

**Sistema combinado dixestor-humidal
seguido de fotodegradación
para a depuración de augas residuais e
contaminantes orgánicos emerxentes**

Marta Sánchez Núñez

Tese de doutoramento UDC / 2021

Directores: Manuel Soto Castiñeira e Isabel Ruíz Bolaños

Programa de doutoramento en Ciencia e Tecnoloxía Ambiental



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

Agradecementos

Quen me ía dicir, hai catro anos, que ía estar escribindo estas liñas, e cunha pandemia de por medio. Por iso, quero agradecer a toda a xente que formou parte, dunha maneira ou doutra, desta etapa que está a piques de rematar.

Quería comezar agradecendo aos meus directores de tese, Manuel Soto Castiñeira e Isabel Ruíz Bolaños. Que antes de seren directores desta tese, foron titores do meu TFG, e sen dúbida repetiría traballar con eles mil veces máis. Manolo e Isabel, grazas polo trato inmellorábel, por mirar sempre de darme as mellores condicións e por toda a axuda no día a día. Con directores coma vos, a tese faise moito máis enriquecedora, interesante e amena.

Agradecer tamén aos meus compañeiros de laboratorio; os mellores veciños que podía ter. Ruth, Kübra, Haris, Borja, Büşra... É unha mágoa cando non se quere pór en valor a persoas coma vos, pero por sorte, xa moitos estades en novas e mellores sendas. Ruth, grazas polas horas compartidas, polos descansos, polos cafés, por todo.

E, por suposto, darlle as grazas a Ana. Pola paciencia, o apoio incondicional e a lealdade. Por ensinarme a non ceder ante a inxustiza, a ignorancia e o poder. Non me cabe dúbida de que vas conseguir todo o que te propoñas, e ben merecido. Pouco a pouco. Mil grazas por todo Ana.

Tamén quería agradecer ao Dr. Enrique Torres, do Departamento de Microbioloxía, pola axuda coas analíticas que forman parte destes resultados, sempre dispoñíbel e coa mellor actitude. Tamén, agradecer ao equipo do Laboratorio de Química Física, do grupo de investigación REACT!, por axudarme con todo o relativo aos experimentos de fotodegradación, que sen o seu apoio non tería parte destes resultados. Grazas a Jesús Fraga e ao seu equipo, sempre dispoñíbeis para arranxar calquera problema na planta piloto.

E, xa por outra banda, agradecer a xentiña que nada teñen que ver con este mundo, pero que doutra maneira tamén me apoiaron. Grazas ás miñas amigas, ás de toda a vida, por ser desconexión, por estar onde sempre e coma sempre. Grazas a David, polos camiños andados, dende Duquesa até Cusco. Grazas ao meu irmán e aos meus pais, por estar sempre aí, sen esperar nada a cambio.

... Moitas grazas a todas!

RESUMO

Na Galiza, o modelo actual de asentamento da poboación caracterízase pola súa alta dispersión xeográfica, con núcleos de até 2000 habitantes que representan o 48% da poboación total. Así, o tratamento descentralizado das augas residuais xorde como unha solución lóxica para abordar os problemas de sustentabilidade dos sistemas convencionais, impulsando os sistemas baseados na natureza. Entre eles, os humidais construídos que, en combinación con dixestores anaerobios, acadan un alto rendemento na depuración das augas residuais urbanas en canto aos parámetros convencionais de calidade de auga.

Para acadar un tratamento avanzado das augas residuais urbanas, na presente tese experimentouse un sistema compacto de tres etapas: dixestor anaerobio (pre-tratamento), humidal construído de fluxo vertical (como principal unidade de tratamento) e fotodegradación (post-tratamento). Este sistema combinado conseguiu, principalmente, a intensificación na eliminación de nitróxeno, de contaminantes orgánicos emerxentes e de microorganismos patóxenos con dotacións de superficie que non superen $1\text{m}^2/\text{habitante}$ equivalente. Ademais, probouse un novo deseño de dixestor anaerobio híbrido, para facilitar a súa integración nos sistemas combinado dixestor-humidal, así como varios post-tratamentos baseados na fotocatalise heteroxénea. Finalmente, tanto a escala de laboratorio como de planta piloto, acadouse unha alta eficacia de tratamento no sistema combinado dixestor-humidal-fotodegradación sobre os parámetros estudados.

RESUMEN

En Galiza, el modelo actual de asentamiento de la población se caracteriza por su alta dispersión geográfica, con núcleos de hasta 2000 habitantes, que representan el 48% de la población total. Así, el tratamiento descentralizado de aguas residuales surge como una solución lógica para abordar los problemas de sustentabilidad de los sistemas convencionales, impulsando sistemas basados en la naturaleza. Entre ellos, los humedales construidos que, en combinación con digestores anaerobios, alcanzan un alto rendimiento en la depuración de aguas residuales urbanas en cuanto a los parámetros convencionales de calidad de agua.

Para conseguir un tratamiento avanzado de las aguas residuales urbanas, en la presente tesis se estudió un sistema compacto de tres etapas: digestor anaerobio (pre-tratamiento), humedal construido de flujo vertical (tratamiento principal) y fotodegradación (post-tratamiento). Este sistema combinado persiguió, principalmente, la intensificación en la eliminación de nitrógeno, de contaminantes orgánicos emergentes y de microorganismos patógenos, con una dotación en superficie que no supere $1 \text{ m}^2/\text{habitante}$ equivalente. Además, se probó un nuevo diseño de digestor anaerobio híbrido, para facilitar su integración en sistemas mixtos digestor-humedal, así como varios post-tratamientos basados en fotocátalisis heterogénea. Finalmente, tanto a escala de laboratorio como de planta piloto, se obtuvo una alta eficacia de tratamiento mediante el sistema combinado digestor-humedal-fotodegradación sobre los parámetros estudiados.

ABSTRACT

In Galiza, the current settlement pattern of population is characterised by its high geographical dispersion with settlements of up to 2000 inhabitants, representing 48% of total population. Thus, decentralised wastewater treatment emerges as a logical solution to address the sustainability problems of conventional systems, promoting nature-based solutions. These include constructed wetlands that, in combination with anaerobic digesters, achieve high performance in urban wastewater treatment in terms of conventional water quality parameters.

To achieve advanced urban wastewater treatment, a compact three-stage system was presented in this thesis: anaerobic digester (pre-treatment), vertical flow constructed wetland (main treatment) and photodegradation (post-treatment). This combined system was mainly aimed at intensifying the removal of nitrogen, emerging organic pollutants and pathogens, with a surface area of no more than 1 m²/inhabitant equivalent. In addition, a new hybrid anaerobic digester design was tested to facilitate its integration in the combined digester-constructed wetland system, as well as several post-treatments based on heterogeneous photocatalysis. Finally, at both laboratory and pilot plant scale, a high-performance efficiency was obtained by the combined digester-constructed wