.13. Filtro Banda para el secado de lodos (Chamorro, 2018).



El parámetro de diseño de este tipo de dispositivo para la deshidratación de lodos es la carga por ancho de banda, con un máximo de 250 kg SS/m/h para lodos estabilizados vía anaerobia y de 125 kg SS/m/h para lodos estabilizados vía aerobia. Siendo el ancho de banda máximo recomendado de 2,5 m, dado

que anchos mayores suelen dar problemas de descentrado de las telas y de flexión de los rodillos (*Chamorro, 2018*).

El lavado con agua de las telas del filtro es continuo, con necesidades de agua comprendidas entre 5-10 m³/m/h (*Chamorro, 2018*).

La Tabla 11.9 recoge el grado de sequedad que se logra con el uso de Filtros Banda según el tipo de lodo sometido a deshidratación, junto con las dosis de polímero para su acondicionamiento (*Metcalf&Eddy, 2015*).

Tabla 11.9. Rendimientos de los Filtros Banda según el tipo de lodo deshidratar y dosis de acondicionador.

Tipo de lodo	Concentración de entrada (%)	Acondicionamiento (kg polímero /tonelada m.s.)	Sequedad (%)
Lodos sin tratar			
Primario	4 – 8	1,5 – 2,5	26 – 35
Secundario	1 – 2	5,0 – 10,0	12 – 20
Primario + Secundario	3 – 5	3,0 – 5,5	15 – 25
Primario + Filtro Percolador	3 – 6	3,0 – 7,0	16 – 30
Lodos estabilizados vía anaerobia			
Primario	2 – 5	2,0 – 5,0	24 – 35
Secundario	2 – 3	4,0 – 10,0	13 – 23
Secundario estabilizado vía aerobia			
Primario + Secundario	2 – 4	4,0 – 8,5	15 – 28

El consumo energético de este tratamiento de deshidratación es del orden de 30-40 kWh/tonelada de materia seca (*Chamorro, 2018*).

Entre las principales ventajas del empleo de los Filtros Banda para la deshidratación de los lodos en exceso que se generan en las PTAR, destacan (*adaptado de Chamorro, 2018*):

- Se trata de un proceso en continuo.
- Su consumo energético es bajo, en comparación con las Centrífugas.
- Facilidad en las labores de mantenimiento, comparado con las Centrífugas.

Como principales desventajas cabe mencionar:

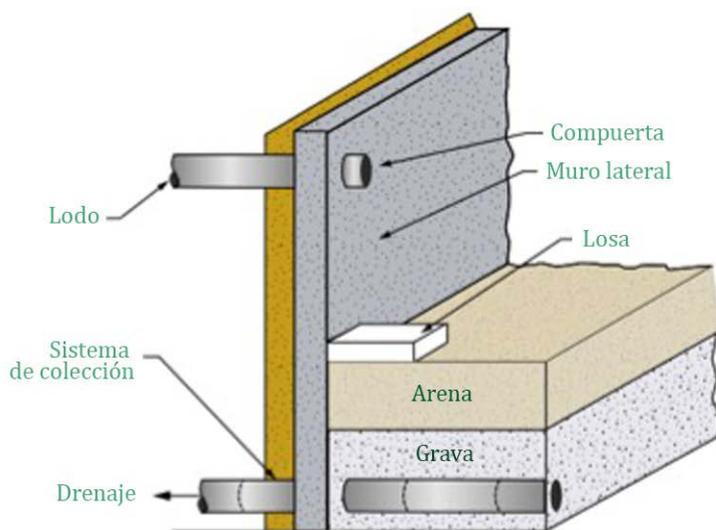
- Elevados costos de construcción.
- Altos costos de mantenimiento debido a los cambios periódicos de las telas.
- Requieren operadores cualificados.
- Elevado consumo de agua para la limpieza de las telas, lo que incrementa los caudales de escurridos.
- Riesgo de formación de aerosoles.

11.2.4.3 Deshidratación de lodos mediante Lechos de Secado

Estos sistemas de deshidratación de lodos están conformados por un lecho relleno de material filtrante, en cuya superficie se deposita el lodo, produciéndose su secado por el drenaje del agua a través de la propia masa del lodo y del medio filtrante y por la evaporación del agua a través de toda superficie del lodo expuesta al aire.

La siguiente figura muestra la sección típica de un Lecho de Secado:

Figura 11.14. Sección de un Lecho de Secado (WEF, et al., 2012).



El proceso de secado de los lodos tiene lugar en distintas fases:

- Inicialmente se dispone una capa de lodos a secar, de 25-50 cm de espesor, sobre la superficie filtrante del Lecho de Secado.
- Nada más disponer el lodo en el lecho, parte del agua libre contenida en el mismo comienza a drenar a través del medio filtrante. Esta fase tiene una duración de entre 12 y 18 horas y permite alcanzar sequedades del orden del 15-20%.
- La siguiente fase, la evaporación, es más lenta y produce grietas en la superficie de los lodos, lo que favorece el secado de las capas inferiores, al ser las grietas cada vez más profundas. Al final de esta fase, el lodo tiene una consistencia que le permite ser paleable. Las grietas en el lodo se producen cuando la sequedad del mismo está en torno al 30-40%. La sequedad final dependerá del espesor de la capa de lodo, de la climatología y del tiempo de retención del lodo en el lecho.
- Retirada del lodo ya seco, normalmente de forma manual y tras un periodo que dependerá mucho de la climatología de la zona de intervención y que puede oscilar entre 4 y 30 días (10-15 días de secado en condiciones favorables).

Los Lechos de Secado permiten eliminar una cantidad de agua suficiente de los lodos para que estos puedan ser manejados como material sólido, con grados de sequedad del 20-40%.

Los lodos que alimentan a los Lechos de Secado deben estar estabilizados, pues en caso contrario el proceso de filtración se enlentece, produciéndose, además, la emisión de malos olores y la atracción de vectores.

Figura 11.15. Lechos de secado (PTAR El Abra, Bolivia).

Dimensionamiento

Es recurrente encontrar en la bibliografía el dimensionamiento de los Lechos de Secado de lodos en función de la carga de sólidos (kg de materia seca por año y metro cuadrado de lecho). De este modo, se toma como referencia temporal de extracción de lodos el año, algo que se podría considerar adecuado en procesos en los que la retirada de los mismos se realiza en intervalos en torno a este periodo de tiempo, como es el caso de los Tanques Sépticos y de los Tanques Imhoff sobredimensionados, pero no para otros procesos, en que la retirada de lodos se hace de forma continua (Aireación Extendida), o cuya frecuencia de retirada de lodos es bastante menor (Lagunas de Estabilización).

El dimensionamiento en función de la carga de sólidos se considera adecuado para PTAR pequeñas, donde el sobredimensionamiento no resulta crítico y en las cuales, al realizarse la retirada de lodos cada varios meses, se cuenta con flexibilidad temporal para evitar temporadas de lluvias, pero no se estima adecuado para PTAR grandes, o en las que la retirada de lodos tiene lugar de un modo continuo.

Por otro lado, el contenido en agua del lodo también es un aspecto que se considera importante tener en cuenta a la hora de definir los tiempos de secado.

Debido a todo lo expuesto, en esta guía se propone, como norma general, realizar el dimensionamiento de los lechos en base a los tiempos de secado. El procedimiento de dimensionamiento que se expone a continuación ha sido adaptado de *"Faecal Sludge and Septage Treatment – A guide for low and middle income countries (Tayler, 2018)"*

De acuerdo con este procedimiento, para el dimensionamiento de los Lechos de Secado se hace uso de los siguientes parámetros:

- Tiempo del ciclo de secado
- Espesor de la capa de lodos
- Carga superficial de sólidos

El *tiempo del ciclo de secado* viene dado por la expresión:

$$T_{cs} = t_c + t_s + t_r$$

Donde:

- T_{cs} : duración del ciclo de secado (d)
- t_c : tiempo de descarga de lodos a los Lechos de Secado (d)
- t_s : tiempo de secado de los lodos (d)
- t_r : tiempo empleado para la retirada de los lodos secos (d)

El tiempo de descarga de lodos al Lecho de Secado (t_c) vendrá definido por la rapidez con la que se puedan extraer los lodos a secar de la unidad de tratamiento de la que provengan, siendo en algunas ocasiones despreciable, porque la descarga se realiza en pocas horas.

El tiempo de secado (t_s) dependerá de las condiciones climáticas de la zona de intervención (temperatura, radiación solar, pluviometría y humedad) y de la naturaleza del lodo a secar (contenido en agua principalmente, pero también el grado de estabilización). Si no se cuenta con datos de tiempos de secado de la misma tipología de lodo y en las mismas condiciones climáticas del caso de estudio, será necesario realizar pruebas "in situ" para definirlos (en momentos de pluviometría desfavorable si los lechos no van a ir cubiertos). Como referencia, se pueden considerar los tiempos de secado que se muestran en la Tabla 11-10 (Tayler, 2018), para conseguir lodos con un contenido en sólidos de un

20-40%, en lechos cubiertos y donde, por tanto, no se ha tenido en consideración el efecto de la pluviometría.

Tabla 11.10. Tiempos de secado en función del tipo de clima, en Lechos de Secado cubiertos.

Tipo de clima	Tiempo de secado ¹ (d)
Cálido seco	4 – 15
Templado húmedo	15 – 30

¹Los lodos procedentes de Lagunas de Estabilización, debido a su mayor grado de estabilización, presentarán tiempos de secado algo menores.

En zonas de intensa pluviometría se recomienda que los Lechos de Secado de lodos se construyan siempre cubiertos, salvo que la frecuencia de retirada de los lodos sea tal que se pueda evitar la época de lluvias o, que por consideraciones económicas, sea preferible sobredimensionar los lechos.

En lechos sin cubrir será necesario mayorar los valores de la Tabla 11.10 de acuerdo a la pluviometría de la zona.

El efecto de la pluviometría sobre el tiempo de secado es difícil de estimar, debiéndose recurrir a estudios específicos "in situ". Dado que estos estudios no siempre es posible realizarlos, alternativamente sería posible definir un factor de mayoración que viniese dado por el aumento del nivel de agua en el lecho, debido a la pluviometría previsible durante el periodo de secado del lodo en el momento del año más desfavorable, considerando que la eliminación de agua de lluvia va a tener lugar de un modo uniforme a lo largo de todo este periodo, según propone von Sperling y Chernicharo (2005). Este factor de mayoración debería tenerse en cuenta en el cálculo del volumen del lodo a secar, reduciendo la concentración de los lodos a deshidratar.

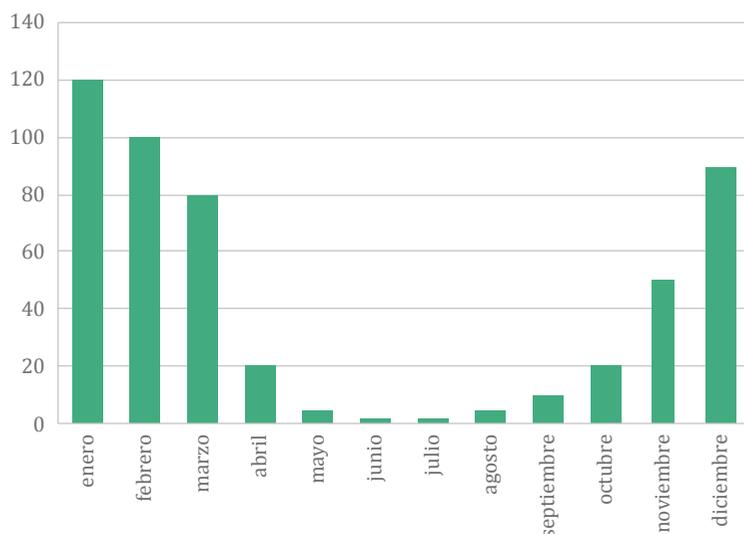
Esta consideración es conservadora, ya que parte del agua escurrirá los primeros días en que tenga lugar la lluvia, pero en cualquier caso nunca está de más tener margen de seguridad al respecto.

Al respecto es necesario acotar lo que se entiende como momento del año más desfavorable, viniendo este determinado por la frecuencia de retirada de los lodos. Se recomienda considerar la pluviometría media del mes más lluvioso en el caso de que la frecuencia de retirada de lodos sea mensual o mayor; la pluviometría media del tercer mes más lluvioso de la época más desfavorable en el caso de retirada de lodos trimestral, y así sucesivamente.

En un climograma como el de la Figura 11.16, para una extracción de lodos diaria, se tomaría un aporte pluviométrico de 120 mm que, habiendo adoptado un espesor de capa de lodos de 250 mm, supone un factor de mayoración del 48%. Si la extracción de lodos se realiza trimestralmente, se tomaría el aporte pluviométrico del tercer mes más lluvioso de la época más desfavorable, que en este caso serían 90 mm, lo que supone un factor del 36%.

El tiempo para la retirada de los lodos secos (t_r) dependerá de las dimensiones de los Lechos de Secado y del número de operadores que realicen esta tarea. En los casos en que esta retirada se realice manualmente, se puede considerar como referencia 2-4 m³ de lodo retirado por trabajador y día (Taylor, 2018).

Figura 11.16. Climograma que representa la pluviometría (mm) para los distintos meses del año.



El espesor de la capa de lodos a secar es otro parámetro clave a tener en cuenta de cara al dimensionamiento. La superficie de los Lechos de Secado viene definida por este espesor a partir de la fórmula siguiente:

$$S = \frac{V_L}{e}$$

Donde:

S: superficie de los Lechos de Secado (m^2)

V_L : volumen del lodo descargado en el lecho (m^3)

e: espesor de la capa de lodo (m)

Se recomienda trabajar con espesores de la capa de lodo de 0,2-0,3 m, pudiéndose aumentar este espesor hasta 0,5 m en los casos en que la concentración del lodo a secar sea menor al 3% en materia seca.

La *carga superficial de sólidos* viene definida por la expresión:

$$C_s = \frac{Q_{ld} \cdot C_{m.s.}}{S}$$

Donde:

C_s : carga superficial de sólidos ($kg\ m.s./m^2/año$)

Q_{ld} : caudal de lodos a deshidratar ($m^3/año$)

$C_{m.s.}$: concentración en materia seca de los lodos ($kg\ m.s./m^3$)

S: superficie de los Lechos de Secado (m^2)

La publicación citada (Tayler, 2018) recomienda hacer pruebas piloto para comprobar el valor del tiempo de secado cuando la carga de sólidos, determinada según el método de dimensionamiento propuesto, sea superior a 300 $kg\ m.s./m^2/año$.

Para el caso especial de las Lagunas de Estabilización, donde la frecuencia de retirada de lodos es mucho menor que para el resto de tratamientos, se debe utilizar como unidad de referencia $kg\ m.s./m^2/x\ años$, siendo x la frecuencia de retirada de lodos considerada.

Procedimiento de dimensionamiento

Las etapas que forman parte del dimensionamiento de un tratamiento de deshidratación de lodos mediante Lechos de Secado, son las siguientes:

1.- Determinación del volumen, concentración y contenido en materia seca de lodos a secar

En el caso de que no se dispongan de datos reales de los lodos para la estimación de su volumen y su contenido en materia seca, puede emplearse la Tabla 11.1. La concentración (% de materia seca) que se muestra en esta tabla, para el caso de Lagunas de Estabilización, se corresponde con el caso de que los lodos de las lagunas se extraigan por bombeo (7%). Si los lodos se extraen de las lagunas tras proceder a su vaciado, el porcentaje de materia seca alcanza el 10%.

2.- Determinación de la frecuencia de descarga de lodos sobre los Lechos de Secado en función de tipología/procedencia de los lodos.

La frecuencia de descarga de los lodos sobre los Lechos de Secado es un aspecto clave en el dimensionamiento de este tipo de deshidratación de lodos, ya que cuando esta frecuencia es menor a la de duración del ciclo de secado, se facilita la gestión de la operación de los lechos, al disponerse de una mayor flexibilidad. La Tabla 11.11 muestra la frecuencia de la descarga de los lodos en función de su tipología/procedencia.

Tabla 11.11 Frecuencia de la descarga de lodos en función de su tipología/procedencia.

Tipología/procedencia de los lodos	Frecuencia de descarga de los lodos
Aireación Extendida sin espesamiento	En continuo (a diario)
Aireación Extendida con espesamiento	En continuo (a diario)
Tanques Imhoff/RAFA /Digestores	Una descarga cada 1-3 meses
FAFA	Una descarga cada 4-6 meses
Lagunas Anaerobias	Una descarga cada 5-7 años

3.- Determinación de la duración del ciclo de secado de los lodos

Para la determinación de la duración del ciclo de secado se hace uso de la expresión:

$$T_{cs} = t_c + t_s + t_r$$

4.- Determinación de la superficie requerida de lecho por día o por descarga (según el caso)

La superficie requerida deberá ir referida a un día, en el caso de que la frecuencia de descarga sea diaria o mayor, y a cada descarga en caso de frecuencias

$$S = \frac{V_L}{e}$$

menores a la diaria. Esta superficie se obtiene mediante la siguiente expresión:

Donde:

S: superficie requerida (m²). Diaria (S_d), en los casos en los que la descarga se realice con una frecuencia diaria o mayor, o para cada descarga (S_{evento}) en caso contrario.

V_L: volumen del lodo descargado en el lecho (m³). Diario cuando los lodos se generen en continuo (frecuencia de descarga diaria o mayor), o en caso contrario, por cada descarga.

e: espesor de la capa de lodo a secar (m).

5.- Determinación del número de Lechos de Secado requeridos y del área por Lecho de Secado

El número necesario de Lechos de Secado y su tamaño dependerán de la duración del ciclo de secado, la frecuencia de descarga y de los turnos del personal de operación de la PTAR.

A este respecto se plantean cuatro tipologías de tratamientos que generan lodos, existiendo un procedimiento de cálculo diferente para cada uno de ellos:

1. Tratamientos cuya descarga de lodos se hace con una frecuencia diaria o mayor (caso de la Aireación Extendida), en PTAR que cuenten con personal de operación los siete días de la semana.
2. Igual que el caso anterior, pero para PTAR que no cuentan con personal de operación los siete días de la semana.
3. Tratamientos cuyo intervalo entre descargas de lodos es mayor a un día, pero menor que la duración del ciclo de secado (Tanques Imhoff y RAFA).
4. Tratamientos cuyo intervalo entre descargas es mayor al ciclo de secado (como es el caso de las Lagunas Anaerobias).

Para la primera de estas tipologías de tratamiento:

- El número de Lechos de Secado a considerar coincide con los días de duración del ciclo de secado.
- La superficie de cada Lecho de Secado (S_{lecho}) coincide con la superficie de lecho requerida al día (S_d). En caso de que esta superficie fuese excesiva, se dividiría en tantos lechos como fuese necesario. Para evaluar si el área de un lecho es demasiado grande, se puede recurrir a lo definido en la norma brasileña ABNT 1989, que establece que *"la distancia máxima de transporte para la remoción del lodo seco dentro de cada lecho sea de 10 metros"*.

Para la segunda de estas tipologías de tratamiento:

- El volumen de los lodos a secar se debe dividir entre los días laborables del ciclo de secado, por lo que el número necesario de Lechos de Secado viene dado por la expresión:

$$N = T_{cs} - D_{nl}$$

Donde:

N: número necesario de Lechos de Secado

T_{cs} : duración del ciclo de secado

D_{nl} : número mínimo de días no laborables durante el ciclo de secado

- La superficie de cada Lecho de Secado (S_{lecho}) sería la superficie de lecho requerida al día (S_d), pero teniendo en cuenta el factor de corrección debido al número de días no laborables, de acuerdo con la expresión:

$$S_{lecho} = S_d \cdot \frac{T_{cs}}{(D_{nl} - T_{cs})}$$

Al igual que se ha explicado para la primera tipología de tratamiento, si el área de lecho calculado fuese excesiva, se dividiría ésta en tantos lechos como fuese necesario.

Para la tercera de estas tipologías de tratamiento:

- El número requerido de Lechos de Secado es independiente de los días no laborables dentro del ciclo de secado, ya que se programarían el comienzo y final del ciclo en días laborables. El número de unidades sería la resultante de redondear al alza la división entre la duración del ciclo de secado y la frecuencia de descarga de los lodos en días. Esta operación se puede definir mediante la siguiente ecuación:

$$N \geq \frac{T_{cs}}{f_D}$$

Donde:

N: número necesario de Lechos de Secado

T_{cs} : duración del ciclo de secado (d)

f_D : frecuencia de descarga de lodos (d)

- La superficie por Lecho de Secado (S_{lecho}) viene dada por la superficie requerida por descarga (S_{evento}) o, en el caso en que esta área fuese excesiva, dividida en tantos lechos como fuese necesario, según se ha explicado para la primera tipología de tratamiento.

La cuarta tipología de tratamiento generalmente presentará unos requerimientos de superficie de secado más importantes que el resto de tipologías de tratamiento planteadas, ya que la cantidad de lodo a secar por descarga será bastante grande, como ocurre típicamente en las Lagunas de Estabilización. Para evitar que el número de Lechos de Secado sea desproporcionado, se suele recurrir a alguna, o a varias, de las medidas que se proponen a continuación:

- Evitar en la extracción y el secado de lodos en temporada de lluvias.
- Incrementar el espesor de la capa de lodo a secar, reduciendo de este modo la superficie requerida de lechos, a costa de aumentar el tiempo de secado, que deja de ser limitante.
- Almacenar el lodo en lagunas adicionales, de las cuales se puede alimentar a los Lechos de Secado en los intervalos requeridos, en función de la duración definida para el ciclo de secado.
- Si el sistema de extracción es por bombeo, extraer el lodo en varias operaciones distanciadas al menos un ciclo de secado, en lugar de en una sola vez.

Será en cada situación concreta donde se deberá determinar el número de Lechos de Secado a considerar y el área (S_{lecho}) óptimos en función de la cantidad de lodo descargado, de su tiempo de secado y de si se va a recurrir a alguna/s de las medidas expuestas anteriormente.

Para el caso concreto de Lagunas Anaerobias y Facultativas, será necesario también tener en consideración el método de retirada de los lodos. Si el método de extracción es por bombeo mientras la laguna está operando normalmente, el contenido en materia seca del lodo será en torno al 7%, como ya se ha comentado. En cambio, si el método de retirada se basa en el aislamiento de la laguna a la que se va a extraer el lodo, para extraer posteriormente el sobrenadante por bombeo, dejar secar un tiempo y retirar por último el lodo, para lo que será necesario que las lagunas cuenten con rampas para el acceso de camiones, el contenido en materia seca será significativamente mayor (aproximadamente 10%), hecho que deberá ser también tenido en cuenta en el dimensionamiento de los lechos de secado.

6.- Determinación de la superficie total de los Lechos de Secado

La superficie total requerida de lechos será la suma de las áreas requeridas por los distintos tratamientos que generen lodos en la PTAR, y cuyo destino sean los Lechos de Secado, de acuerdo con siguiente fórmula:

$$S_T = \sum_{i=1}^n N_i \cdot S_{\text{lecho } i}$$

Donde:

S_T : superficie total requerida de Lechos de Secado (m²)

n : número de tratamientos de la PTAR que producen lodos con destino a los Lechos de Secado

N_i : número de Lechos de Secado requeridos para el tratamiento i

$S_{\text{lecho } i}$: superficie unitaria de Lecho de Secado requerida para el tratamiento i (m²)

7.- Determinación del número de ciclos de secado al año y revisión de la carga anual de sólidos resultante

Como se ha expuesto con anterioridad se considera necesario chequear la carga de sólidos anual resultante.

Para poder hacer este chequeo, se deberá previamente definir el número de ciclos de secado que tendrán lugar a lo largo del año. Este análisis deberá realizarse para cada tratamiento de la PTAR que produzca lodos con destino a secado.

Para calcular el número anual de ciclos, se debe en primer lugar definir la frecuencia semanal del ciclo. La definición de esta frecuencia es sencilla y directa en algunos casos, por ejemplo para un RAFA cuya descarga de lodos se realice 1 vez cada 2 meses, la frecuencia semanal sería 1/8 (considerando 4 semanas/mes). En otros casos con descargas diarias como sería el caso de la Aireación Extendida, sería necesario recurrir a un calendario hipotético, contemplando los días no laborables en las PTAR que no cuenten con personal de operación los siete días de la semana, para poder definir esta frecuencia en función de la duración del ciclo. Para mayor detalle sobre casos como este último, se puede

consultar el ejemplo expuesto en "*Faecal Sludge and Septage Treatment – A guide for low and middle income countries (Tayler, 2018)*", en las páginas 278 y 279.

El número de ciclos por año vendrá definido entonces por la expresión:

$$N_c = C \times 52$$

Donde:

N_c : número de ciclos de secado anuales

C: frecuencia semanal del ciclo

El número de ciclos anual que se obtiene de la expresión anterior debe redondearse a la baja, e incluso se le podría restar una o dos unidades si se trata de un número considerable de ciclos, para tener en cuenta el efecto que podrían tener las vacaciones del personal, u otras eventualidades en el servicio.

Una vez definido el número de ciclos anuales la revisión de la carga de sólidos se lleva a cabo mediante la siguiente expresión:

$$C_s = \frac{e \cdot C_{m.s.} \cdot N_c}{1 + F_m}$$

Donde:

C_s : carga de sólidos con la que trabajan los Lechos de Secado (kg m.s./m²/año)

e: espesor de la capa de lodos en los lechos (m)

$C_{m.s.}$: concentración en materia seca de los lodos (kg m.s./m³)

F_m : factor de mayoración debido a las lluvias. En lechos cubiertos este factor es cero.

Si la carga de sólidos calculada es menor de 100 kg/m²/año, entonces se consideraría aconsejable recurrir a un espesamiento previo para reducir los tiempos de secado, principalmente en PTAR grandes, o en medianas y pequeñas en los casos en que el área disponible fuese escasa.

Si la carga de sólidos calculada es mayor de 300 kg/m²/año, entonces se debe comprobar el tiempo de secado (t_s) mediante pruebas in situ. Si no fuese posible realizar estas pruebas, se aumentará el valor asignado al tiempo de secado

hasta alcanzar un valor de $300 \text{ kg/m}^2/\text{año}$ para C_s ya que, si no se cuenta con certeza al respecto, resulta arriesgado adoptar valores superiores.

Características de la deshidratación de lodos mediante Lechos de Secado

El empleo de Lechos de Secado para la deshidratación de lodos permite alcanzar grados de sequedad del orden del 20-40%.

En lo referente a la influencia de la climatología, la temperatura, la pluviometría y la humedad, ejercen una decisiva influencia sobre este tratamiento de deshidratación de lodos. Altas temperaturas y bajos niveles de humedad aceleran el secado de los lodos, mientras que elevados índices de pluviometría y humedad lo retrasan.

No se dispone de referencias para poder determinar la influencia de la altitud del emplazamiento sobre el comportamiento de este tratamiento.

En lo referente a los posibles impactos medioambientales:

- La generación de ruidos es nula, cuando se alimentan los Lechos de Secado por gravedad, y muy reducida cuando se requiere el bombeo de los lodos a secar, como consecuencia de la escasa potencia necesaria de las bombas.
- Existe el riesgo de generación de olores desagradables, que vendrá muy condicionado por el grado de estabilización que presenten los lodos a deshidratar.
- Al construirse generalmente los Lechos de Secado enterrados (o semienterrados), el impacto visual que provocan es reducido.
- Como en cualquier otra tecnología, por deficiencias constructivas, o por el deterioro de las instalaciones, se corre el riesgo de filtraciones de aguas de muy mala calidad, que pueden provocar la contaminación de las aguas subterráneas.

En el caso de PTAR de gran tamaño, la elevada superficie que se precisa para la ejecución de los Lechos de Secado de lodos, hace que las características de los terrenos disponibles para su construcción ejerzan una notable influencia

a la hora de su selección. Por otro lado, para evitar el bombeo de los lodos a secar, se primarán aquellos terrenos que presenten ligeras pendientes que permitan la alimentación de los lechos por gravedad y su construcción enterrada o semienterrada.

Entre las principales ventajas del empleo de Lechos de Secado para la deshidratación de los lodos en exceso que se generan en las PTAR, destacan:

- Bajos costos de construcción.
- Nulo o bajos consumos energéticos, dependiendo de si es necesario bombear los lodos a deshidratar.
- Bajos costos de mantenimiento en comparación con los sistemas de deshidratación mecánicos.
- No se precisa la adición de reactivos.
- No se requiere personal cualificado.
- No se producen ruidos (salvo que sea necesario el bombeo de los lodos).

Como principales desventajas cabe mencionar:

- Elevados requisitos de superficie, comparados con los sistemas mecánicos de deshidratación de lodos.
- Sensibilidad a las condiciones meteorológicas (pluviometría, humedad, temperatura).
- Importante necesidad de mano de obra para la extracción de los lodos deshidratados.
- Reposición periódica de parte del material filtrante.
- Emisión de malos olores, principalmente si los lodos a secar no se encuentran suficientemente estabilizados.

Características constructivas

El confinamiento

- La forma más habitual de los Lechos de Secado es la rectangular, con relaciones largo/ancho del orden de 2-3/1.
- La profundidad de lecho debe ser tal que permita la inclusión del medio filtrante, de la capa de lodo que se vaya a secar y de una zona de resguardo.
- Las paredes de los Lechos de Secado deberán contar con una zona de resguardo de entre 0,5 y 0,9 m de altura, para poder instalar las tuberías de alimentación.
- Para facilitar su operación y mantenimiento, de acuerdo con la norma brasileña ABNT 1989, se recomienda que la distancia máxima de transporte para la remoción del lodo seco dentro de cada lecho sea de 10 metros.
- En lugares con elevados índice de pluviometría, se recomienda proteger los Lechos de Secado de la lluvia mediante el empleo de cubiertas (Figura 11.17). Estas cubiertas pueden ser de diferentes tipos, desde simples techados, a completas cubiertas transparentes de plástico, con la posibilidad de retirar las paredes cuando se considere necesario. El empleo de cubiertas transparentes permite aprovechar la energía solar para aumentar la temperatura de los lodos a deshidratar, acelerando así la eliminación de agua, e incrementado la eficiencia de eliminación de organismos patógenos (MARN, 2016).

Figura 11.17. Lechos de Secado de lodos cubiertos (PTAR de San Bartolo, Sololá, Guatemala).



- Cuando se cubran los Lechos de Secado se recomienda que se tenga en cuenta su orientación, de forma que la parte más alta de la cubierta se ubique de forma que reciba la mayor radiación solar, pudiendo recibir sol directo la mayor parte del tiempo posible.
- El cubrir o no los Lechos de Secado no sólo dependerá de la pluviometría de la zona y de la superficie total precisa de lechos, sino también de otras características de cada contexto concreto. A modo de ejemplo, si existe un desnivel pronunciado en el terreno en el que se encuentra la PTAR, para minimizar el movimiento de tierras, puede resultar más adecuado diseñar una menor superficie de Lechos de Secado cubiertos, que una mayor superficie de lechos sin cubrir.

El material filtrante

- El material filtrante que se emplea en los Lechos de Secado de lodos suele estar constituido por capas de arena y gravas, con diferente granulometría, siendo habitual la siguiente disposición de arriba abajo del material filtrante *Chamorro, 2018*):
 - Una capa de arena (0,3-1 mm) con un espesor de 5-10 cm. Sobre esta capa, para evitar tener que reponer la arena cada vez que se

extrae el lodo seco, pueden disponerse ladrillos o losetas de unos 5 cm de espesor, con una separación entre ellos de 2-3 cm. La arena debe cubrir los huecos entre las losetas y en ningún caso estas deben entorpecer la percolación del agua.

- Una capa de gravilla (5-15 mm) de 15-25 cm de espesor.
- Una capa de grava (15-25 mm) de 5-15 cm.

Figura 11.18. Lechos de Secado de lodos con capa de ladrillos en la parte superior. PTAR de San Juan de Opico (El Salvador).



Los elementos de entrada y salida

- Los lodos a deshidratar se pueden aplicar a los Lechos de Secado a través de tuberías, equipadas con válvulas en sus extremos, o mediante el empleo de canales abiertos, con aperturas laterales controladas mediante compuertas manuales. Esta segunda opción permite la limpieza del canal después de cada uso, pero puede ser un foco de emisión de malos olores y de proliferación de mosquitos.
- Para evitar que la caída de los lodos erosione la superficie de arena del lecho, se colocan sobre esta ladrillos o losetas, sobre los que se produce la descarga de los lodos a deshidratar.

- Para la recogida de los lixiviados, que van percolando a través del material filtrante, en el fondo de los lechos, y embutido en la capa de gravas, se dispone un sistema de drenaje, constituido por tuberías perforadas. La tubería principal de este sistema de drenaje deberá tener un diámetro de al menos 10 cm y una pendiente del orden del 1%, en dirección a la zona de evacuación.

Operación y mantenimiento

- Las labores de operación y mantenimiento de los Lechos de Secado para la deshidratación son simples, si bien requieren de una considerable mano de obra.
- Los Lechos de Secado se alimentarán de forma que la capa de lodos a secar presente espesores de 25-30 cm, pudiéndose aumentar hasta un máximo de 50 cm en el caso en que el contenido en materia seca de los lodos sea mayor al 3%. Espesores mayores dificultan el secado de las zonas más profundas de la capa de lodos.
- Una vez se tengan los lodos secos (Figura 11.19), la extracción de los mismos se lleva a cabo, normalmente de forma manual, vertiendo el lodo seco, con la ayuda de palas, en carretillas que los conducen fuera de los lechos, para ser almacenados o cargados en un camión.

Figura 11.19. Aspecto de los lodos una vez secos.



- Con cada retirada de lodos secos también se elimina algo de arena de la capa drenante, al quedar adherida a los lodos, lo que obliga, cada cierto tiempo, a reponer parte de la arena para recuperar su espesor inicial.
- Se ha reportado una reducción en tiempos secado de aproximadamente un 25% si se realiza un mezclado diario de los lodos durante el periodo de secado. Esta directriz puede ser de interés en pequeñas PTAR, especialmente cuando las previsiones meteorológicas apunten lluvias en los días venideros, e interese secar los lodos lo antes posible.
- Los lixiviados, que presentan un fuerte carácter contaminante, deben enviarse a la Línea de Agua de la PTAR, para su tratamiento.
- En los procesos de descarga discontinua de lodos, siempre que sea posible y que haya margen de maniobra al respecto (climatología y disponibilidad de personal), se recomienda descargar el lodo en pequeños lotes. Por ejemplo, para el caso de un Tanque Imhoff cuya frecuencia de descarga de lodos sea de 3 meses, se considera más adecuado realizar tres descargas de lodo de un tercio de la cantidad total de lodos a extraer cada mes, en lugar de descargar todo el lodo cada tres meses. De este modo, la edad del lodo presente en el tanque será mayor y más homogénea, lo que repercutirá favorablemente en la estabilidad del proceso. Además, esto puede tener otros efectos positivos, ya que esta extracción en lotes podría desembocar en menores requerimientos del área total precisa de los Lechos de Secado, cuando se realice su dimensionamiento.
- En Tanques Imhoff, Tanques Sépticos, Lagunas Anaerobias y otros procesos, en que la descarga del lodo se realice en intervalos poco frecuentes, se considera adecuado que la operación de retirada de lodos se realice con la mayor frecuencia posible, al menos durante la época seca. Esto tendrá varios efectos positivos, como un mejor aprovechamiento de los lechos, ya que al haber menos cantidad de lodo, estos secarán mejor y más rápido. También, esta mayor frecuencia hará de la retirada del lodo una tarea cotidiana en la operación la PTAR, lo que desemboca en una pronta identificación de problemas y una mejor monitorización del proceso. Además de lo comentado, al extraer sólo una pequeña parte del lodo presente en el reactor, la edad del mismo será mayor y más homogénea, lo que redundará en un mejor funcionamiento del proceso.

- En el caso del tratamiento de los lodos procedentes de Lagunas Anaerobias o Facultativas, cuando el sistema de retirada sea por bombeo, se recomienda extraer el lodo en varias operaciones distanciadas al menos un ciclo de secado, con el objetivo de minimizar la superficie requerida de Lechos de Secado.

11.2.4.4 Deshidratación de lodos mediante Humedales Artificiales

Los Humedales Artificiales, que se emplean para la deshidratación de lodos, combinan las ventajas de operación de los Lechos de Secado, con las condiciones aerobias que generan las raíces de las plantas en un Humedal Artificial para el tratamiento de agua residuales (Uggetti et al., 2009). De esta forma, a los fenómenos de percolación y evaporación que se dan en los Lechos de Secado, se agregan los de la transpiración de las plantas y la acción de sus raíces, las cuales crean rutas entre los lodos a secar, para permitir que el agua escape más fácilmente. Externamente, la apariencia del este tratamiento es semejante a la de un Humedal Artificial de Flujo Vertical (Figura 11.20).

Figura 11.20. Humedal Artificial para el secado de lodos en la PTAR de Hasstern (Dinamarca) y detalle.



Los principios en que se basa el empleo de Humedales Artificiales para el secado de lodos, y que suponen ventajas con respecto a los Lechos de Secado clásicos, son los siguientes (Nielsen, 2003):

- Los tallos, rizomas y raíces de las plantas favorecen el drenaje del agua, al crear canales en profundidad (probablemente sea el efecto más significativo).
- La acción del viento sobre la vegetación origina huecos en la superficie del lodo, por el movimiento pivotante de los tallos, que facilitan el escurrido del agua.
- La evapotranspiración se ve favorecida por la presencia de las plantas, lo que facilita el secado de los lodos.
- Las raíces de las plantas contribuyen a la transferencia de oxígeno entre las capas de grava, creando microespacios aerobios que favorecen la mineralización e higienización del lodo, lo que permite alcanzar un mayor grado de estabilización que en el caso de los Lechos de Secado.

Se precisa la construcción de varios Humedales Artificiales, que operan en alternancia, estando unos en operación y otros en reposo.

Dimensionamiento

Para el dimensionamiento de los Humedales Artificiales destinados al secado de lodos, se hace uso de la *carga de sólidos*, que viene definida por la expresión:

$$C_s = \frac{Q_{ld} \cdot C_{m.s.}}{S}$$

Donde:

C_s : carga de sólidos (kg m.s./m²/año)

Q_{ld} : caudal de lodos a deshidratar (m³/año)

$C_{m.s.}$: concentración en materia seca de los lodos (kg m.s./m³)

S: superficie de los lechos de secado (m²)

Las cargas de sólidos que habitualmente se recomiendan para el dimensionamiento de este tipo de humedales se muestran en la Tabla 11.12 (MARM, 2010).

Tabla 11.12. Cargas de sólidos recomendadas para el dimensionamiento de Humedales Artificiales para el secado de lodos.

País	Carga de sólidos (kg m.s./m ² /año)
Estados Unidos	30
Francia	25 (recomendado 18 kg m.s./m ² /año el primer año y posibilidad de aumentar hasta 60 kg m.s./m ² /año cuando el humedal está estabilizado).
Bélgica	20 – 30 para fangos estabilizados vía aerobia, con un contenido del 45-65% en materia orgánica.
Dinamarca	60 para fangos procedentes de sistemas de fangos activos con una elevada edad del fango (> 20 días). 50 para el resto.
España	50 – 60

Metcalf&Eddy (2015) recomienda cargas de sólidos de 30-60 kg m.s./m²/año, si bien se reportan cargas de hasta 100 kg m.s./m²/año, en función de la naturaleza de los lodos y de las condiciones climáticas en las que se trabaje.

A la vista de estos datos, y en una primera aproximación, dado que Bolivia no cuenta aún con esta tecnología de secado de lodos, se proponen las siguientes cargas de sólidos para el dimensionamiento de los Humedales Artificiales para el secado de lodos en las diferentes zonas ecológicas:

Tabla 11.13. Cargas de sólidos en función de la zona ecológica.

Zona ecológica	Carga de sólidos (kg m.s./m ² /año)
Altiplano	30 – 40
Valles	40 – 60
Llanos	60 – 80

Procedimiento de dimensionamiento

Las etapas que forman parte del dimensionamiento de un tratamiento de deshidratación de lodos mediante Humedales Artificiales, son las siguientes:

1.- Determinación de la superficie necesaria de Humedales Artificiales

Fijada la carga de sólidos con la que se va a trabajar, en función de la zona ecológica (Tabla 11.13), la superficie necesaria de humedales viene dada por:

$$S = \frac{Q_{ld} \cdot C_{m.s.}}{C_s}$$

Los requisitos de superficie para la construcción de Humedales Artificiales, destinados al secado de lodos, se estiman en 0,25-0,65 m²/habitante (De Maeseneer, 1997).

2.- Determinación del número de unidades de Humedales Artificiales implantar

Limitando, por temas de operación y manejo, la superficie unitaria a 200 m², el número de Humedales Artificiales a implantar se determina dividiendo la superficie obtenida por esta superficie limitante.

Características de la deshidratación de lodos mediante el empleo de Humedales Artificiales

El empleo de Humedales Artificiales para el secado de lodos permite alcanzar grados de sequedad del 20-40 % (Uggetti et al., 2010).

En lo referente a la influencia de la climatología, la temperatura, la pluviometría y la humedad, estas ejercen una notable influencia sobre este tratamiento de deshidratación de lodos. Altas temperaturas y bajos niveles de humedad aceleran el secado de los lodos, mientras que elevados índices de pluviometría lo retrasan.

No se dispone de referencias para determinar la influencia de la altitud del emplazamiento sobre el comportamiento de este tratamiento de deshidratación de lodos.

En lo referente a los posibles impactos medioambientales:

- La generación de ruidos es nula cuando se alimentan los humedales por gravedad y muy reducida cuando se requiere el bombeo de lodos a secar, como consecuencia de la escasa potencia necesaria de las bombas.
- Existe el riesgo de generación de olores desagradables, que vendrá muy condicionado por el grado de estabilización que presenten los lodos a deshidratar.
- Los humedales ejercen un impacto visual positivo, como consecuencia de la vegetación implantada.
- Como en cualquier otra tecnología, por deficiencias constructivas, o por el deterioro de las instalaciones, se corre el riesgo de infiltraciones de aguas de mala calidad, que pueden provocar la contaminación de las aguas subterráneas. Si bien en el caso de los Humedales los lixiviados son menos contaminantes que los que se generan en los Lechos de Secado clásicos.

En el caso de PTAR de gran tamaño, la elevada superficie que se precisa para la ejecución de los humedales, hace que las características de los terrenos disponibles para su construcción ejerzan una notable influencia a la hora de su selección. Por otro lado, para evitar el bombeo de los lodos a secar, se primarán aquellos terrenos que presenten ligeras pendientes que permitan la alimentación de los humedales por gravedad y su construcción enterrada o semienterrada.

Entre las principales ventajas del empleo de Humedales Artificiales para la deshidratación de los lodos en exceso que se generan en las PTAR, destacan:

- Bajos costos de construcción.
- Bajos costos de mantenimiento.
- Nulo o bajo consumo energético, dependiendo de que haya que bombear los lodos a deshidratar.
- No se precisa la adición de reactivos.
- No requieren personal cualificado.
- Se alcanza un cierto grado de estabilización de los lodos.

- Se generan lixiviados menos contaminantes que los Lechos de Secado. En todo caso, estos lixiviados deben ser tratados.
- No se producen ruidos, si no se precisa el bombeo de lodos a deshidratar.
- Buena integración paisajística.

Como principales desventajas cabe mencionar:

- Elevados requisitos de superficie, comparados con los sistemas mecánicos de deshidratación de lodos.
- Sensibilidad a las condiciones meteorológicas (pluviometría, humedad, temperatura).
- Necesidad de la siega periódica de la vegetación.
- Posible emisión de malos olores.

Características constructivas

El confinamiento

- Este tipo de humedales se suelen construir por excavación en el terreno, siendo válidas, en este caso, todas las características constructivas que se detallaron para los Humedales Artificiales de Flujo Vertical en el Capítulo 7 de la presente guía.
- El confinamiento se suele construir en obra civil, cabiendo la posibilidad de que tanto el fondo como las paredes se ejecuten en hormigón armado, o de que para el fondo se emplee hormigón armado y ladrillos para las paredes, dado que en el interior del confinamiento no se acumula el agua, por lo que no se ejerce presión hidrostática sobre sus paredes.
- Para facilitar su operación y mantenimiento, se recomienda que la superficie unitaria de los Humedales Artificiales no supere los 200 m².
- Se recomienda un resguardo, de aproximadamente 1 m de altura, sobre el medio filtrante.

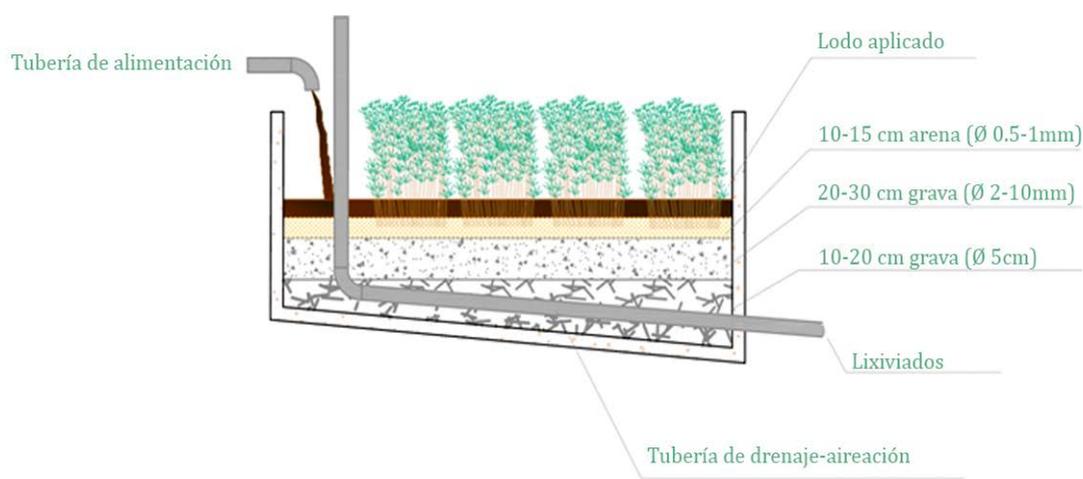
Figura 11.21. Humedal Artificial para el secado de lodos construido en obra civil (PTAR de Scobvy, Dinamarca).



El material filtrante

- Al igual que en los Lechos de Secado, el material filtrante de estos humedales está formado por varias capas de grava y una de arena en superficie, sobre la que se planta la vegetación. En concreto, la altura del medio filtrante oscila entre 45-65 cm y está constituida por una capa de arena de 10 a 15 cm, una de grava de 20 a 30 cm y una de piedras o grava de grano grueso de 15 a 20 cm. (Figura 11.22).

Figura 11.22. Corte transversal de un Humedal Artificial para el secado de lodos (Uggetti et al., 2010).



La vegetación

- Constituye, junto al material filtrante, uno de los elementos clave de los Humedales Artificiales destinados al tratamiento de lodos. Las especies de plantas empleadas deben ser capaces de crecer en un medio lodoso y en condiciones anaerobias; deben contar con una alta tasa evapotranspiración (se ve favorecida en las hojas anchas) y, al mismo tiempo, deben ser capaces de soportar las variaciones del nivel de agua, de la salinidad y del pH que tienen lugar en el transcurso del proceso de secado de los lodos.
- La densidad de la plantación varía entre 4-15 rizomas/m² (Uggetti et al., 2010), habiéndose empleado con éxito, entre otras, las especies: *Phragmites australis*, *Typha sp.*, *Cyperus papyrus L.* y *Echinochloa pyramidalis*. En todo caso, siempre debe recurrirse al empleo de plantas autóctonas, que cumplan con los requisitos anteriormente señalados.
- La plantación debe realizarse en la capa de grava intermedia, justo por debajo de la capa de arena (Metcalf&Eddy, 2015).

Los elementos de entrada y salida

- La aplicación de los lodos sobre los humedales puede realizarse directamente desde los sedimentadores primarios y secundarios, o desde un tanque de almacenamiento y estabilización de estos lodos. En aquellos casos en los que el diagrama de flujo de la PTAR incluya una unidad de decantación-digestión, no será necesario disponer de un tanque de almacenamiento.
- El sistema de alimentación a este tipo de humedales es similar al que se emplea en los Lechos de Secado de lodos (Figura 11.23).

Figura 11.23. Alimentación de un humedal para lodos. EDAR de Santa Eulalia de Ruiprimer (España).



- Para evitar que la corriente de lodos erosione la superficie del material filtrante, se colocan sobre esta unas losetas, sobre las que se produce la descarga de los lodos a deshidratar.
- Los lixiviados que se generan por percolación de las aguas que drenan de los lodos se recogen mediante un sistema de tuberías perforadas, dispuestas en el fondo del humedal. Estas tuberías tendrán una pendiente de al menos el 1% hacia la zona de evacuación de los lixiviados y estarán recubiertas y apoyadas en un lecho de arena (de 0,5-1 mm) y de grava (2-10 mm).
- Los lixiviados, dada su contaminación, deben conducirse a la Línea de Agua de la PTAR para su tratamiento.

Operación y mantenimiento

- Las labores de operación y mantenimiento de los Humedales Artificiales para el secado de lodos son simples y están muy separadas en el tiempo. No obstante, cuando finaliza el periodo de operación de un humedal, para la retirada de la capa de lodos secos y de la parte aérea

de la vegetación, se hace preciso contar con maquinaria pesada (retroexcavadora).

- En climas fríos, se recomienda que la plantación y puesta en marcha de los humedales se lleve a cabo en la época más cálida del año.
- La aplicación de los lodos sobre los humedales no debe realizarse inmediatamente después de la plantación, siendo necesario dejar un periodo de establecimiento y crecimiento de la vegetación de 1-2 meses, que vendrá condicionado por la climatología de la zona.
- La aplicación de lodos a los humedales debe realizarse de forma que en ningún caso quede cubierta la vegetación.
- Tras cada aplicación de lodos al humedal (de unos 7,5-10 cm de espesor), es necesario dejar un periodo de reposo antes de la siguiente aplicación. Mientras dura este periodo se alimentará otro de los humedales implantados.
- La duración de los periodos de reposo varía en función del número de humedales implantados, de las condiciones climatológicas, del tiempo que lleve funcionando el humedal y del contenido en sólidos de los lodos a secar. Se identifican en la bibliografía periodos de reposo muy diferentes, oscilando entre 2-10 días en humedales nuevos y 55-65 días en humedales maduros (*Nielsen, 2003*). Cuanto mayor sea el número de humedales disponibles se hace más factible alargar las rotaciones y, de esta forma, conseguir un mayor grado de sequedad del lodo (*Uggetti, 2010*).
- Cuando el crecimiento de la vegetación implantada dificulte el reparto uniforme de los lodos a secar sobre la superficie del humedal, debe procederse a su siega. Esta operación se realizará en época fría, cortando los tallos un poco por encima del manto de lodos.
- Con las sucesivas alimentaciones, la altura de la capa de lodos del humedal se va incrementando, hasta alcanzar una cota máxima (determinada por el resguardo de seguridad). En ese momento, se detiene definitivamente la alimentación al humedal y se le deja en un periodo

de reposo final, que puede llevar de 1-2 meses a 1 año, con objeto de aumentar el grado de sequedad y de mineralización de los lodos.

- Una vez conseguido el grado de sequedad deseado, el lodo seco es retirado junto con la vegetación del humedal, lo que habitualmente se realiza con la ayuda de una retroexcavadora. Esta operación debe realizarse con especial cuidado, para evitar la retirada de la capa más profunda del lodo seco, en la que se encuentran los rizomas, para que la vegetación vuelva a brotar, sin llevar a cabo una nueva plantación (Nielsen, 2003). Los lodos, junto con la vegetación extraída, se someten a un proceso posterior de compostaje (Figura 11.24).

Figura 11.24. Extracción de los lodos deshidratados y de la parte aérea de la vegetación en un Humedal Artificial para el secado de lodos, en la PTAR de Greve (Dinamarca), que da servicio a 50.000 habitantes (Uggetti, 2010).



11.2.4.5. Selección de tratamientos para la deshidratación de lodos

La selección del tratamiento de deshidratación a aplicar a los lodos generados en una PTAR, depende los siguientes factores (adaptado de Chamorro, 2018):

- **Cantidad de los lodos a deshidratar.** los sistemas mecánicos de deshidratación de lodos están especialmente indicados para el secado de los lodos en exceso generados en PTAR que dan servicio a poblaciones de tamaño grande. Los equipos mecánicos de secado de lodos en pequeñas poblaciones presentan más inconvenientes que ventajas, pues a

sus elevados costos de adquisición se suman sus elevados consumos energéticos y la necesidad de contar con operadores cualificados para su operación y mantenimiento. Para PTAR aisladas, los sistemas mecánicos también son poco versátiles, salvo que las labores de operación y mantenimiento se integren en un conjunto de depuradoras que permita optimizar costos y disponer de personal cualificado, que de servicio a ese grupo de instalaciones de tratamiento.

- **Grado de sequedad final a alcanzar en los lodos:** este parámetro está muy relacionado con el posible aprovechamiento de lodos una vez secos y con su transporte. De los sistemas de deshidratación de lodos analizados, los Lechos de Secado y los Humedales Artificiales alcanzan grados de sequedad del 20-40%, mientras que los sistemas mecánicos analizados alcanzan del orden de un 20%. El grado de sequedad de los lodos influye notablemente en los costos de su transporte.
- **Espacio disponible:** los sistemas mecánicos de deshidratación de lodos requieren mucha menor superficie para su construcción que los sistemas naturales de secado.
- **Condiciones climáticas:** las condiciones climáticas (especialmente la pluviometría), tienen una mucha mayor influencia en el comportamiento de los sistemas naturales de secado de lodos, que sobre los mecánicos, que trabajan bajo cubierta.
- **Consumos energéticos:** los sistemas mecánicos de secado de lodos analizados presentan consumos energéticos del orden de 30-80 kWh/tonelada de materia seca, siendo este consumo mayor en las Centrífugas que en los Filtros Banda. Los sistemas de secado naturales, si la alimentación de lodos puede hacerse por gravedad, no presentan consumo energético alguno.
- **Destino final de los lodos deshidratados:** el destino final que se le vaya a dar a los lodos secos también influye en la selección del tratamiento a implantar. Así, si se piensa emplear los lodos secos en agricultura, debe limitarse el empleo de reactivos como la cal o las sales de aluminio, mientras que si se destinan a compostaje, su grado de sequedad no es un factor tan determinante.

- **Calidad de los lixiviados:** los lixiviados que se generan en todos los sistemas de secado de lodos deben retornarse a cabecera de la PTAR para su tratamiento. Las cargas orgánicas de estos lixiviados (DBO_5) suponen el 1-3% de la carga orgánica que entra la PTAR, y el 15-25% de la carga de nutrientes (*Chamorro, 2018*). Cuanta más calidad presenten los lixiviados (menor presencia de SST), menor será la sequedad que se logre en los lodos y se precisará la adición de mayores cantidades de reactivos acondicionantes. Por el contrario, una mayor presencia de SST suele alcanzarse con menores dosis de reactivos y lixiviados de peor calidad. De los tratamientos analizados para el secado de lodos, los lixiviados procedentes de los Humedales Artificiales son los que presentan niveles más bajos de contaminación.
- **Impactos ambientales:** la generación de ruidos es mucho más notable en los equipos mecánicos de secado de lodos.

En resumen, puede decirse que los sistemas de secado mecánico tienen su principal campo de aplicación en el contexto boliviano en las poblaciones de tamaño grande (a partir de los 20.000 habitantes), mientras que en poblaciones menores, siempre que se disponga de espacio, y las condiciones climatológicas sean las adecuadas, se aconseja la construcción de sistemas naturales de secado.

11.3 Líneas de tratamiento de lodos propuestas para los dimensionamientos básicos

Es importante señalar que las líneas de tratamiento definidas en el Capítulo 7 tenían el objetivo de poder comparar los distintos tratamientos que se exponían en ese capítulo. En cambio, las líneas definidas para el tratamiento de lodos no tienen como objetivo comparar los distintos tratamientos de lodos expuestos en este capítulo, sino complementar las líneas desarrolladas en el Capítulo 7, con los tratamientos de lodos que se han considerado más adecuados para cada caso.

Como se ha indicado inicialmente, una Línea de Tratamiento de Lodos suele contar con las etapas de: espesamiento, estabilización y secado.

De acuerdo con la Tabla 11.1, la mayoría de las líneas de tratamiento propuestas generan lodos suficientemente concentrados para poder enviarlos directamente a deshidratación (con porcentajes de materia seca por encima del 3%), salvo en el caso de las Aireaciones Extendidas en las que este porcentaje es de tan solo el 1%. Para reducir los grandes requerimientos de superficie de los Lecho de secado en las PTAR de mayor tamaño, se propone que por encima de los 20.000 habitantes servidos, las Aireaciones Extendidas cuenten con una etapa de espesamiento de lodos.

En lo referente a la estabilización, la normativa boliviana en materia de lodos exige la estabilización de estos subproductos. Tal y como se expuso con anterioridad (Tabla 11.2), en todas las líneas de tratamiento propuestas se generan lodos estabilizados, salvo en el caso de los Filtros Percoladores y de los Contactores Biológicos Rotativos (CBR) para poblaciones mayores a 20.000 habitantes en Altiplano. En el caso de los Valles y Llanos, en los que la temperatura es la adecuada para implantar RAFA, se ha considerado implantar esta tecnología en cabecera, precisamente para poder estabilizar los lodos del sedimentador secundario al recircularlos a estos reactores. En el caso del Altiplano, donde las temperaturas hacen inviable la construcción de RAFA, se ha considerado el empleo de Lagunas Anaerobias para estabilizar los lodos generados en los sedimentadores, tanto primarios, como secundarios.

Por último, dada la variedad de tratamientos de secado de lodos existentes, y al objeto de simplificar, para las estimaciones de superficie y de costos se ha optado por emplear la deshidratación mediante Lechos de Secado, por ser la solución generalmente adoptada en Bolivia en la actualidad.

Para facilitar la comprensión de los siguientes subapartados (estimación de los requisitos de superficie y de los costos de construcción), se ha confeccionado la Tabla 11.14, que resume, para las diferentes líneas de tratamiento, rangos de población servida y zonas ecológicas, las correspondientes líneas de aguas y lodos.

Tabla 11.14. Tabla resumen de las líneas de tratamiento y de sus Líneas de Agua y Lodos.

Línea de tratamiento	Rango (habitantes)	Zona ecológica	Línea de Agua	Línea de Lodos
Línea 1	1.000 – 2.000	V y LL	TI + FAFA + LAG FAC	LS
Línea 2	1.000 – 50.000	V y LL	RAFA + LAG FAC	LS
Línea 3	1.000 – 50.000	A, V y LL	LAG ANA + LAG FAC	LS
Línea 4	1.000 – 5.000	A, V y LL	TI + HUM (Horiz. O Vert.)	LS
Línea 5	1.000 – 5.000	A, V y LL	LOMB	-
Línea 6.1	1.000 – 20.000	A	TI + FP	LS
Línea 6.2	20.001 – 50.000	A	SED PRIM + FP	DIGESTIÓN A T ^a AMBIENTE + LS
Línea 6.3	1.000 – 50.000	V y LL	RAFA + FP	LS
Línea 7.1	1.000 – 20.000	A	TI + CBR	LS
Línea 7.2	20.001 – 50.000	A	SED PRIM + CBR	DIGESTIÓN A T ^a AMBIENTE + LS
Línea 7.3	1.000 – 50.000	V y LL	RAFA + CBR	LS
Línea 8.1	1.000 – 20.000	A, V y LL	AE	LS
Línea 8.2	20.001 – 50.000	A, V y LL	AE	ESP GRAV + LS

A: Altiplano; V: Valles; LL: Llanos

TI: Tanque Imhoff; FAFA: Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente; LAG FAC: Lagunas Facultativas; RAFA: Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente; HUM: Humedales Artificiales de flujo subsuperficial; LOMB: Lombrifiltro; FP: Filtro Percolador; SED PRIM: Sedimentador Primario; CBR: Contactor Biológico Rotativo; AE: Aireación Extendida; LS: Lechos de Secado; ESP GRAV: Espesador por gravedad.

En el caso de los Lombrifiltros, no es necesario desarrollar una línea de lodos, dado que en esta tecnología no se genera este subproducto.

Estimación de la superficie necesaria para la construcción del Tratamiento de Lodos

De acuerdo con las producciones y características de los lodos generados en las diferentes Líneas de Tratamiento (Tabla 11.1), con las recomendaciones establecidas en este capítulo para el dimensionamiento de los Tratamientos de Lodos y adoptando las siguientes premisas:

- Como se ha comentado, en el caso de los Filtros Percoladores y de los Contactores Biológicos Rotativos implantados en el Altiplano y para poblaciones por encima de 20.000 habitantes, los lodos en exceso se estabilizan en digestores a temperatura ambiente. Al ser muy grandes los volúmenes útiles calculados se ha optado por utilizar Lagunas Anaerobias como digestores. Los TRH considerados para el diseño de estas lagunas han sido de 90 días.

- En el caso de las Aireaciones Extendidas se implantan espesadores por gravedad por encima de los 20.000 habitantes, para reducir la superficie necesaria de Lechos de Secado. Estos espesadores se dimensionan con cargas de sólidos de 25 kg/m²/d.
- Para el dimensionamiento de los Lechos de Secado se han tenido en cuenta las siguientes consideraciones:
 - La producción de lodos en cada línea de tratamiento, de acuerdo con la Tabla 11.1
 - El porcentaje de materia seca en los lodos deshidratados.
 - En Valles y Llanos, por encima de los 20.000 habitantes servidos, se considera el techado de los Lechos de Secado, para evitar los efectos negativos de la pluviometría.
 - No se ha considerado el coeficiente de mayoración debido a la lluvia en los casos en los que no se ha considerado el techado de los Lechos de Secado, por no tener la certeza de la influencia de la lluvia en los periodos de secado.
 - Para el cálculo de los tiempos de los ciclos de secado se ha considerado:
 - Un tiempo de descarga de los lodos a deshidratar despreciable.
 - Un tiempo de secado de los lodos de 15 días, común para todas las zonas ecológicas.
 - Un tiempo de retirada de los lodos deshidratados de 2 días.
 - El espesor considerado de la capa de lodos a deshidratar ha sido 0,25 m en todas las líneas de tratamiento, salvo en:
 - Las Lagunas de Estabilización, donde se ha considerado un espesor mayor (0,5 m) porque la baja frecuencia de retirada de los lodos (cada cinco años) hace que el espesor deje de ser un factor limitante. Se ha considerado en el dimensionamiento de los Lechos

de Secado para esta línea que la retirada de lodos se realizará en cinco ocasiones durante el quinto año de operación.

- El caso de los Filtros Percoladores y de los Contactores Biológicos Rotativos implantados en el Altiplano por encima de 20.000 habitantes, donde se ha considerado un espesor de 0,3 m debido a que los lodos a deshidratar, provenientes de digestión, se encuentran razonablemente diluidos (3%).
- La Aireación Extendida, en la que en los casos en los que no se considera el espesamiento de lodos previo a la deshidratación (<20.000 habitantes), se ha adoptado un espesor de 0,375 m por tratarse de lodos muy diluidos (1%).
- La frecuencia de retirada de lodos considerada ha sido de 2 meses y seis los ciclos anuales en todos los tratamientos salvo en:
 - La línea Tanque Imhoff + FAFA + Laguna Facultativa en la que se han considerado, a efectos de definición de frecuencias de retirada de lodos y el número de ciclos en los cálculos realizados, únicamente los lodos generados en Tanque Imhoff, por ser claramente los mayoritarios.
 - Las Lagunas de Estabilización, donde se ha considerado una retirada de lodos deshidratados cada 5 años y cinco ciclos al año en el año de extracción de los lodos.
 - El caso de los Filtros Percoladores y de los Contactores Biológicos Rotativos implantados en poblaciones del Altiplano por encima de 20.000 habitantes, donde se ha considerado la retirada cada tres meses y cuatro ciclos al año.
 - La Aireación Extendida, donde se ha considerado la extracción diaria de los lodos y 20 ciclos anuales.
- Se ha considerado que en las Lagunas Facultativas no se generan lodos.

Tenidas en cuenta todas consideraciones, las cargas de sólidos resultantes se recogen en la Tabla 11.15.

Tabla 11.15. Cargas de sólidos empleadas para el dimensionamiento de los Lechos de Secado en las diferentes líneas de tratamiento.

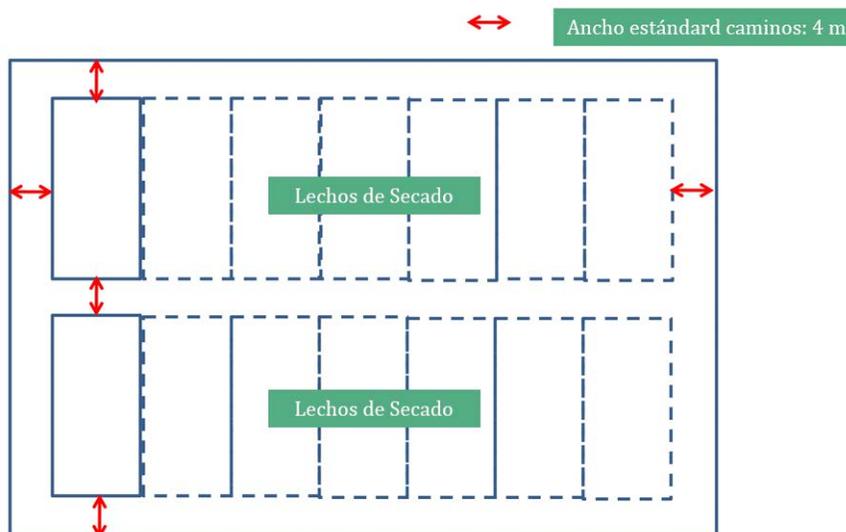
Línea de tratamiento	Carga de sólidos(kg m.s./m ² /año)	Línea de Tratamiento	Carga de sólidos(kg m.s./m ² /año)
Línea 1	75	Línea 6.3	75
Línea 2	75	Línea 7.1	75
Línea 3	200 ¹	Línea 7.2	145 ²
Líneas 4.1 y 4.2	75	Línea 7.3	75
Línea 6.1	75	Línea 8.1	80
Línea 6.2	145	Línea 8.2	150

¹Se consideran cinco extracciones a lo largo del año en el que se proceda a la extracción de lodos de las lagunas.

²Se consideran cuatro extracciones a lo largo del año en el que se proceda a la extracción de lodos de las lagunas.

- Para facilitar su operación y mantenimiento, se ha limitado la superficie unitaria de los Lechos de Secado a 200 m².
- La relación largo/ancho de los Lechos de Secado es de 2.
- Los Lechos de Secado se agrupan en conjuntos de 7 unidades como máximo, compartiendo las unidades interiores sus lados de mayor longitud. Estos conjuntos de lechos se disponen de acuerdo a la Figura 11.25.

Figura 11.25. Disposición esquemática de los Lechos de Secado



- Un camino de 4 m de ancho bordea cada conjunto de 7 unidades de Lechos de Secado y lo separa del siguiente conjunto. Con ello, se consigue que la distancia máxima de transporte para la remoción del lodo seco dentro de cada lecho sea como máximo de 10 metros, para facilitar su operación y mantenimiento (de acuerdo con la norma brasileña ABNT 1989).

Con todas estas consideraciones se ha procedido a estimar los requisitos de superficie necesaria por habitante servido para los Tratamientos de Lodos en las diferentes líneas de tratamiento. Estas estimaciones se presentan en las Tablas 11.16 y 11.17.

Tabla 11.16. Estimación de los requisitos de superficie para la construcción del Tratamiento de los Lodos que se generan en las distintas líneas de tratamiento en el Altiplano.

ALTIPLANO	Requisitos de superficie (m ² /habitante)					
	1.000 habitantes	2.000 Habitantes	5.000 habitantes	10.000 habitantes	25.000 habitantes	50.000 habitantes
Línea 3	0,11	0,12	0,12	0,16	0,17	0,19
Líneas 4.1 y 4.2	0,11	0,12	0,13	-	-	-
Línea 6.1	0,17	0,21	0,22	0,24	-	-
Línea 6.2	-	-	-	-	0,19	0,23
Línea 7.1	0,17	0,21	0,22	0,24	-	-
Línea 7.2	-	-	-	-	0,19	0,23
Línea 8.1	0,17	0,21	0,22	0,24	-	-
Línea 8.2	-	-	-	-	0,15	0,15

Tabla 11.17. Estimación de los requisitos de superficie para la construcción del Tratamiento de los Lodos que se generan en las distintas líneas de tratamiento en Valles y Llanos.

VALLES Y LLANOS	Requisitos de superficie (m ² /habitante)					
	1.000 habitantes	2.000 habitantes	5.000 habitantes	10.000 habitantes	25.000 habitantes	50.000 habitantes
Línea 1	0,19	0,22	-	-	-	-
Línea 2	0,09	0,09	0,09	0,09	0,12	0,14
Línea 3	0,14	0,15	0,16	0,18	0,17	0,21
Líneas 4.1 y 4.2	0,14	0,15	0,16	-	-	-
Línea 6.3	0,11	0,11	0,11	0,12	0,15	0,15
Línea 7.3	0,11	0,11	0,11	0,12	0,15	0,15
Línea 8.1	0,23	0,26	0,26	0,29	-	-
Línea 8.2	-	-	-	-	0,16	0,17

Estimación de los costos de construcción del Tratamiento de Lodos

De acuerdo con las producciones y características de los lodos generados en las diferentes líneas de tratamiento (Tabla 11.1), con las recomendaciones establecidas en este capítulo para el dimensionamiento de los Tratamientos de Lodos y con las premisas adoptadas en el apartado anterior, se ha procedido a estimar los costos de construcción para el Tratamiento de Lodos que se generan en las líneas de tratamiento recogidas en la Tabla 11.14. Estas estimaciones se muestran en las Tablas 11.18 y 11.19.

Tabla 11.18. Estimación de los costos para la construcción del Tratamiento de los Lodos que se generan en las distintas líneas de tratamiento en el Altiplano.

ALTIPLANO	Costos de construcción (Bs/habitante)					
	1.000 habitantes	2.000 habitantes	5.000 habitantes	10.000 habitantes	25.000 habitantes	50.000 habitantes
Línea 3	220,87	218,79	209,91	236,07	240,89	269,48
Línea 4	255,05	247,39	237,07	-	-	-
Línea 6.1	336,01	365,48	366,07	408,31	-	-
Línea 6.2	-	-	-	-	257,27	276,89
Línea 7.1	336,01	365,48	366,07	408,31	-	-
Línea 7.2	-	-	-	-	257,27	276,89
Línea 8.1	333,06	361,10	362,04	403,33	-	-
Línea 8.2	-	-	-	-	251,37	268,11

Tabla 11.19 Estimación de los costos para la construcción del Tratamiento de los Lodos que se generan en las distintas líneas de tratamiento en Valles y Llanos.

VALLES Y LLANOS	Costos de construcción (Bs/habitante)					
	1.000 habitantes	2.000 habitantes	5.000 habitantes	10.000 habitantes	25.000 habitantes	50.000 habitantes
Línea 1	362,73	375,28	-	-	-	-
Línea 2	190,36	176,71	157,42	152,55	191,38	213,16
Línea 3	280,27	270,75	258,53	259,60	265,97	295,56
Línea 4	321,09	303,71	294,47	-	-	-
Línea 6.3	220,69	208,18	187,40	188,79	228,56	252,47
Línea 7.3	220,69	208,18	187,40	188,79	228,56	252,47
Línea 8.1	429,17	449,55	429,50	451,15	-	-
Línea 8.2	-	-	-	-	275,38	293,89

Costos de operación y mantenimiento

Los costos de operación y mantenimiento del tratamiento de los lodos en exceso que se generan en las distintas líneas de tratamiento de aguas residuales, al tratarse básicamente de costos de personal, se consideran ya incluidos en los costos de operación y mantenimiento que se han estimado en el Capítulo 7, para cada una de estas líneas.

En el caso de las Aireaciones Extendidas, dado el elevado número de Lechos de Secado que se precisa para la deshidratación de los lodos generados en las PTAR que dan servicio a 50.000 habitantes, sí se ha estimado oportuno incrementar el número de operadores en una unidad (ver Capítulo 12).

Referencias Bibliográficas

Beardsley, J. (1976). Sludge Drying Beds Are Practical. Water and Sewage Works (Vol. 1)

CNM (Comisión Nacional del Agua de México) (2006). Guía para el manejo, tratamiento y disposición de lodos residuales de plantas de tratamiento municipales. ISBN: 978-968-817-880-5.

CONAGUA. Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (32): Tratamiento y Disposición de Lodos.

Chamorro, J. (2018). Deshidratación de fangos en estaciones de aguas residuales (EDAR). XXVI Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras. Madrid, 19-30 noviembre 2018.

De Maeseneer, J. (1997). Constructed wetland for sludge dewatering. Water Science and Technology, 35 (5).

Janett, J., Santryl. (1969). Characteristics of Sludge Drying. Journal of the Sanitary Engineering Division ASCE. SA 5.

MARM (2010). Manual para la implantación de sistemas de de depuración en pequeñas poblaciones. ISBN: 978-84-491-1071-9.

MARN (2016). Recomendaciones para la selección de tratamientos de depuración de aguas residuales urbanas en la República de El salvador. Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Metcalf&Eddy (1998). Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. ISBN: 84-481-1607-0. MacGraw-Hill.

Metcalf&Eddy (2013). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 5th Edition. McGraw-Hill Inc. ISBN: 978-1-259-25093-4.

Mijaylova Nacheva, P. (1999). Curso Teórico Práctico para el Tratamiento de Lodos Residuales. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua, México.

NB 570 (1990). Projeto de estações de tratamento de esgotos. Associação Brasileira de Normas Técnicas.

Nielsen, S. (2003). Sludge treatment in wetland systems. In: Dias, V., Vymazal, J. (Ed.), Proceedings of Conference: The Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands (IWA). 8–10 May, Lisbon, Portugal.

Shink, B., Stams, A. (2001). Syntrophism among prokaryotes. The Procaryotes: An Evolving Electronic Resource for the Microbiological Community. M. Dworkin *et al.* eds, 3rd edition release 3.7, Springer-Verlag, New York.

Sobrados, L. (2018^a). Sistemas de espesamiento. XXVI Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras. Madrid, 19-30 noviembre 2018.

Sobrados, L. (2018^b). Estabilización de fangos. XXVI Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras. Madrid, 19-30 noviembre 2018.

Tayler, K. (2018). Faecal Sludge and Septage Treatment: A guide for low and middle income countries. Rugby, UK Practical Action Publishing.

Uggetti, E., Ferrer, I., Llorens E., García J. (2010). Sludge treatment wetlands: A review on the state of the art. *Bioresource Technology* 101(9):2905-2912.

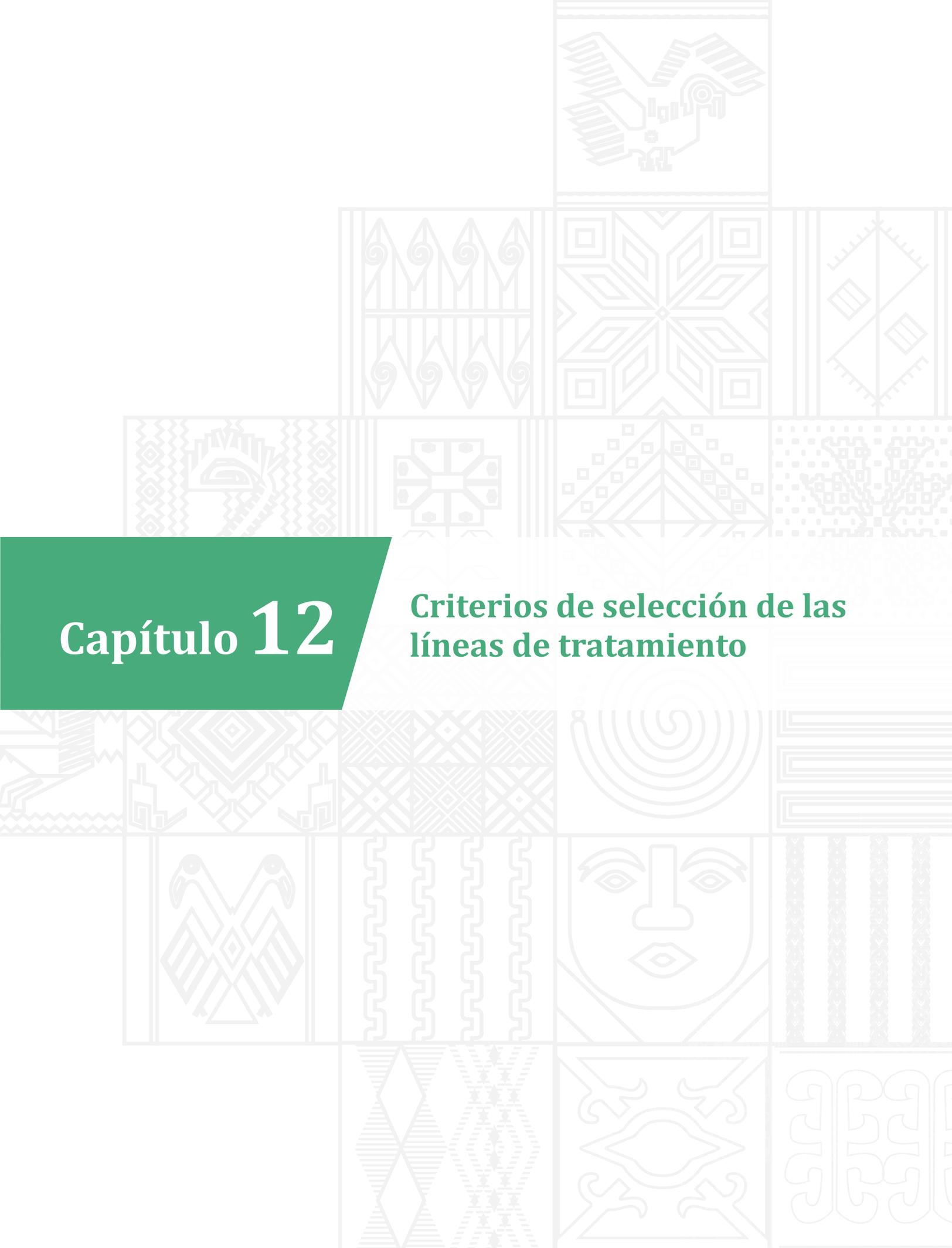
USEPA (1985). Design Manual, Dewatering Municipal Wastewater Sludges. EPA/625/1-87/014). Cincinnati, OH, US: Center for Environmental Research Information.

WEF, WERF, USEPA (2012). Solids Process Design and Management. US: McGraw-Hill. ISBN: 978-0-07-178095-7.



Capítulo 12

Criterios de selección de las líneas de tratamiento



Capítulo 12

Criterios de selección de las líneas de tratamiento

Uno de los objetivos básicos que se persigue con la elaboración de la presente guía, es el de proporcionar una herramienta de apoyo a la toma de decisión de los técnicos y planificadores, de manera que puedan establecer para cada situación concreta de depuración, el tratamiento más adecuado para las aguas residuales generadas. Entendiendo por tratamiento más adecuado, aquél que, además de ser el óptimo desde el punto de vista técnico, económico, social y ambiental, asegure el funcionamiento eficaz de la instalación durante toda su vida útil.

En el ámbito de la medicina y la salud, las claves para curar con éxito una enfermedad radican tanto en realizar un diagnóstico acertado de la/las patologías que afectan al enfermo, como en aplicar el tratamiento más eficaz y adecuado para cada paciente.

En el campo del tratamiento de las aguas residuales existe un cierto paralelismo con lo anterior, en tanto que conseguir exitosamente ese tratamiento adecuado con robustez y garantía, depende tanto de disponer de un buen diagnóstico previo (en el que se determinen adecuadamente el problema a resolver y el contexto de necesidades técnicas, ambientales, administrativas, socioeconómicas, etc., en el que ha de resolverse), como de seleccionar la tecnología que resulte más apropiada.

Las infraestructuras de saneamiento y tratamiento no son un fin en sí mismas, sino que son un medio necesario para conseguir el verdadero fin perseguido: *prestar un servicio público sostenible y de calidad, asegurando que el vertido de las aguas tratadas no presenta riesgos para la salud y el medioambiente.*

Por tanto, resulta de vital importancia tanto disponer de un amplio conocimiento técnico de las diferentes tecnologías existentes para el tratamiento de las aguas residuales y de sus configuraciones, ventajas, inconvenientes y posibles limitaciones; como contar con un conocimiento en profundidad del contexto y de los datos básicos de los que se debe partir para realizar el diseño de la PTAR. En resumen, se deben conocer en profundidad el problema y las diferentes soluciones que pueden aplicarse, para seleccionar aquella que mejor se adapte a cada situación específica.

En los capítulos anteriores se han venido detallando: los condicionantes del desarrollo del tratamiento de las aguas residuales en el ámbito boliviano (Capítulo 2); las características de las aguas residuales urbanas, sus contaminantes principales y los conceptos básicos para su depuración (Capítulo 3); así como la información básica a recabar para la redacción de un proyecto de PTAR (Capítulo 4).

Adicionalmente, en el Capítulo 7 se han desarrollado los fundamentos, configuraciones básicas, rendimientos, métodos de dimensionamiento, aspectos constructivos, requisitos de superficie y costos de construcción y de operación y mantenimiento, para las diferentes líneas de tratamiento consideradas.

Tomando como base de partida toda esta información, en el presente capítulo se describen aquellos factores y criterios que han de tenerse en cuenta en el proceso de selección de la línea de tratamiento más adecuada en cada caso, así como el proceso metodológico adoptado para la toma de decisión.

La selección de la línea de tratamiento más adecuada resulta determinante para solucionar con éxito la depuración de las aguas residuales generadas en una comunidad. De hecho, la experiencia demuestra que buena parte de los errores, o fallos de construcción y/o de funcionamiento de las PTAR, se podrían evitar en la fase de preparación y formulación del proyecto. Por tanto, la selección de la solución tecnológica más adecuada en cada contexto y circunstancia, no sólo va a permitir el tratamiento adecuado de las aguas residuales antes de su vertido, sino que también permitirá minimizar el riesgo de disfuncionalidades y de problemas operativos a lo largo de la vida útil de la instalación de tratamiento.

Existen diversas metodologías, más o menos complejas, que permiten llevar a cabo el estudio de alternativas partiendo, generalmente, de establecer unos criterios de selección en función de las condiciones locales. Así, se han desarrollado desde simples árboles de toma de decisión, hasta complejos software

de ayuda a la toma de decisión (DSS), pasando por las matrices de valoración, semejantes a las habitualmente empleadas en los estudios de impacto ambiental. Sea cual fuera el procedimiento elegido, lo fundamental en el sistema de selección es que se consideren todos aquellos criterios que puedan tener influencia sobre la tecnología a seleccionar y, especialmente, aquellos que la puedan limitar. Hay que tener en cuenta además, que la solución tecnológica para cada caso concreto, en función de las condiciones locales, no siempre tiene que ser única, pudiendo encontrarse varias líneas de tratamiento válidas para un mismo problema.

En esta guía se ha optado por una metodología sencilla flexible y eminentemente práctica, basada en el conocimiento de los tratamientos y de las condiciones locales, para la evaluación y selección de alternativas, a través de la identificación de criterios y de la evaluación de los mismos en matrices multicriterio.

A continuación, se describen los elementos que constituyen un problema de decisión, para posteriormente describir la metodología multicriterio aplicada a la selección de tratamientos de las aguas residuales urbanas.

12.1 Elementos de los problemas de decisión

Los elementos que constituyen un problema de decisión son los siguientes (Belén y Romana, 2016):

- **Alternativas:** las alternativas constituyen los diferentes enfoques para la resolución del problema. En el caso de los problemas de decisión multicriterio, las alternativas se definen como el conjunto de soluciones, estrategias, acciones, decisiones, etc., posibles, que hay que analizar durante el proceso de resolución del problema de decisión que se considere. La descripción de cada alternativa debe mostrar, de manera clara, como resuelve el problema definido y en qué difiere de las otras alternativas.

El conjunto de alternativas se designa por $A = \{A_1, A_2, \dots, A_m\}$, donde A_i ($i=1, 2, \dots, m$) son cada una de las alternativas posibles.

- **Criterios de decisión:** los criterios de decisión $C = \{C_1, C_2, \dots, C_n\}$, se pueden definir como las condiciones o parámetros que permiten discriminar alternativas y establecer preferencias del decisor. Son elementos de re-

ferencia, en base a los cuales se realiza la decisión. En la mayoría de los problemas de decisión multicriterio resulta complicado establecer estos criterios, no obstante, su determinación resulta ser un paso esencial en el proceso y deben cumplir una serie de requisitos para ser adecuados.

- **Pesos:** los pesos o ponderaciones son las medidas de la importancia relativa que los criterios de selección tienen para el decisor en un caso concreto. Asociado con los criterios, se asigna un vector de pesos $[P] = [P_1, P_2, \dots, P_n]$, siendo n el número de criterios. El peso P_i refleja la importancia relativa del criterio C_i en la decisión. En los problemas de decisión multicriterio es muy frecuente que los criterios tengan distinta relevancia para el decisor, aunque esto no significa que los criterios menos importantes no deban ser considerados.

En la bibliografía existen diferentes formas de asignar los pesos, siendo uno de los más habituales el método de asignación directa, en el que el decisor asigna directamente valores a los pesos. Esta asignación puede llevarse a cabo de formas diferentes: por ordenación simple, por tasación simple, o por comparaciones sucesivas. El método de tasación simple, que es de los más empleados, consiste en que el decisor da una valoración de cada peso en una cierta escala (de 0 a 5, de 0 a 10, etc.). Una vez obtenidas las valoraciones, estas se normalizan dividiendo cada valor por la suma de todos los pesos.

- **Matriz de valoración o de decisión:** una vez establecidos los criterios de decisión y sus pesos asociados, el decisor es capaz de dar, para cada uno de los criterios considerados y para cada alternativa, un valor numérico a_{ij} , que expresa una valoración, o juicio, de la alternativa A_i frente al criterio C_j . Esta evaluación se puede representar en forma de matriz de decisión, en la que cada fila expresa cualidades de la alternativa A_i respecto de los "n" criterios considerados. Cada columna de la matriz recoge las valoraciones emitidas por el decisor de todas las alternativas respecto al criterio C_j (Tabla 12.1).

Tabla 12.1. Matriz de decisión.

		CRITERIOS Y PESOS ASOCIADOS					
		C_1	C_2	...	C_j	...	C_n
		P_1	P_2	...	P_j	...	P_n
ALTERNATIVAS	A_1	a_{11}	a_{12}	...	a_{1j}	...	a_{1n}
	A_2	a_{21}	a_{22}	...	a_{2j}	...	a_{2n}

	A_i	a_{i1}	a_{i2}	...	a_{ij}	...	a_{in}
	...						
	A_m	a_{m1}	a_{m2}	...	a_{mj}	...	a_{mn}

Tradicionalmente, el proceso de toma de decisión se ha basado en la selección de la alternativa más adecuada en base a la experiencia, conocimiento y opinión subjetiva del decisor. Los métodos de decisión multicriterio constituyen una útil herramienta, que sistematiza el razonamiento seguido para la selección del tratamiento más adecuado y, que al hacerlo categorizando y ponderando los criterios seleccionados, reduce la subjetividad del proceso, mediante la creación de una serie de criterios de selección, que facilitan la elección entre alternativas, ayudando a justificar las decisiones en base a la evaluación de estos criterios del modo más objetivo posible. Este tipo de metodología ayuda a analizar el problema, al descomponer el análisis en tantos criterios como se hayan seleccionado, habiendo asignado previamente una importancia relativa a cada uno de ellos.

Los métodos de decisión multicriterio constituyen una herramienta sencilla y flexible, muy adaptable a contextos de decisión, en los que un número reducido de alternativas o elecciones posibles deben evaluarse en base a determinados criterios, como es el caso de la selección de la línea de tratamiento más apropiada para la depuración de las aguas residuales de una comunidad.

El éxito en la aplicación de esta metodología para la toma de decisión radica, no tanto en el conocimiento de la misma, sino en la capacidad del técnico/planificador para establecer adecuadamente los criterios de valoración, así como su ponderación y la valoración de las distintas alternativas, frente a cada criterio de selección y para cada situación concreta.

12.2 Metodología multicriterio aplicada a la selección de tratamientos de las aguas residuales

Los métodos de decisión multicriterio resultan especialmente apropiados como herramienta para la toma de decisión en el proceso de selección del tratamiento más adecuado para la construcción de una PTAR en un contexto concreto.

Con frecuencia, un mismo problema de depuración se puede abordar con soluciones técnicas diferentes, por tanto, la selección del tratamiento más adecuado sólo se consigue si se consideran todas las soluciones posibles y se evalúan todos los criterios que pueden afectar a dicha selección, ponderando de forma apropiada la importancia relativa de los mismos en cada proyecto (MARM, 2010).

Para llegar a una solución adecuada es preciso tener en cuenta que, aunque se utilice un método multicriterio de apoyo que nos garantice una mayor objetividad, es imposible eliminar totalmente la componente subjetiva del proyectista.

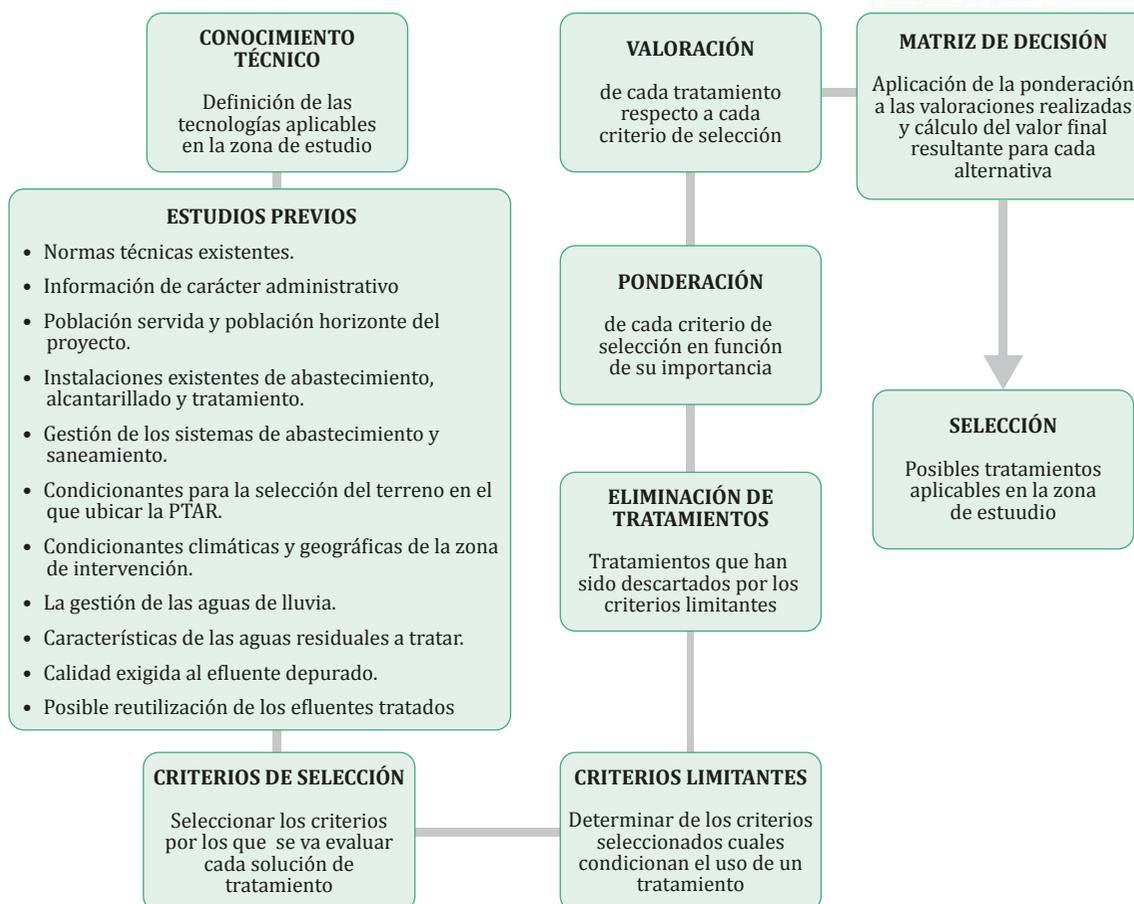
Para poder evaluar con rigor será necesario un conocimiento exhaustivo del contexto, que permita identificar adecuadamente todos los criterios y ponderar su influencia, así como con un buen conocimiento de las posibles líneas de tratamiento. Por ello, tanto el conocimiento en profundidad del contexto y los diferentes factores que se determinan en el diagnóstico previo, como el de las tecnologías, resultan imprescindibles, ya que permitirán un mayor rigor y objetividad y la toma de decisión más adecuada.

En el Capítulo 4 de la presente guía ya se han analizado, con detalle, los factores que precisan ser conocidos previamente en profundidad, para garantizar que las instalaciones de depuración a implementar se adecúen convenientemente a las condiciones reales del entorno y a las características de las aguas a tratar, y que constituyen el paso previo, e imprescindible, para la correcta selección del tratamiento más adecuado. En relación con estos tratamientos, el Capítulo 7 describe sus fundamentos y diagramas de flujo básicos, recoge sus métodos de dimensionamiento, analiza sus características, presenta los resultados de los dimensionamientos básicos que permiten la estimación de sus requisitos de superficie y de sus costos de implementación y de operación y mantenimiento y, finalmente, especifica sus características constructivas y sus labores de operación y mantenimiento.

De acuerdo con lo anterior, en este apartado se muestra cómo deben aplicarse todos estos conocimientos para poder tomar las decisiones en base a una metodología de decisión multicriterio, que favorezca la selección objetiva y eficaz del tratamiento más adecuado en un contexto determinado.

La Figura 12.1 muestra un diagrama con la metodología de decisión propuesta y, a continuación, se establecen y definen los elementos que componen el sistema de decisión.

Figura 12.1. Diagrama de la metodología de decisión propuesta (MARN, 2016).



Esta metodología pretende, fundamentalmente, establecer un instrumento que permita al personal técnico responsable ordenar el proceso de selección, aportando una fuerte componente de transparencia al mismo.

12.2.1 Conocimiento técnico

Las líneas de tratamiento seleccionadas se muestran en la Tabla 12.2, junto con la forma por la que se las denominará en el resto de este capítulo.

Tabla 12.2. Líneas de tratamiento y sus abreviaturas.

Línea de tratamiento	Abreviatura
Pretratamiento + Tanques Imhoff + Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente + Lagunas Facultativas	Línea 1
Pretratamiento + Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente + Lagunas Facultativas	Línea 2
Pretratamiento + Lagunas Anaerobias + Lagunas Facultativas	Línea 3
Pretratamiento + Tanques Imhoff + Humedales Artificiales de Flujo Superficial Horizontal	Línea 4.1
Pretratamiento + Tanques Imhoff + Humedales Artificiales de Flujo Superficial Vertical	Línea 4.2
Pretratamiento + Lombrifiltros	Línea 5
Pretratamiento + Tanques Imhoff + Filtros Percoladores + Sedimentadores Secundarios	Línea 6.1
Pretratamiento + Sedimentadores Primarios + Filtros Percoladores + Sedimentadores Secundarios	Línea 6.2
Pretratamiento + Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente + Filtros Percoladores + Sedimentadores Secundarios	Línea 6.3
Pretratamiento + Tanques Imhoff + Contactores Biológicos Rotativos + Sedimentadores Secundarios	Línea 7.1
Pretratamiento + Sedimentadores Primarios + Contactores Biológicos Rotativos + Sedimentadores Secundarios	Línea 7.2
Pretratamiento + Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente + Contactores Biológicos Rotativos + Sedimentadores Secundarios	Línea 7.3
Pretratamiento + Aireaciones Extendidas + Sedimentadores Secundarios	Línea 8.1
Pretratamiento + Aireaciones Extendidas + Sedimentadores Secundarios + Espesadores de Lodos por Gravedad	Línea 8.2

En los Capítulos 7 y 11 puede encontrarse una descripción más detallada de todas estas líneas de tratamiento, junto con sus rangos de población aconsejados.

En cada caso concreto, se seleccionarán inicialmente aquellas líneas de tratamiento que, *"a priori"*, pudiesen ser de aplicación para la resolución del problema planteado.

12.2.2 Estudios previos

La selección y el diseño de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) vienen condicionados por una serie de factores, que precisan ser conocidos previamente en profundidad, para garantizar que las instalaciones a implementar se adecúan convenientemente a las condiciones reales del entorno y a las características de las aguas a tratar. Estos factores se muestran en la Figura 12.1 (Estudios previos) y se analizan pormenorizadamente en el Capítulo 4 de la presente guía.

12.2.3 Criterios de selección

Los criterios de selección deben recoger aquellos aspectos que condicionan el tratamiento de las aguas residuales, en el caso objeto de estudio, y que afectan en mayor medida a la toma de decisiones, y se pueden agrupar en ocho grandes grupos:

1. Eficacia de remoción
2. Terrenos disponibles
3. Aceptación social
4. Características medioambientales
5. Impactos medioambientales
6. Generación de lodos
7. Operación y mantenimiento
8. Costos de construcción y de operación y mantenimiento

Estos grupos de criterios son los típicos, pero es importante indicar que la lista no es exhaustiva. En función del contexto concreto se podrán incluir criterios adicionales, o eliminar algunos de los que se recogen en el listado. Además, estos criterios variarán de una situación a otra, así como también su importancia relativa. Se analizan a continuación estos grupos de criterios.

12.2.3.1 Eficacia de remoción

En este grupo de criterios de selección se analizan:

- La calidad exigida a los efluentes tratados.
- La adaptación de la línea de tratamiento al tipo de contaminación de las aguas residuales a tratar.
- El nivel de concentración de materia orgánica en las aguas residuales a tratar.
- La tolerancia de la línea de tratamiento para hacer frente a las variaciones de caudal y carga que experimentan las aguas residuales a tratar, para poder seguir cumpliendo en todo momento con las exigencias de la normativa de vertidos.

En lo referente a la **calidad exigida a los efluentes tratados**, esta constituye un criterio de selección limitante, pues tan sólo serán de aplicación aquellas líneas de tratamiento que cumplan con los requisitos de vertido exigidos en cada situación concreta. Así, en el caso de que por las características del medio receptor se exigiese la eliminación de nutrientes en las aguas tratadas, se limitaría el estudio a las tecnologías capaces de alcanzar los rendimientos de eliminación requeridos para estos contaminantes.

La Tabla 12.3 muestra los porcentajes de eliminación de los diferentes contaminantes presentes en las aguas residuales urbanas, que se alcanzan con la aplicación de las diferentes líneas de tratamiento que se contemplan.

Tabla 12.3. Porcentajes de eliminación de contaminantes para las diferentes líneas de tratamiento.

Línea de tratamiento	SS (%)	DBO ₅ (%)	DQO (%)	N _T (%)	P _T (%)	Coliformes fecales (u. log.)
Línea 1	70 - 80	75 - 85	70 - 80	10 - 25	10 - 15	2 - 3
Línea 2	70 - 80	80 - 90	75 - 85	10 - 25	10 - 15	2 - 3
Línea 3	70 - 80	75 - 85	70 - 80	20 - 30	10 - 15	2 - 3
Línea 4.1	90 - 95	90 - 95	80 - 90	20 - 35	20 - 35	1 - 2
Línea 4.2	90 - 95	90 - 95	80 - 90	20 - 35	20 - 35	1 - 2
Línea 5	85 - 95	85 - 95	80 - 90	15 - 20	10 - 30	1 - 2
Línea 6.1	85 - 95	85 - 90	80 - 85	20 - 35	20 - 30	1
Línea 6.2	85 - 95	85 - 90	80 - 85	20 - 35	20 - 30	1
Línea 6.3	85 - 95	85 - 90	80 - 85	20 - 35	10 - 20	1
Línea 7.1	85 - 95	85 - 90	80 - 85	20 - 35	20 - 30	1
Línea 7.2	85 - 95	85 - 90	80 - 85	20 - 35	20 - 30	1
Línea 7.3	85 - 95	85 - 90	80 - 85	20 - 35	10 - 20	1
Línea 8.1	85 - 95	85 - 95	80 - 90	80 - 85	20 - 30	1
Línea 8.2	85 - 95	85 - 95	80 - 90	80 - 85	20 - 30	1

Conocidas las características de las aguas residuales a tratar en el caso de estudio, la aplicación de estos porcentajes permite determinar que líneas de tratamiento cumplen o no con los requisitos exigidos de vertido.

En lo referente a la eliminación del amonio, en el Capítulo 7 se recogen las recomendaciones para el dimensionamiento de las Líneas 4, 5, 6 y 7, de forma que se alcance la nitrificación de las formas amoniacaes y su posterior desnitrificación. En el caso de la Línea 8, esta se ha dimensionado para que se den reacciones de nitrificación/desnitrificación, con la consiguiente reducción de la concentración de nitrógeno total en las aguas tratadas.

En el caso de las líneas de tratamiento que finalizan en Lagunas Facultativas (Líneas 1, 2, 3 y 4), la eliminación del amonio transcurre principalmente por *stripping* de este contaminante a la atmósfera, jugando el pH un papel fundamental en este proceso. La eliminación por *stripping* del amonio comienza a ser factible a partir de valores de pH de 8. A pH 9,5 aproximadamente el 50% del amonio se encuentra en forma de NH₄⁺ y el otro 50% en forma de NH₃, que escapa a la

atmósfera. Por encima de un valor del pH en las lagunas de 11, prácticamente todo el amonio se encuentra en forma de NH_3 (von Sperling y Chernicharo, 2005).

Los rangos de porcentajes de eliminación de los distintos contaminantes, que se muestran en la Tabla 12.3, son los correspondientes a los estudios básicos realizados en esta guía. Para un análisis de alternativas concreto, sería deseable calcular estos rendimientos para cada una de las líneas que se propongan, teniendo ya en cuenta las condiciones climatológicas del caso de estudio, así como el detalle del dimensionamiento propuesto de infraestructuras y los equipos de cada línea.

En cuanto a la adaptación de la línea de tratamiento al **tipo de contaminación de las aguas residuales a tratar**, la presencia de aguas residuales de origen industrial, o de aguas pluviales debida a elevadas infiltraciones en las redes de alcantarillado, pueden afectar muy negativamente a los rendimientos que se alcanzan en las diferentes líneas de tratamiento propuestas. En el caso de las aguas residuales de origen industrial, la Tabla 12.4 recoge los valores límite de los elementos inhibidores para los procesos de depuración biológicos aerobios, tanto para la eliminación de la materia carbonada, como para la nitrificación.

Tabla 12.4. Valores límites de elementos inhibidores de los procesos biológicos.

Contaminante	Concentraciones límite (mg/L)				
	Eliminación de materia orgánica carbonada	Nitrificación	Contaminante	Eliminación de materia orgánica carbonada	Nitrificación
Aluminio	15 a 16	-	Hierro	1.000	-
Amoníaco	480	-	Plomo	0,1	0,5
Arsénico	0,1	-	Manganeso	10	-
Boro	0,05 a 100	-	Magnesio	1 a 10	50
Cadmio	10 a 100	-	Mercurio	0,1 a 5,0	0,25
Calcio	2.500	-	Níquel	0,1 a 2,5	0,25
Cromo hexavalente	1 a 10	0,25	Plata	5	-
Cromo trivalente	50	-	Sulfatos	-	500
Cobre	1,0	0,05 a 0,5	Zinc	0,08 a 1	0,08 a 0,5
Cianuro	0,1 a 5	0,34			

Las líneas de tratamiento basadas en procesos de biopelícula (Líneas 4, 5, 6 y 7) presentan una mejor tolerancia frente a la presencia de compuestos tóxicos en las aguas residuales a tratar, que los sistemas de biomasa en suspensión.

En lo referente al comportamiento de las líneas de tratamiento en función del **nivel de concentración de materia orgánica de las aguas residuales**, de forma generalizada, las tecnologías de carácter extensivo se comportan mejor para el tratamiento de aguas residuales diluidas que las de carácter intensivo y, dentro de estas, las de biomasa adherida presentan un mejor comportamiento que las de biomasa en suspensión. En el caso de aguas cargadas, las tecnologías intensivas presentan un mejor comportamiento (Tabla 12.5).

Tabla 12.5. Comportamiento de las líneas de tratamiento en función del nivel de concentración de las aguas residuales a tratar.

Tipo de agua residual	Línea de tratamiento		
	Muy adecuada	Adecuada	Menos adecuada
Contaminación fuerte (500-700 mg/L de DBO ₅)	Línea 8.1 / Línea 8.2 / Línea 2 / Línea 6.3 / Línea 7.3	Línea 4.2/ Línea 5 / Línea 1 / Línea 6.1 / Línea 6.2 / Línea 7.1 / Línea 7.2	Línea 3 / Línea 4.1
Contaminación media (300-500 mg/L de DBO ₅)	Todos las líneas de tratamiento son adecuadas		
Contaminación débil (< 150 mg/L de DBO ₅)	Línea 3 / Línea 4.1 / Línea 4.2 / Línea 5 / Línea 6.1 / Línea 6.2 / Línea 7.1 / Línea 7.2	Línea 1	Línea 8.1 / Línea 8.2 / Línea 2 / Línea 6.3 / Línea 7.3

Por último, en la referente a la tolerancia de las líneas de tratamiento para hacer frente a las **variaciones de caudal y carga** que experimentan las aguas residuales, existen líneas que toleran mejor que otras estas variaciones, tal y como se muestra en la Tabla 12.6.

Tabla 12.6. Tolerancia de las líneas de tratamiento a las variaciones de caudal y carga de las aguas a tratar.

	Respuesta a variaciones de caudal	Respuesta a variaciones de carga
Muy buena	Línea 3 / Línea 4.1	Línea 8.1 / Línea 8.2 / Línea 3 / Línea 2 / Línea 6.3 / Línea 7.3
Buena	Línea 4.2 / Línea 8.1 / Línea 8.2	Línea 6.1 / Línea 6.2 / Línea 1 / Línea 7.1. / Línea 7.2
Regular	Línea 6.1 ¹ / Línea 6.2 ¹ / Línea 1 / Línea 5 / Línea 7.1 / Línea 7.2 / Línea 2 / Línea 6.3 ¹ / Línea 7.3	Línea 4.1 / Línea 4.2 / Línea 5

¹En caso de que los Filtros Percoladores cuenten con recirculación, presentan una mayor flexibilidad ante variaciones de caudal

La baja tolerancia de algunos de los tratamientos frente a las variaciones acusadas de caudal y carga de las aguas residuales a tratar, se puede atenuar notablemente mediante la construcción de tanques de homogeneización a la entrada de las PTAR.

Por otro lado, si la red de saneamiento separativa está bien diseñada, ejecutada y operada, las infiltraciones y conexiones erradas serán mínimas y las variaciones de caudal y cargas, se minimizarán.

En el caso de los tratamientos con baja tolerancia a las fuertes oscilaciones de caudal y carga de las aguas a tratar, en las situaciones en las que estas aguas lleguen por bombeo a las PTAR, es de suma importancia que este bombeo se encuentre correctamente modulado.

12.2.3.2 Terrenos disponibles

La selección del terreno en el que se construirá la futura PTAR constituye un aspecto de suma importancia, dado que una buena elección del terreno lleva aparejada una disminución de los costos de inversión y, especialmente, de los de operación. Influyendo en ello, tanto la superficie disponible de terreno, como sus características constructivas.

En lo referente a la **superficie disponible**, esta puede constituir un factor limitante para la selección de una línea de tratamiento u otra, pues la escasa disponibilidad de terreno y/o su elevado costo, condicionan la factibilidad de la construcción de tecnologías de tratamiento de carácter extensivo.

Tomando como base las estimaciones de los requisitos de superficie de las líneas de tratamiento consideradas, para las distintas zonas ecológicas y rangos de población, obtenidas de los dimensionamientos básicos llevados a cabo en los Capítulos 7, 9 y 11, de la presente guía, se ha confeccionado la Tabla 12.7, que permite comparar las exigencias de superficie para la construcción de las diferentes líneas de tratamiento contempladas.

Si el apartado costos de construcción incluye el costo de los terrenos ocupados por la PTAR, no se recomienda incluir "superficie necesaria" como criterio de selección, dado que ya estaría considerándose en estos costos.

En lo referente a las **características constructivas de los terrenos** disponibles para la construcción de la PTAR, la topografía, la geotecnia y la profundidad del nivel freático, pueden llegar a ser criterios limitantes para la selección de una u otra línea de tratamiento. Si bien, las posibles deficiencias del terreno, en lo concerniente a sus características constructivas, en determinadas situaciones pueden tener solución incrementando los costos de construcción de la PTAR, en determinados casos estos incrementos de costos pueden ser tan elevados que invaliden la opción de algunas de las líneas de tratamiento.

Los tratamientos que exigen mayores movimientos de tierra (caso de las Lagunas de Estabilización), se ven penalizados en terrenos rocosos o difíciles de excavar. A aquellos que requieran mayores profundidades de excavación (Tanques Imhoff, Lagunas Anaerobias), les afectará el nivel freático de mayor manera, y los que precisen de desniveles mayores para poder realizar una operación por gravedad (Filtros Percoladores, Humedales Artificiales de Flujo Vertical), se verán beneficiados cuando la topografía así lo permita.

En ocasiones estos aspectos pueden llegar a ser limitantes, como en el caso de las Lagunas de Estabilización en terrenos de naturaleza rocosa y que presenten fuertes pendientes.

En cada estudio concreto, estos aspectos aparecerán integrados en los propios costos de construcción, o de operación y mantenimiento en el caso de los bombeos.

Tabla 12.7. Estimación de la superficie necesaria para las diferentes líneas de tratamiento consideradas.

Línea de tratamiento	Zona ecológica	Partidas	Habitantes					
			1.000 habitantes	2.000 habitantes	5.000 habitantes	10.000 habitantes	25.000 habitantes	50.000 habitantes
			Requisitos de superficie (m ² /habitante)					
Línea 1	Valles	Línea de agua	2,44	1,96	-	-	-	-
		Línea de lodos	0,19	0,22	-	-	-	-
		Desinfección	2,06	1,80	-	-	-	-
		Superficie total	4,69	3,98	-	-	-	-
	Llanos	Línea de agua	1,90	1,51	-	-	-	-
		Línea de lodos	0,19	0,22	-	-	-	-
Desinfección		1,56	1,36	-	-	-	-	
Superficie total	3,65	3,09	-	-	-	-		
Línea 2	Valles	Línea de agua	2,64	2,36	1,95	1,80	1,70	1,96
		Línea de lodos	0,09	0,09	0,09	0,09	0,12	0,14
		Desinfección	2,06	1,80	1,57	1,53	1,63	1,91
		Superficie total	4,79	4,25	3,61	3,42	3,45	4,01
	Llanos	Línea de agua	1,88	1,65	1,37	1,33	1,33	1,50
		Línea de lodos	0,09	0,09	0,09	0,09	0,12	0,14
Desinfección		1,56	1,36	1,14	1,12	1,09	1,29	
Superficie total	3,53	3,10	2,60	2,54	2,54	2,93		
Línea 3	Altiplano	Línea de agua	4,10	4,43	5,05	5,40	5,04	5,68
		Línea de lodos	0,11	0,12	0,12	0,16	0,17	0,19
		Desinfección	1,84	1,76	1,59	1,70	1,61	1,73
		Superficie total	6,05	6,31	6,76	7,26	6,82	7,60
	Valles	Línea de agua	3,27	3,27	2,99	3,02	3,18	3,45
		Línea de lodos	0,14	0,15	0,16	0,18	0,17	0,21
		Desinfección	1,18	0,99	0,84	0,82	0,88	1,06
		Superficie total	4,59	4,41	3,99	4,02	4,23	4,72
	Llanos	Línea de agua	1,72	1,61	1,39	1,33	1,45	1,48
		Línea de lodos	0,14	0,15	0,16	0,18	0,17	0,21
		Desinfección	0,97	0,80	0,65	0,63	0,62	0,74
		Superficie total	2,83	2,56	2,20	2,14	2,24	2,43
Línea 4.1	Altiplano	Línea de agua	1,86	2,06	2,27	-	-	-
		Línea de lodos	0,11	0,12	0,13	-	-	-
		Desinfección	0,091	0,050	0,024	-	-	-
		Superficie total	2,06	2,23	2,41	-	-	-
	Valles	Línea de agua	1,90	2,03	2,04	-	-	-
		Línea de lodos	0,14	0,15	0,16	-	-	-
		Desinfección	0,096	0,053	0,026	-	-	-
		Superficie total	2,14	2,23	2,23	-	-	-
	Llanos	Línea de agua	1,46	1,69	1,66	-	-	-
		Línea de lodos	0,14	0,15	0,16	-	-	-
		Desinfección	0,097	0,055	0,027	-	-	-
		Superficie total	1,70	1,90	1,85	-	-	-

Tabla 12.7. Estimación de la superficie necesaria para las diferentes líneas de tratamiento consideradas (continuación).

Línea de tratamiento	Zona ecológica	Partidas	Habitantes					
			1.000 habitantes	2.000 habitantes	5.000 habitantes	10.000 habitantes	25.000 habitantes	50.000 habitantes
			Requisitos de superficie (m ² /habitante)					
Línea 4.2	Altiplano	Línea de agua	1,18	1,45	1,52	-	-	-
		Línea de lodos	0,11	0,12	0,13	-	-	-
		Desinfección	0,091	0,050	0,024	-	-	-
		Superficie total	1,38	1,62	1,67	-	-	-
	Valles	Línea de agua	1,15	1,18	1,27	-	-	-
		Línea de lodos	0,14	0,15	0,16	-	-	-
		Desinfección	0,096	0,053	0,026	-	-	-
		Superficie total	1,39	1,38	1,46	-	-	-
	Llanos	Línea de agua	0,90	0,92	0,85	-	-	-
Línea de lodos		0,14	0,15	0,16	-	-	-	
Desinfección		0,097	0,055	0,027	-	-	-	
Superficie total		1,14	1,13	1,04	-	-	-	
Línea 5	Altiplano	Línea de agua	0,67	0,55	0,45	-	-	-
		Línea de lodos	-	-	-	-	-	-
		Desinfección	0,091	0,050	0,024	-	-	-
		Superficie total	0,76	0,60	0,47	-	-	-
	Valles	Línea de agua	0,81	0,65	0,52	-	-	-
		Línea de lodos	-	-	-	-	-	-
		Desinfección	0,096	0,053	0,026	-	-	-
		Superficie total	0,91	0,70	0,55	-	-	-
	Llanos	Línea de agua	0,79	0,65	0,52	-	-	-
Línea de lodos		-	-	-	-	-	-	
Desinfección		0,097	0,055	0,027	-	-	-	
Superficie total		0,89	0,71	0,55	-	-	-	
Líneas 6.1 y 6.2 (soporte plástico)	Altiplano	Línea de agua	0,50	0,34	0,21	0,23	0,14	0,12
		Línea de lodos	0,17	0,21	0,22	0,24	0,19	0,23
		Desinfección	0,091	0,050	0,024	0,015	0,008	0,007
		Superficie total	0,76	0,60	0,45	0,49	0,34	0,36
Líneas 6.1 y 6.2 (soporte áridos)	Altiplano	Línea de agua	0,60	0,43	0,29	0,32	0,21	0,18
		Línea de lodos	0,17	0,21	0,22	0,24	0,19	0,23
		Desinfección	0,091	0,050	0,024	0,015	0,008	0,007
		Superficie total	0,86	0,69	0,53	0,58	0,48	0,42
Línea 6.3 (soporte áridos)	Valles	Línea de agua	0,45	0,28	0,16	0,12	0,11	0,09
		Línea de lodos	0,11	0,11	0,11	0,12	0,15	0,15
		Desinfección	0,096	0,053	0,026	0,016	0,009	0,007
		Superficie total	0,66	0,44	0,30	0,26	0,27	0,25
	Llanos	Línea de agua	0,42	0,26	0,15	0,11	0,11	0,09
		Línea de lodos	0,11	0,11	0,11	0,12	0,15	0,15
		Desinfección	0,097	0,055	0,027	0,017	0,010	0,008
		Superficie total	0,63	0,43	0,29	0,25	0,27	0,25

Tabla 12.7. Estimacin de la superficie necesaria para las diferentes lneas de tratamiento consideradas (continuacin).

Lnea de tratamiento	Zona ecolgica	Partidas	Habitantes					
			1.000 habitantes	2.000 habitantes	5.000 habitantes	10.000 habitantes	25.000 habitantes	50.000 habitantes
			Requisitos de superficie (m ² /habitante)					
Lnea 6.3 (soporte ridos)	Valles	Lnea de agua	0,51	0,34	0,21	0,16	0,12	0,13
		Lnea de lodos	0,11	0,11	0,11	0,12	0,15	0,15
		Desinfeccin	0,096	0,053	0,026	0,016	0,009	0,007
		Superficie total	0,72	0,50	0,35	0,30	0,28	0,29
	Llanos	Lnea de agua	0,44	0,28	0,16	0,11	0,11	0,09
		Lnea de lodos	0,11	0,11	0,11	0,12	0,15	0,15
Desinfeccin		0,097	0,055	0,027	0,017	0,010	0,008	
	Superficie total	0,65	0,45	0,30	0,25	0,27	0,25	
Lneas 7.1 y 7.2	Altiplano	Lnea de agua	0,47	0,30	0,19	0,15	0,11	0,12
		Lnea de lodos	0,17	0,21	0,22	0,24	0,19	0,23
		Desinfeccin	0,091	0,050	0,024	0,015	0,008	0,007
		Superficie total	0,73	0,56	0,43	0,41	0,31	0,36
Lnea 7.3	Valles	Lnea de agua	0,47	0,29	0,16	0,12	0,10	0,09
		Lnea de lodos	0,11	0,11	0,11	0,12	0,15	0,15
		Desinfeccin	0,096	0,053	0,026	0,016	0,009	0,007
		Superficie total	0,68	0,45	0,30	0,26	0,26	0,25
	Llanos	Lnea de agua	0,49	0,28	0,15	0,11	0,10	0,09
		Lnea de lodos	0,11	0,11	0,11	0,12	0,15	0,15
Desinfeccin		0,097	0,055	0,027	0,017	0,010	0,008	
	Superficie total	0,70	0,45	0,29	0,25	0,26	0,25	
Lnea 8.1	Altiplano	Lnea de agua	0,52	0,38	0,26	0,22	-	-
		Lnea de lodos	0,17	0,21	0,22	0,24	-	-
		Desinfeccin	0,091	0,050	0,024	0,015	-	-
		Superficie total	0,78	0,64	0,50	0,48	-	-
	Valles	Lnea de agua	0,52	0,36	0,23	0,18	-	-
		Lnea de lodos	0,23	0,26	0,26	0,29	-	-
		Desinfeccin	0,096	0,053	0,026	0,016	-	-
		Superficie total	0,94	0,81	0,66	0,63	-	-
	Llanos	Lnea de agua	0,50	0,35	0,22	0,18	-	-
Lnea de lodos		0,23	0,26	0,26	0,29	-	-	
Desinfeccin		0,097	0,055	0,027	0,017	-	-	
Superficie total		0,83	0,67	0,51	0,49	-	-	
Lnea 8.2	Altiplano	Lnea de agua	-	-	-	-	0,18	0,17
		Lnea de lodos	-	-	-	-	0,15	0,15
		Desinfeccin	-	-	-	-	0,008	0,007
		Superficie total	-	-	-	-	0,34	0,33
	Valles	Lnea de agua	-	-	-	-	0,14	0,13
		Lnea de lodos	-	-	-	-	0,16	0,17
Desinfeccin		-	-	-	-	0,009	0,007	
	Superficie total	-	-	-	-	0,31	0,31	
Llanos	Lnea de agua	-	-	-	-	0,13	0,13	
	Lnea de lodos	-	-	-	-	0,16	0,17	
	Desinfeccin	-	-	-	-	0,010	0,008	
	Superficie total	-	-	-	-	0,30	0,31	

12.2.3.3 Aceptación social

Los proyectos públicos, y sobre todo aquellos con una fuerte componente ambiental (caso de la construcción de una PTAR), requieren de un proceso de participación pública. Esta participación resulta de gran utilidad desde varias perspectivas, dado que se obtiene un mejor conocimiento del sector, se adquiere un mayor compromiso de las partes interesadas, se dota al proceso de mayor transparencia, se contribuye a la resolución de conflictos y se genera un mayor grado de conocimiento y concienciación.

En un proyecto de tratamiento de aguas residuales, de forma general, se identifican dos grupos de interés que, debido a las repercusiones que sobre ellos puede tener la tecnología elegida, será preciso consultar: la población de la localidad en que se va a implantar la PTAR y la entidad que vaya a gestionar las instalaciones de tratamiento.

- **Aceptación por parte de la población.** La población donde se va a implantar la depuradora debe conocer el proyecto y las alternativas que se están planteando, con el fin de que esté informada y pueda sensibilizarse y concienciarse de la necesidad de dichas infraestructuras. En este proceso de participación pública, la población afectada debe tener la posibilidad de manifestar su opinión y sus intereses.
- **Aceptación por parte de la entidad que va a gestionar el sistema de tratamiento.** También, es muy importante conocer y evaluar adecuadamente las opiniones de los responsables de la entidad que vaya a gestionar el sistema de depuración, pudiendo estos llegar a manifestar su rechazo ante determinadas tecnologías, por lo que este factor podría llegar, en casos extremos, a ser limitante, o al menos obligar a tenerse también en consideración en el proceso de selección.

12.2.3.4 Características medioambientales

La **temperatura** se constituye en el factor medioambiental que ejerce una mayor influencia en el comportamiento de las diferentes líneas de tratamiento, llegando a convertirse en un factor limitante para aquellas que se basan en procesos anaerobios, por debajo de los 15 °C de las aguas a tratar. En el resto de casos, la temperatura influye directamente en el dimensionamiento de los distintos procesos, repercutiendo en la superficie requerida y, por tanto, en los costos de construcción y de operación y mantenimiento. Esta influencia se puede observar,

de un modo orientativo, en las comparativas realizadas por tecnología y piso ecológico en el Capítulo 7 de la presente guía.

En aquellas situaciones en las que se den elevados niveles de infiltración a la red de alcantarillado y/o un número elevado de conexiones erradas, ello puede tener como consecuencia una disminución de la temperatura de las aguas afluentes a la PTAR.

Para poder evaluar este criterio, deben conocerse las temperaturas medias, tanto del agua como del aire, en el mes más frío del lugar de intervención.

La **pluviometría** tiene su principal influencia en la alteración de los caudales y concentraciones de las aguas residuales a tratar, en el caso de redes de alcantarillado sanitario combinado o de las de carácter separado que presenten un elevado número de conexiones erradas.

Este factor influye notablemente en el comportamiento de los Lombrifiltros que operan sin cubierta, pues el agua de lluvia que cae sobre la superficie de estos incrementa la carga hidráulica aplicada y puede provocar el encharcamiento del sustrato filtrante, con la consecuente muerte de las lombrices.

Igualmente, el comportamiento de los Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA) es muy sensible a la elevada la variabilidad de caudales de aguas residuales que puedan llegar a la PTAR, aconsejándose en estos casos la implementación de tanques de laminación a la entrada de la planta de tratamiento.

La influencia de la **altitud** sobre el comportamiento de las diferentes líneas de tratamiento aún no se conoce con exactitud, y tan sólo en el caso de las Aireaciones Extendidas se dispone de fórmulas para determinar la influencia de este parámetro a la hora de determinar la potencia necesaria de los equipos de aireación. En el caso concreto de esta tecnología, los consumos de energía eléctrica de los equipos de aireación se incrementan notablemente con la altitud del emplazamiento de la PTAR, con la consiguiente elevación de los costos de operación y mantenimiento.

12.2.3.5 Impactos medioambientales

Dentro de estos impactos debe analizarse: la producción de malos olores, la emisión de gases de efecto invernadero, la generación de ruidos, así como el posible impacto visual que la construcción de una nueva PTAR puede conllevar.

La **producción de malos olores** puede darse en todas las líneas de tratamiento en la obra de llegada (bien porque las aguas ingresen a la PTAR con un elevado grado de septicidad, o porque porten vertidos industriales), y en el pretratamiento (por una mala gestión de los residuos que se generan en esta etapa).

Las líneas de tratamiento que cuentan con etapas anaerobias (FAFA, RAFA, Tanques Imhoff, Lagunas Anaerobias), presentan un mayor riesgo de generar olores desagradables, si no se operan correctamente.

En el caso de las líneas de tratamiento basadas en procesos aerobios, la generación de malos olores es un claro indicador de un diseño deficiente, o de un funcionamiento incorrecto.

Finalmente, la gestión de lodos en exceso constituye otro posible foco de generación de olores desagradables en las PTAR.

La Tabla 12.8 compara las diferentes líneas de tratamiento, de acuerdo a su riesgo asociado de emisión de malos olores.

12.8. Riesgo de emisión de malos olores en las diferentes líneas de tratamiento.

Riesgo de emisión de malos olores	Línea de tratamiento
Alto	Línea 1 / Línea 2 / Línea 6.3 / Línea 7.3 / Línea 3
Medio	Línea 7.1 / Línea 7.2 / Línea 6.1 / Línea 6.2 / Línea 4.1 / Línea 4.2 / Línea 5
Bajo	Línea 8.1 / Línea 8.2

La importancia de la emisión de malos olores vendrá condicionada por la distancia a la que se encuentre la PTAR de las zonas habitadas más próximas. En situaciones especialmente críticas, y fundamentalmente en las PTAR de mayor tamaño, para solucionar estos impactos olfativos se puede evaluar la conveniencia de implantar equipos de extracción del aire de zonas confinadas de la PTAR (pretratamiento, tratamientos primarios, línea de lodos), en las que se generen los malos olores, para su posterior desodorización.

En lo referente a la **generación de gases de efecto invernadero (GEI)**, el CO₂ que se produce en las PTAR es debido a la oxidación de la materia orgánica, no estimándose que esta fracción contribuya al cambio climático, puesto que se considera que cierra el ciclo de la materia orgánica. Por el contrario, la emisión de otros gases durante los procesos de tratamiento, como puede ser el metano

(en los tratamientos anaerobios de aguas y lodos) y los óxidos nitrosos (en los procesos de desnitrificación), sí que se considera que contribuyen al cambio climático. Se debe destacar que el metano tiene un potencial de calentamiento global 23 veces superior al del CO₂ y el N₂O 310 veces mayor.

A este respecto, también deben considerarse las emisiones indirectas, debidas a los consumos eléctricos que requieran las PTAR. Si bien, si este consumo procede de fuentes de energía renovables, no generará GEI.

Los costos de tomar medidas para paliar este problema serán mayores cuanto mayor sea la superficie a través de la que se emiten los GEI. Así, será más costoso proceder a la cobertura de una Laguna Anaerobia, para la posterior quema del biogás generado, que a la de un RAFA, para un mismo tamaño de población tratado.

En las PTAR la **generación de ruidos** se asocia al funcionamiento de los equipos electromecánicos (turbinas, soplantes bombas, etc.), que precisan para su operación. Por ello, las líneas de tratamiento que pueden funcionar sin estos equipos, o con requisitos muy bajos para las potencias instaladas, ejercerán un impacto sonoro nulo, o muy reducido en su entorno. La Tabla 12.9 compara las diferentes líneas de tratamiento, de acuerdo a su riesgo asociado de la emisión de ruidos.

12.9. Riesgo de emisión de ruidos en las diferentes líneas de tratamiento.

Riesgo de emisión de ruidos	Línea de tratamiento
Alto	Línea 8.1 / Línea 8.2
Medio	Línea 7.1 / Línea 7.2 / Línea 6.1 / Línea 6.2 / Líneas 7.3 / Línea 6.3 / Línea 5
Bajo	Línea 1 ¹ / Línea 2 / Línea 4.2 ¹ / Línea 4.1. / Línea 3

¹Si no precisan bombeos para la alimentación de los humedales, o para la realización de contralavados en el caso de los FAFA.

Al igual que en el caso de los olores, la importancia de la generación de ruidos dependerá de lo cerca que se encuentren las zonas habitadas del lugar en el que se vaya a implantar la PTAR. En casos especialmente críticos al respecto, se podría plantear el aislamiento acústico de determinadas zonas de la planta de tratamiento para reducir los impactos sonoros.

Este aspecto debe tenerse también en cuenta en los requerimientos de salud y seguridad para los propios trabajadores de la PTAR.

En entornos de elevado valor medioambiental o paisajístico, el **impacto visual** que conlleva la construcción de una nueva PTAR deberá también analizarse. En este sentido las líneas de tratamiento basadas en Tecnologías Extensivas (Lagunas de Estabilización, Humedales Artificiales) suelen presentar una mejor integración ambiental y un impacto visual positivo. El impacto visual del resto de los tratamientos vendrá condicionado por la posibilidad de que pueden disponerse enterrados o semienterrados, en lugar de elevados sobre el suelo.

La Tabla 12.10 compara las diferentes líneas de tratamiento de acuerdo su grado de integración ambiental.

12.10. Grado de integración ambiental de las diferentes líneas de tratamiento.

Grado de integración paisajística	Línea de tratamiento
Buena	Línea 3 / Línea 4.1 / Línea 4.2 / Línea 5 ¹
Moderada	Línea 8.1 / Línea 8.2 / Línea 7.1 / Línea 7.2 / Línea 7.3 / Línea 1 / Línea 2 ²
Complicada	Línea 6.1 / Línea 6.2 / Línea 6.3

¹Si los Lombrifiltros van cubiertos, su grado de integración es moderado.

²Se supone que los RAFA se disponen enterrados.

12.2.3.6 Generación de lodos

La **generación de lodos** en las distintas líneas de tratamiento debe analizarse, tanto desde el punto de vista de la **cantidad** que se genera de estos subproductos, como desde el **grado de estabilidad** que se alcanza en los mismos.

La cantidad de lodos generados en el proceso de depuración va a tener una repercusión directa en los costos del transporte de estos subproductos hasta el lugar de su disposición final. Por su parte, el grado de estabilidad que presenten los lodos condiciona las posibilidades de su valorización.

En el caso de los Lombrifiltros, no se generan lodos, sino un humus, que con las necesarias precauciones, puede emplearse como fertilizante agrícola, sin necesidad de ser tratado, lo que supone una gran ventaja para esta tecnología.

En el resto de tratamientos contemplados, aceptando que en todos los casos los lodos generados se deshidratan en Lechos de Secado, hasta alcanzar un porcentaje de sequedad del 30%, las estimaciones de las cantidades de lodos que se generan en las diferentes zonas ecológicas bolivianas, para las diferen-

tes líneas de trabajo consideradas y rangos poblacionales, se muestran en la Tabla 12.11. En todos los casos los lodos sometidos a deshidratación, han sido previamente estabilizados

Tabla 12.11. Generación de lodos en las diferentes líneas de tratamiento.

Línea de tratamiento	Zona ecológica	Habitantes					
		1.000 habitantes	2.000 habitantes	5.000 habitantes	10.000 habitantes	25.000 habitantes	50.000 habitantes
		Generación de lodos (m ³ /año)					
Línea 1	Valles y Llanos	25	60	-	-	-	-
Línea 2	Valles y Llanos	10	24	63	135	447	1.004
Línea 3	Altiplano	7	15	48	112	295	669
	Valles y Llanos	9	22	59	125	329	736
Línea 4.1	Altiplano	13	33	92	-	-	-
	Valles y Llanos	18	43	113	-	-	-
Línea 4.2	Altiplano	13	33	92	-	-	-
	Valles y Llanos	18	43	113	-	-	-
Línea 5 ¹	Altiplano	29	75	229	-	-	-
	Valles	43	100	286	-	-	-
	Llanos	41	100	281	-	-	-
Líneas 6.1 y 6.2	Altiplano	23	58	162	378	1.019	2.342
Línea 6.3	Valles y Llanos	13	30	78	168	535	1.198
Líneas 7.1 y 7.2	Altiplano	23	58	162	378	1.019	2.342
Línea 7.3	Valles y Llanos	13	30	78	168	535	1.198
Líneas 8.1 y 8,2	Altiplano	24	61	170	398	1.043	2.366
	Valles y Llanos	33	80	209	445	1.162	2.604

¹En el caso de los Lombrifiltros no se generan lodos, sino humus, a razón de unos 0,25 m³/m²/año.

Con anterioridad, en la Tabla 11.1 del capítulo anterior, se recoge la producción de lodos en las diferentes líneas de tratamiento (expresada en g m.s./hab/d y l/hab/d), antes de proceder a su deshidratación.

La **frecuencia y el mecanismo de retirada de lodos** pueden ser factores importantes a tener en cuenta en el proceso de selección. Por ejemplo, en el caso de las Lagunas de Estabilización, en las que la extracción de lodos se lleva a cada varios años, esto podría llegar a suponer un impedimento, puesto que es más fácil colocar, para una aplicación al terreno, poco lodo extraído con mucha frecuencia, que mucho lodo extraído con poca frecuencia. Además, si no se dispone de bombas para la extracción de los lodos acumulados en el fondo de las lagunas, su retirada va a conllevar la complicación añadida de tener que parar la laguna un tiempo, circunstancia que tendrá que preverse a la hora del diseño de la PTAR.

Si en el proyecto concreto a evaluar, se conoce con certeza el destino de los lodos y los costos de su gestión, el criterio relativo a la generación de lodos se podría incluir en los costos de operación y mantenimiento.

La disposición de los lodos sobre el terreno obliga a que su contenido en metales pesados no sobrepase los valores límites recomendables. Así mismo, debe conocerse su contenido en patógenos y si este sobrepasa los límites exigidos, se considera conveniente el disponer de una etapa de higienización, como puede ser un compostaje, antes del uso de los lodos en agricultura.

Por el contrario, para la disposición de los lodos en rellenos sanitarios, tan sólo es suficiente con que los lodos estén estabilizados y deshidratados convenientemente.

12.2.3.7 Operación y mantenimiento

En este criterio de selección deben analizarse en profundidad tanto los **requerimientos de personal**, con la **cualificación técnica** suficiente para afrontar las labores de operación y mantenimiento que requiera la instalación de tratamiento para su correcto funcionamiento, como la **facilidad para disponer de las piezas y equipos de repuesto** cuando sea preciso, así como del **servicio técnico** en aquellas tecnologías que lo requieran.

En lo que atañe a los **requerimientos de personal cualificado**, estos, y las horas de dedicación de este personal, irán en consonancia con el grado de complejidad de la línea de tratamiento que se implante, siendo bajos en el caso de las tecnologías de carácter extensivo, e incrementándose en las intensivas, al contar estas con equipos electromecánicos para su funcionamiento.

La complejidad de cada tratamiento, asociada a las labores de operación y mantenimiento y a la necesidad de disponer del personal adecuado, es un factor clave en el proceso de selección del tratamiento más adecuado. Además, no debe olvidarse que esta cualificación y dedicación repercuten directamente en los costos de operación y mantenimiento.

La importancia de este criterio dependerá de la capacidad técnica y del tipo de personal de que disponga la entidad que va a operar el sistema. Si la operación la va a llevar una entidad con experiencia al respecto, existe una mayor garantía de que la operación de cualquier tipo de tecnología se va a llevar a cabo adecuadamente.

En la Tabla 12.12 se establece una clasificación de los distintos tratamientos, respecto a la complejidad de su operación y mantenimiento y la cualificación del personal necesario.

Tabla 12.12. Clasificación de las diferentes líneas de tratamiento en función de la complejidad de operación y mantenimiento.

Complejidad	Líneas de tratamiento
Muy baja	Línea 3/Línea 1/ Línea 4.1
Baja	Línea 4.2/Línea 5
Media	Línea 2 / Línea 6.1 / Línea 6.2 / Línea 7.1 / Línea 7.2 / Línea 6.3 / Línea 7.3
Alta	Línea 8.1 / Línea 8.2

En lo referente a la **disponibilidad de repuestos y de servicio técnico**, la valoración de este criterio debe realizarse en cada caso concreto, en función de: a) los equipos que se incluyan en la oferta y la disponibilidad de repuestos de los mismos en el mercado boliviano; b) los equipos y materiales singulares que son objeto de importación y c) la existencia o no en el país de representación y asistencia técnica de dichos equipos. En definitiva, lo que se trata es de valorar, para cada alternativa, las dificultades que pueden afectar a la operación

y mantenimiento de la PTAR, debido a la dificultad de encontrar repuestos, o para ser asistidos técnicamente por las casas suministradoras, en el caso de equipos importados.

Como auxilio a esta valoración, puede tenerse en cuenta lo siguiente:

- Los tratamientos de carácter extensivo (Lagunas de Estabilización, Humedales Artificiales de Flujo Superficial), son los que menos repuestos necesitan y sus equipos son sencillos y de fácil reparación a nivel local (compuertas, rejillas, válvulas, chapas deflectoras, etc.). No precisan, por tanto, de un servicio técnico externo permanente.
- El tratamiento mediante Filtros percoladores, precedidos de un Tanque Imhoff o de un RAFA, precisa de repuestos sencillos que se suelen encontrar en Bolivia. Aquí destacan los repuestos correspondientes a los bombeos de recirculación y trasiego de lodos, de los que existen suministradores de garantía en el país. No se precisa pues, en este caso, de un servicio técnico externo permanente.
- Los mayores problemas se dan en los tratamientos mediante CBR y Aireación Extendida. En el primero de los casos, todos los componentes que forman los rotores deben importarse en caso de avería. En la Aireación Extendida es necesario asegurarse de que se cuenta en el país con un adecuado servicio técnico postventa de los equipos más singulares (elementos de control del proceso, difusores, compresores, etc.).

12.2.3.8 Costos de construcción y de operación y mantenimiento

En el apartado de costos deben contemplarse los **costos de construcción y los de operación y mantenimiento**, dándole una mayor importancia a estos últimos, dado que la amortización de los costos de construcción representa un valor relativamente bajo frente a los gastos de operación y mantenimiento (que perduran durante toda la vida útil de la planta de tratamiento), y que son estos costos los que provocan que muchas PTAR se encuentren fuera de servicio, o en un estado de operación deficiente.

En muchas ocasiones, en la inversión inicial se cuenta con subvenciones y apoyo financiero, algo que no suele pasar para la operación y mantenimiento de la PTAR, y es este otro motivo por el que estos costos adquieren más relevancia que los de construcción. Como consecuencia de esto es necesario, de cara al análisis de costos, que se conozca la capacidad económica y de gestión del prestador del servicio, la capacidad de pago de la población y la existencia o no de mecanismos tarifarios, u otros, para financiar la operación del saneamiento de las aguas residuales.

Dentro de estos criterios de decisión debe analizarse también la **disponibilidad presupuestaria** para afrontar la ejecución del proyecto constructivo de la PTAR.

Con fines orientativos, la Tabla 12.13 resume los costos de construcción de las diferentes líneas de tratamiento, obtenidos a partir de los dimensionamientos básicos llevados a cabo, que aunque elaborados de un modo genérico (ver apartado 5.5), constituyen una herramienta útil para la comparación de estos costos en las diferentes zonas ecológicas y para los distintos rangos de población considerados.

En la tabla, los costos de construcción se desglosan en: línea de agua, línea de lodos y desinfección. En el caso de esta última se contemplan dos posibilidades: que se recurra al empleo de Lagunas de Maduración como tratamiento de desinfección, lo que se hace en el caso de las líneas 1, 2 y 3; o que se emplee la cloración, sin o con filtración previa, como se hace para el resto de las líneas de tratamiento contempladas. En estos últimos casos, para la determinación del costo total de construcción, se emplean los costos de la cloración sin filtración previa.

En todos estos costos de construcción, tal como se especifica en el apartado 5.5.2.2 de la presente guía, no se han considerado los costos de adquisición de terrenos, que en algunos casos (principalmente en las tecnologías de carácter extensivo), pueden ser elevados.

Tabla 12.13. Costos de construcción de las distintas líneas de tratamiento.

Líneas de tratamiento	Zonas ecológicas	Unidades	Habitantes					
			1.000	2.000	5.000	10.000	25.000	50.000
			Costos de construcción (Bs/hab)					
Línea 1	Valles	Línea de agua	1.287	1.105	-	-	-	-
		Línea de lodos	363	375	-	-	-	-
		Desinfección	368	282	-	-	-	-
		Costo total de construcción	2.018	1.762	-	-	-	-
	Llanos	Línea de agua	1.159	1.000	-	-	-	-
		Línea de lodos	363	375	-	-	-	-
Desinfección		319	241	-	-	-	-	
Costo total de construcción	1.841	1.616	-	-	-	-		
Línea 2	Valles	Línea de agua	1.058	844	672	591	587	644
		Línea de lodos	190	177	157	152	191	213
		Desinfección	368	282	214	188	180	218
		Costo total de construcción	1.616	1.303	1.043	931	958	1.075
	Llanos	Línea de agua	878	698	540	481	486	514
		Línea de lodos	190	177	157	152	191	213
Desinfección		319	241	163	145	130	143	
Costo total de construcción	1.387	1.116	860	778	807	870		
Línea 3	Altiplano	Línea de agua	832	766	704	705	713	748
		Línea de lodos	221	219	210	236	241	269
		Desinfección	351	286	218	202	171	172
		Costo total de construcción	1.404	1.271	1.132	1.143	1.125	1.189
	Valles	Línea de agua	705	600	477	439	463	466
		Línea de lodos	280	271	259	260	266	296
		Desinfección	252	183	130	107	96	118
		Costo total de construcción	1.237	1.054	866	806	825	880
	Llanos	Línea de agua	457	353	254	218	252	232
Línea de lodos		280	271	259	260	266	296	
Desinfección		230	167	107	90	75	79	
Costo total de construcción	967	791	620	568	593	607		

Tabla 12.13. Costos de construcción de las distintas líneas de tratamiento (continuación).

Líneas de tratamiento	Zonas ecológicas	Unidades	Habitantes					
			1.000	2.000	5.000	10.000	25.000	50.000
			Costos de construcción (Bs/hab)					
Línea 4.1	Altiplano	Línea de agua	828	663	535	-	-	-
		Línea de lodos	255	247	237	-	-	-
		Desinfección sin filtrado	41	26	17	-	-	-
		Desinfección con filtrado	66	48	35	-	-	-
		Costo total de construcción	1.124	936	789	-	-	-
	Valles	Línea de agua	783	600	458	-	-	-
		Línea de lodos	321	304	294	-	-	-
		Desinfección sin filtrado	46	31	19	-	-	-
		Desinfección con filtrado	77	58	43	-	-	-
Costo total de construcción	1.150	935	771	-	-	-		
Llanos	Línea de agua	670	504	371	-	-	-	
	Línea de lodos	321	304	294	-	-	-	
	Desinfección sin filtrado	47	32	20	-	-	-	
	Desinfección con filtrado	76	59	45	-	-	-	
Costo total de construcción	1.038	840	685	-	-	-		
Línea 4.2	Altiplano	Línea de agua	722	560	415	-	-	-
		Línea de lodos	255	247	237	-	-	-
		Desinfección sin filtrado	41	26	17	-	-	-
		Desinfección con filtrado	66	48	35	-	-	-
	Costo total de construcción	1.018	833	669	-	-	-	
	Valles	Línea de agua	684	486	350	-	-	-
		Línea de lodos	321	304	294	-	-	-
		Desinfección sin filtrado	46	31	19	-	-	-
		Desinfección con filtrado	77	58	43	-	-	-
Costo total de construcción	1.051	821	663	-	-	-		
Llanos	Línea de agua	605	413	273	-	-	-	
	Línea de lodos	321	304	294	-	-	-	
	Desinfección sin filtrado	47	32	20	-	-	-	
	Desinfección con filtrado	76	59	45	-	-	-	
Costo total de construcción	973	749	587	-	-	-		
Línea 5	Altiplano	Línea de agua	1.537	1.336	1.167	-	-	-
		Línea de lodos	-	-	-	-	-	-
		Desinfección sin filtrado	41	26	17	-	-	-
		Desinfección con filtrado	66	48	35	-	-	-
	Costo total de construcción	1.578	1.362	1.184	-	-	-	
	Valles	Línea de agua	1.891	1.607	1.378	-	-	-
		Línea de lodos	-	-	-	-	-	-
		Desinfección sin filtrado	46	31	19	-	-	-
		Desinfección con filtrado	77	58	43	-	-	-
Costo total de construcción	1.937	1.638	1.397	-	-	-		
Llanos	Línea de agua	1.827	1.601	1.358	-	-	-	
	Línea de lodos	-	-	-	-	-	-	
	Desinfección sin filtrado	47	32	20	-	-	-	
	Desinfección con filtrado	76	59	45	-	-	-	
Costo total de construcción	1.874	1.633	1.378	-	-	-		

Tabla 12.13. Costos de construcción de las distintas líneas de tratamiento (continuación).

Líneas de tratamiento	Zonas ecológicas	Unidades	Habitantes					
			1.000	2.000	5.000	10.000	25.000	50.000
			Costos de construcción (Bs/hab)					
Líneas 6.1 y 6.2 (soporte plástico)	Altiplano	Línea de agua	1.661	1.313	928	823	589	581
		Línea de lodos	336	365	366	408	227	257
		Desinfección sin filtrado	41	26	17	13	12	12
		Desinfección con filtrado	66	48	35	34	33	39
		Costo total de construcción	2.038	1.704	1.311	1.244	828	850
Líneas 6.1 y 6.2 (soporte áridos)	Altiplano	Línea de agua	1.715	1.374	979	877	638	637
		Línea de lodos	336	365	366	408	257	277
		Desinfección sin filtrado	41	26	17	13	12	12
		Desinfección con filtrado	66	48	35	34	33	39
		Costo total de construcción	2.092	1.765	1.362	1.298	907	926
Línea 6.3 (soporte plástico)	Valles	Línea de agua	1.499	1.105	797	652	625	641
		Línea de lodos	221	208	187	188	229	252
		Desinfección sin filtrado	46	31	19	16	14	15
		Desinfección con filtrado	77	58	43	41	40	47
		Costo total de construcción	1.766	1.344	1.003	856	868	908
	Llanos	Línea de agua	1.347	995	695	568	540	533
		Línea de lodos	221	208	187	188	229	252
		Desinfección sin filtrado	47	32	20	20	16	17
		Desinfección con filtrado	77	59	45	43	43	47
		Costo total de construcción	1.615	1.235	902	776	785	802
Línea 6.3 (soporte áridos)	Valles	Línea de agua	1.578	1.176	851	699	663	683
		Línea de lodos	221	208	187	189	229	252
		Desinfección sin filtrado	46	31	19	16	14	15
		Desinfección con filtrado	77	58	43	41	40	47
		Costo total de construcción	1.845	1.415	1.057	960	906	950
	Llanos	Línea de agua	1.356	1.005	702	574	544	536
		Línea de lodos	221	208	187	189	229	252
		Desinfección sin filtrado	47	32	20	20	16	17
		Desinfección con filtrado	77	59	45	43	43	47
		Costo total de construcción	1.624	1.245	909	783	789	805
Líneas 7.1 y 7.2	Altiplano	Línea de agua	1.578	1.399	1.129	1.037	894	925
		Línea de lodos	336	365	366	408	257	277
		Desinfección sin filtrado	41	26	17	13	12	12
		Desinfección con filtrado	66	48	35	34	33	39
		Costo total de construcción	1.955	1.790	1.512	1.458	1.163	1.214
Línea 7.3	Valles	Línea de agua	1.461	1.087	834	711	720	741
		Línea de lodos	221	208	187	189	229	252
		Desinfección sin filtrado	46	31	19	16	14	15
		Desinfección con filtrado	77	58	43	41	40	47
		Costo total de construcción	1.728	1.326	1.040	916	963	1.008
	Llanos	Línea de agua	1.394	1.035	778	670	672	673
		Línea de lodos	221	208	187	189	229	252
		Desinfección sin filtrado	47	32	20	20	16	17
		Desinfección con filtrado	77	59	45	43	43	47
		Costo total de construcción	1.662	1.275	985	879	917	942

Tabla 12.13. Costos de construcción de las distintas líneas de tratamiento (continuación).

Líneas de tratamiento	Zonas ecológicas	Unidades	Habitantes					
			1.000	2.000	5.000	10.000	25.000	50.000
			Costos de construcción (Bs/hab)					
Líneas 8.1 y 8.2	Altiplano	Línea de agua	2.004	1.478	1.032	950	776	695
		Línea de lodos	333	361	362	403	251	268
		Desinfección sin filtrado	41	26	17	13	12	12
		Desinfección con filtrado	66	48	35	34	33	39
		Costo total de construcción	2.500	2.009	1.576	1.566	1.039	975
	Valles	Línea de agua	2.021	1.437	951	825	656	565
		Línea de lodos	429	450	430	451	275	294
		Desinfección sin filtrado	46	31	19	16	14	15
		Desinfección con filtrado	77	58	43	41	40	47
		Costo total de construcción	2.496	1.918	1.400	1.292	945	874
	Llanos	Línea de agua	1.843	1.282	825	713	558	465
		Línea de lodos	429	450	430	451	275	294
		Desinfección sin filtrado	47	32	20	20	16	17
		Desinfección con filtrado	77	59	45	43	43	47
		Costo total de construcción	2.319	1.764	1.275	1.184	849	776

En un análisis de alternativas debería hacerse una estimación del costo de construcción de las tecnologías que se plantean teniendo en cuenta las circunstancias locales pero, en ausencia de esta información, se podrían tomar las tablas anteriores como referencia, teniendo en cuenta las variaciones que supondrían las circunstancias específicas de cada situación concreta, como podría ser el aumento del coste debido a la excavación en terreno rocoso.

La valoración de este criterio puede realizarse puntuando directamente en función del costo de cada alternativa, o clasificando los costos en función de los porcentajes de incremento o disminución sobre el valor medio de los costos de todas las alternativas. En el primer caso, se pueden cometer errores en las situaciones en las que los costos de construcción de algunos tratamientos sean muy dispares. Para evitar estos problemas, se recomienda establecer varios niveles tal, y como puede ver en la tabla siguiente.

Tabla 12.14. Valoración del criterio para los costos de construcción.

Complejidad	Valoración
Menor que el costo medio: >20%	Muy alta
Menor que el costo medio: entre 5 y 15%	Alta
Costo intermedio: 5% arriba o abajo	Media
Mayor que el costo medio: entre 5 y 15%	Baja
Mayor que el costo medio: >20%	Muy baja

En lo concerniente a la **disponibilidad presupuestaria para hacer frente a la operación y mantenimiento de la PTAR**, debe tenerse en cuenta que estos costos también se ven condicionados por las propias circunstancias locales (es preciso o no, un bombeo para conducir las aguas a la estación de tratamiento; de qué forma se gestionan los lodos en exceso generados en el proceso depurador, etc.) y, debido a esto, es conveniente realizar un estudio de los **costos de operación y mantenimiento** para cada alternativa en el caso concreto de estudio.

Con fines orientativos, y con la precaución de que estos costos dependerán estrechamente de las condiciones locales, la Tabla 12.15 resume los costos de operación y mantenimiento de las diferentes líneas de tratamiento, obtenidos a partir de los dimensionamientos básicos llevados a cabo, y constituye una herramienta útil para la comparación de estos costos en las diferentes zonas ecológicas y rangos de población considerados. Estos costos se han estimado a partir de las directrices que se recogen en el apartado 5.5.2.3 de la presente guía.

En esta tabla, en aquellos casos en que se exponen costos de la desinfección sin y con filtración previa, para la determinación de los costos totales de operación y mantenimiento se han tenido en cuenta los primeros, salvo en el caso de la Aireación Extendida, en el que se han empleado los costos de desinfección estimados para efluentes nitrificados.

Tabla 12.15. Costos de operación y mantenimiento de las distintas líneas de tratamiento.

Líneas de tratamiento	Zonas ecológicas	Unidades	Habitantes					
			1.000	2.000	5.000	10.000	25.000	50.000
			Costos de operación y mantenimiento (Bs/hab/año)					
Línea 1	Valles	Costo total de O&M	73,00	39,83	-	-	-	-
	Llanos	Costo total de O&M	72,48	39,51	-	-	-	-
Línea 2	Valles	Costo total de O&M	87,71	45,59	23,73	19,49	15,06	11,57
	Llanos	Costo total de O&M	88,12	45,79	23,72	19,47	15,12	11,36
Línea 3	Altiplano	Costo total de O&M	72,95	38,51	19,64	12,01	12,06	10,56
	Valles	Costo total de O&M	72,43	37,80	18,60	10,74	9,48	8,06
	Llanos	Costo total de O&M	71,19	36,56	17,48	9,63	9,85	8,07

Tabla 12.15. Costos de operacin y mantenimiento de las distintas lneas de tratamiento (continuacin).

Lneas de tratamiento	Zonas ecolgicas	Unidades	Habitantes					
			1.000	2.000	5.000	10.000	25.000	50.000
			Costos de operacin y mantenimiento (Bs/hab/aio)					
Lnea 4.1	Altiplano	Lneas de agua y lodos	70,46	37,10	18,88	-	-	-
		Desinfeccin sin filtrado	4,21	5,27	6,36	-	-	-
		Desinfeccin con filtrado	2,96	3,57	4,42	-	-	-
		Costo total de O&M	74,68	42,37	25,24	-	-	-
	Valles	Lneas de agua y lodos	70,57	37,12	18,78	-	-	-
		Desinfeccin sin filtrado	7,08	8,14	9,23	-	-	-
		Desinfeccin con filtrado	4,95	5,67	6,41	-	-	-
		Costo total de O&M	77,65	45,26	28,01	-	-	-
	Llanos	Lneas de agua y lodos	70,01	36,66	18,36	-	-	-
Desinfeccin sin filtrado		7,66	9,29	10,38	-	-	-	
Desinfeccin con filtrado		5,34	6,47	7,21	-	-	-	
Costo total de O&M		77,67	45,95	28,74	-	-	-	
Lnea 4.2	Altiplano	Lneas de agua y lodos	69,93	36,59	18,28	-	-	-
		Desinfeccin sin filtrado	4,21	5,27	6,36	-	-	-
		Desinfeccin con filtrado	2,96	3,57	4,42	-	-	-
		Costo total de O&M	74,14	41,86	24,64	-	-	-
	Valles	Lneas de agua y lodos	70,08	36,55	18,24	-	-	-
		Desinfeccin sin filtrado	7,08	8,14	9,23	-	-	-
		Desinfeccin con filtrado	4,95	5,67	6,41	-	-	-
		Costo total de O&M	77,16	44,69	27,47	-	-	-
	Llanos	Lneas de agua y lodos	69,69	36,20	17,87	-	-	-
Desinfeccin sin filtrado		7,66	9,29	10,38	-	-	-	
Desinfeccin con filtrado		5,34	6,47	7,21	-	-	-	
Costo total de O&M		77,35	45,49	28,25	-	-	-	
Lnea 5	Altiplano	Lneas de agua y lodos	88,92	52,88	32,81	-	-	-
		Desinfeccin sin filtrado	4,21	5,27	6,36	-	-	-
		Desinfeccin con filtrado	2,96	3,57	4,42	-	-	-
		Costo total de O&M	93,13	58,15	39,17	-	-	-
	Valles	Lneas de agua y lodos	91,33	54,89	34,52	-	-	-
		Desinfeccin sin filtrado	7,08	8,14	9,23	-	-	-
		Desinfeccin con filtrado	4,95	5,67	6,41	-	-	-
		Costo total de O&M	98,41	63,03	43,75	-	-	-
	Llanos	Lneas de agua y lodos	93,31	57,06	35,98	-	-	-
Desinfeccin sin filtrado		7,66	9,29	10,38	-	-	-	
Desinfeccin con filtrado		5,34	6,47	7,21	-	-	-	
Costo total de O&M		100,97	66,35	46,36	-	-	-	
Lneas 6.1 y 6.2 (soporte plstico)	Altiplano	Lnea de agua	103,81	57,50	32,17	27,81	22,98	20,13
		Desinfeccin sin filtrado	4,21	5,27	6,36	7,49	9,21	12,65
		Desinfeccin con filtrado	2,96	3,57	4,42	5,20	6,38	8,77
		Costo total de O&M	108,02	62,77	38,53	35,30	32,19	32,78
Lneas 6.1 y 6.2 (soporte ridos)	Altiplano	Lnea de agua y lodos	105,27	58,54	33,63	28,17	21,89	19,71
		Desinfeccin sin filtrado	4,21	5,27	6,36	7,49	9,21	12,65
		Desinfeccin con filtrado	2,96	3,57	4,42	5,20	6,38	8,77
		Costo total de O&M	109,48	63,81	33,99	35,66	31,10	32,36

Tabla 12.15. Costos de operación y mantenimiento de las distintas líneas de tratamiento (continuación).

Líneas de tratamiento	Zonas ecológicas	Unidades	Habitantes					
			1.000	2.000	5.000	10.000	25.000	50.000
			Costos de operación y mantenimiento (Bs/hab/año)					
Línea 6.3 (soporte plástico)	Valles	Líneas de agua y lodos	100,90	54,05	28,98	23,70	18,63	15,03
		Desinfección sin filtrado	7,08	8,14	9,23	10,37	12,08	15,53
		Desinfección con filtrado	4,95	5,67	6,41	7,19	8,38	10,77
		Costo total de O&M	107,98	62,19	38,21	34,07	30,71	30,56
	Llanos	Líneas de agua y lodos	100,17	53,65	28,63	23,57	18,51	14,78
		Desinfección sin filtrado	7,66	9,29	10,38	12,09	13,90	17,25
Desinfección con filtrado		5,34	6,47	7,21	8,40	9,58	11,98	
	Costo total de O&M	107,83	62,94	39,01	35,66	32,41	32,03	
Línea 6.3 (soporte áridos)	Valles	Líneas de agua y lodos	102,12	54,96	29,48	23,99	18,99	15,25
		Desinfección sin filtrado	7,08	8,14	9,23	10,37	12,08	15,53
		Desinfección con filtrado	4,95	5,67	6,41	7,19	8,38	10,77
		Costo total de O&M	109,20	63,10	38,71	34,36	31,07	30,78
	Llanos	Líneas de agua y lodos	100,94	54,15	28,82	23,56	18,64	14,74
		Desinfección sin filtrado	7,66	9,29	10,38	12,09	13,90	17,25
Desinfección con filtrado		5,34	6,47	7,21	8,40	9,58	11,98	
	Costo total de O&M	108,60	63,44	39,20	35,65	32,54	31,99	
Líneas 7.1 y 7.2	Altiplano	Líneas de agua y lodos	121,15	76,08	49,03	44,98	33,69	31,14
		Desinfección sin filtrado	4,21	5,27	6,36	7,49	9,21	12,65
		Desinfección con filtrado	2,96	3,57	4,42	5,20	6,38	8,77
		Costo total de O&M	125,36	81,35	55,39	52,47	42,90	43,79
Línea 7.3	Valles	Líneas de agua y lodos	106,27	63,24	37,80	31,71	26,05	23,24
		Desinfección sin filtrado	7,08	8,14	9,23	10,37	12,08	15,53
		Desinfección con filtrado	4,95	5,67	6,41	7,19	8,38	10,77
		Costo total de O&M	113,35	71,38	47,03	42,08	38,13	38,77
	Llanos	Líneas de agua y lodos	106,00	63,00	37,69	33,50	27,76	23,36
		Desinfección sin filtrado	7,66	9,29	10,38	12,09	13,90	17,25
Desinfección con filtrado		5,34	6,47	7,21	8,40	9,58	11,98	
	Costo total de O&M	113,66	72,29	48,07	45,59	41,66	40,61	
Líneas 8.1 y 8.2	Altiplano	Líneas de agua y lodos	154,80	108,41	96,80	85,67	83,38	85,87
		Desinfección sin filtrado	4,21	5,27	6,36	7,49	9,21	12,65
		Desinfección con filtrado	2,96	3,57	4,42	5,20	6,38	8,77
		Desinfección efluentes nitrificados	2,33	2,85	3,41	4,00	4,91	6,75
		Costo total de O&M	157,13	111,26	100,21	89,67	88,29	92,62
	Valles	Líneas de agua y lodos	145,81	94,12	78,02	60,27	56,40	54,79
		Desinfección sin filtrado	7,08	8,14	9,23	10,37	12,08	15,53
		Desinfección con filtrado	4,95	5,67	6,41	7,19	8,38	10,77
		Desinfección efluentes nitrificados	3,86	4,38	4,94	5,54	6,45	8,28
		Costo total de O&M	149,67	98,50	82,96	65,81	62,85	63,07
Llanos	Líneas de agua y lodos	136,82	83,62	67,25	49,14	44,89	41,89	
	Desinfección sin filtrado	7,66	9,29	10,38	12,09	13,90	17,25	
	Desinfección con filtrado	5,34	6,47	7,21	8,40	9,58	11,98	
	Desinfección efluentes nitrificados	4,17	5,00	5,56	6,46	7,37	9,20	
	Costo total de O&M	140,99	88,62	72,81	55,60	52,26	51,09	

Al igual que en el caso de los costos de construcción, en un análisis de alternativas debería hacerse una estimación de los costos de operación y mantenimiento de las tecnologías que se plantean, teniendo en cuenta las circunstancias locales pero, en ausencia de esta información, se podrían tomar las tablas anteriores como referencia, teniendo en cuenta las variaciones que supondrían las circunstancias específicas concretas de cada situación, como podría ser la existencia de bombeos, o el costo de gestión en rellenos sanitarios de los lodos.

La valoración de este criterio de selección puede realizarse puntuando directamente en función de los costos de cada alternativa, o clasificando los costos de operación y mantenimiento en función de los porcentajes de incremento, o disminución, sobre el valor medio de los costos de todas las alternativas. En el primer caso, se pueden cometer errores en las situaciones en las que los costos de operación y mantenimiento de algunos tratamientos sean muy dispares. Para evitar estos problemas, se recomienda establecer varios niveles, tal y como puede ver en la tabla siguiente.

Tabla 12.16. Valoración del criterio costos de operación y mantenimiento.

Complejidad	Valoración
Menor que el costo medio: >20%	Muy alta
Menor que el costo medio: entre 5 y 15%	Alta
Costo intermedio: 5% arriba o abajo	Media
Mayor que el costo medio: entre 5 y 15%	Baja
Mayor que el costo medio: >20%	Muy baja

A la hora de la evaluación de los costos de construcción y de operación y mantenimiento, además de los costos asociados a la propia PTAR, deben considerarse también los relacionados con los colectores, emisarios y posibles bombeos. Todos estos costos deben obtenerse de la forma más aproximada posible, para posteriormente analizar la viabilidad económica del proyecto, teniendo en cuenta el presupuesto disponible.

12.3 Los criterios limitantes

Una vez establecidos los criterios de selección, deben seleccionarse aquellos, que para la situación concreta que se analiza, pueden ser limitantes para alguna de las alternativas de tratamiento propuestas, haciendo que estas queden excluidas desde el principio.

Se analizan a continuación, los posibles criterios limitantes:

- **Calidad del efluente depurado:** el cumplimiento de la normativa boliviana de vertidos de aguas residuales tratadas a los cuerpos receptores constituye, en sí misma, un criterio limitante. Cumplido este requisito, se puede valorar la calidad de los efluentes obtenidos en cada línea de tratamiento, en lo referente a su **capacidad de eliminar nutrientes, nitrificar, o eliminar patógenos**, en aquellos casos en que se vierta a zonas sensibles, zonas con valor piscícola, zonas próximas a captaciones de agua potable, o cuando se reusen las aguas tratadas.
- **Terrenos disponibles para la construcción de la PTAR:** la superficie de terreno disponible para la ubicación de la planta de tratamiento puede ser un factor limitante, e impedir la construcción de tratamientos que presenten elevados requisitos de superficie por habitante servido (tratamientos de carácter extensivo). De existir terreno suficiente, también podría ser limitante el coste de los mismos, en caso de precios muy elevados, si bien, este aspecto debería recogerse en el apartado de costos de construcción.

También, las propias **características de los terrenos disponibles** (topografía, geotecnia, nivel freático, etc.), pueden limitar o condicionar la implementación de algunos tratamientos. En general, los problemas derivados de las características del terreno repercuten negativamente en mayores costes de construcción, al complicar las soluciones constructivas. En algunos casos extremos, podrían eliminarse aquellas alternativas cuya adecuación al tipo de terreno existente sea más problemática.

- **Características ambientales de la zona de intervención:** dentro de estas características destaca la influencia de la temperatura sobre los procesos biológicos de depuración, llegando a constituir las bajas temperaturas (por debajo de los 15 °C en las aguas a tratar), un factor limitante para la construcción de los tratamientos que se basan en procesos anaerobios, caso de los Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente (FAFA) y de los Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA).
- **Impactos medioambientales:** los olores o los ruidos pueden ser limitantes en zonas residenciales o turísticas, pero en general son criterios a valorar entre las distintas alternativas, teniendo en cuenta que en muchos casos estos problemas pueden mitigarse a través de medidas preventivas, como el confinamiento de espacios, la desodorización de los gases malolientes, o la aplicación de sistemas antiruidos.

- **Operación y mantenimiento:** los aspectos relacionados con la operación y el mantenimiento pueden ser limitantes en el caso de poblaciones pequeñas que no disponen de recursos, ni de personal cualificado y precisan de tecnologías de baja complejidad técnica y de mantenimiento sencillo. En general es un criterio importante a valorar entre las distintas alternativas.
- **Costos de construcción y de operación y mantenimiento:** la disponibilidad económica para hacer frente a los costos de construcción y de operación y mantenimiento de determinados tratamientos en un entorno socioeconómico determinado, puede constituirse en otro criterio de carácter limitante. Así, en entornos con recursos económicos y técnicos limitados para afrontar la construcción y la operación y mantenimiento de una PTAR, ciertas alternativas, más sofisticadas, quedan descartadas desde el inicio.

No es posible hacer un catálogo completo de los criterios limitantes, siendo misión de los técnicos evaluadores establecer estas limitaciones para cada caso concreto. Siempre que se den circunstancias evidentes, aplicando el sentido común, se puede reducir rápidamente el número de alternativas y de criterios de selección a considerar, simplificando así el proceso de selección.

En cualquier caso, una vez establecidos los criterios limitantes, todas las alternativas que no los cumplan deben eliminarse del proceso de selección, lo cual puede reducir rápidamente el número de tratamientos a evaluar. Debe insistirse en que la determinación de los criterios limitantes siempre va a depender de las circunstancias locales que rodean al proyecto, y deben ser determinados por los técnicos responsables de la selección (*del Río, 2017*).

12.4 La ponderación de los criterios de selección

Cada criterio de selección se debe ponderar con un peso, que dependiendo de la importancia relativa que tenga en relación con los demás, será mayor o menor. Esta ponderación dependerá fundamentalmente de las circunstancias concretas que rodeen al proyecto, por lo que variará según el caso, y se podrá llevar a cabo de mejor o peor forma dependiendo de la profundidad con que se hayan realizado los estudios previos.

El sistema de ponderación es potestativo del evaluador, pero siempre deberá ser explicado para que todas las entidades que intervienen en el proyecto puedan conocer su justificación.

Las formas más habituales de otorgar estos pesos son las siguientes:

- Establecimiento de un peso para cada criterio, como un porcentaje de un total de 100.
- Clasificando la importancia de cada factor en una gama de niveles y asignando un peso a cada uno de esos niveles, tal como se muestra en la Tabla 12.17, en la que se establecen cuatro niveles, que luego se introducen como coeficientes multiplicadores.

Tabla 12.17. Ponderación de los criterios de selección.

Nivel	Peso
Muy importante	4
Importante	3
Media importancia	2
Poco importante	1

12.5 La valoración de cada alternativa respecto a cada criterio de selección

Una vez que se han limitado las alternativas apropiadas de acuerdo con los criterios limitantes, cada una de las alternativas válidas debe evaluarse teniendo en cuenta el resto criterios de selección, lo que permitirá posteriormente compararlas entre sí.

Algunos de los criterios limitantes también pueden participar en el proceso de selección, como podría ser el caso de la calidad de los efluentes tratados, que podría ser limitante de acuerdo con la normativa de vertido vigente, pero también podría ser valorable, puesto que una mejor calidad puede ser un aspecto a valorar positivamente en la selección del tratamiento de depuración.

Es importante mantener un orden en la evaluación, en el que cada alternativa se valora de forma comparada a las otras en relación a cada uno de los criterios de selección. Esta valoración puede realizarse de forma cuantitativa, estableciendo una escala arbitraria, por ejemplo de 1 a 5.

Estas valoraciones están sujetas a variaciones, por un lado porque existe cierto grado de subjetividad en el evaluador y, por otro, porque en algunos casos influyen las circunstancias locales. Por ello, la valoración establecida dependerá

mucho del criterio del técnico responsable de la selección, que deberá justificar en todo caso los valores adoptados. Para esta justificación podrían utilizarse las tablas de carácter genérico que se incluyen en este capítulo, pero teniendo en cuenta las circunstancias locales.

12.6 La matriz de decisión

Finalmente, se suman todas las valoraciones dadas a cada alternativa, ponderando cada factor del sumatorio por su peso correspondiente. La fórmula a aplicar para valorar cuantitativamente cada posible alternativa, es la siguiente:

Siendo:

$$V_{A1} = \sum P(f_i) * V_{A1}(f_i) = P(f_1) * V_{A1}(f_1) + P(f_2) * V_{A1}(f_2) + \dots + P(f_n) * V_{A1}(f_n)$$

$$V_{A2} = \sum P(f_i) * V_{A2}(f_i) = P(f_1) * V_{A2}(f_1) + P(f_2) * V_{A2}(f_2) + \dots + P(f_n) * V_{A2}(f_n)$$

V_A : valoración global dada a una tecnología determinada (A).

$P(f_i)$: ponderación dada al criterio de selección (f_i), que dependerá de las circunstancias concretas que rodean al proyecto.

$V_A(f_i)$: valoración dada a una tecnología determinada (A) respecto a un factor (i).

Al final del proceso, se generan tablas resumen para cada criterio de selección, en las que se muestran las valoraciones establecidas para cada alternativa respecto a ese criterio (Tabla 12.18), y una tabla global con todas las alternativas, en la que aparece la valoración global de cada una de ellas (Tabla 12.19), lo que permite compararlas entre sí de forma simple, mostrando, además, cuales son los factores que más han condicionado la selección final.

Tabla 12.18. Tabla de cada criterio de selección.

Alternativas	Valoración	Ponderación	Total (V*P)
Alternativa A ₁	$V_{A1}(f_i)$	P(f _i)	$V_{A1}(f_i) * P(f_i)$
Alternativa A ₂	$V_{A2}(f_i)$	P(f _i)	$V_{A2}(f_i) * P(f_i)$
Alternativa A ₃	$V_{A3}(f_i)$	P(f _i)	$V_{A3}(f_i) * P(f_i)$
...
TOTAL			

Tabla 12.19. Tabla resumen de selección de alternativas.

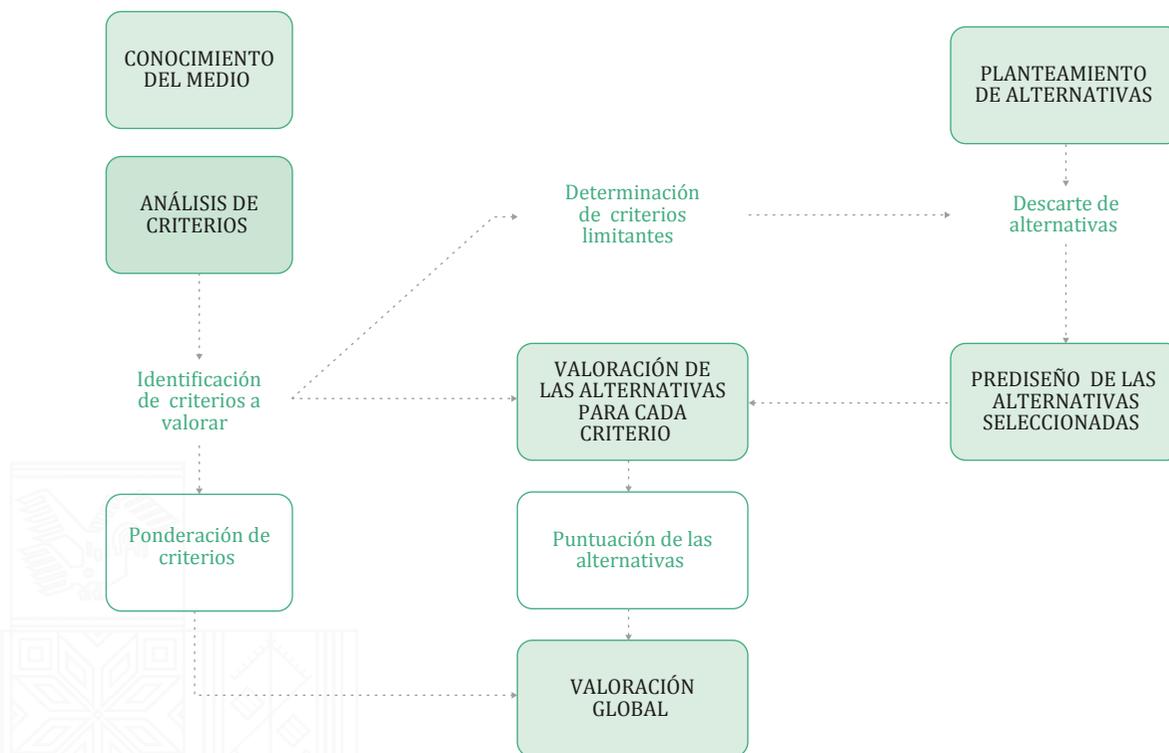
Tabla resumen comparativa entre las distintas alternativas						
Criterios de selección	A ₁	A ₂	A ₃	A ₄	A ₅	...
A. EFICACIA DE REMOCIÓN						
A.1. Calidad exigida a los efluentes tratados						
A.2. Tipo de contaminación de las aguas residuales a tratar.						
A.3. Tolerancia a las variaciones de caudal y carga						
B. TERRENOS DISPONIBLES						
B.1. Superficie disponible						
B.2. Características constructivas de los terreno						
C. ACEPTACIÓN SOCIAL						
C.1. Aceptación por parte de la población						
C.2. Aceptación por parte de la entidad explotadora						
D. CARACTERÍSTICAS MEDIOAMBIENTALES						
D.1. Temperatura						
D.2. Pluviometría						
D.3. Altitud						
E. IMPACTOS AMBIENTALES						
E.1. Producción de malos olores						
E.2. Generación de gases de efecto invernadero						
E.3. Generación de ruidos						
E.4. Impacto visual						
F. GENERACIÓN DE LODOS						
F.1. Cantidad de lodos generados						
F.2. Estabilidad de los lodos generados						
G. OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO						
G.1. Requerimientos de personal cualificado						
G.2. Disponibilidad de repuestos y de servicio técnico						
H. COSTOS DE CONSTRUCCIÓN Y DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO						
H.1. Costos de construcción						
H.2. Costos de operación y mantenimiento						
TOTAL						

12.7 La selección final

Después de llevar a cabo todo el proceso de selección, no tiene por qué existir una única alternativa como solución (aquella que alcance una mayor puntuación). Si dos o más alternativas tienen valoraciones finales semejantes, a partir de la comparación de los aspectos en que más se diferencien y, en especial de las preferencias del operador, se podrá tomar la decisión definitiva.

Para finalizar, y a modo de resumen, se adjunta un esquema del proceso de análisis y selección de alternativas, basado en las matrices de selección, aplicado en proyectos de tratamientos de aguas residuales (López, 2019).

Figura 12.2. Esquema del proceso de matrices de selección aplicado en proyectos de depuración de aguas residuales.



Referencias bibliográficas

del Río, I. (2017). Análisis de alternativas y selección de sistemas de depuración. XXV Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras. Madrid, 19-30 noviembre 2017.

López, C. (2019). Análisis de alternativas y selección de sistemas de depuración. XXVII Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras. Madrid, 18-29 noviembre 2019.

MARM (2010). Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones. ISBN: 978-84-491-1071-9.

MARN (2016). Recomendaciones para la selección de tratamientos de depuración de aguas residuales urbanas en la República de El Salvador. Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Muñoz, B., Romana, M. (2016). Aplicación de métodos de decisión multicriterio discretos al análisis de alternativas en estudios informativos de infraestructuras de transportes. Pensamiento Matemático. Volumen VI, Número 2. ISSN: 2174-0410.

von Sperling, M y Chernicharo, C. (2005). Biological Wastewater Treatment in Warm Climates Regions. ISBN: 1 843339 002 7. Published by IWA Publishing. London, UK.



ESTADO PLURINACIONAL DE
BOLIVIA

MINISTERIO DE
MEDIO AMBIENTE Y AGUA

VICEMINISTERIO DE AGUA POTABLE
Y SANEAMIENTO BÁSICO

Autoría:



FUNDACIÓN PÚBLICA ANDALUZA
CENTRO DE LAS NUEVAS
TECNOLOGÍAS DEL AGUA (CENTA)
Consejería de Agricultura, Ganadería,
Pesca y Desarrollo Sostenible

Con la colaboración de:



MINISTERIO
DE TRANSPORTES, MOVILIDAD
Y AGENDA URBANA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

CEDEX
CENTRO DE ESTUDIOS
Y EXPERIMENTACIÓN
DE OBRAS PÚBLICAS

Con el apoyo de:

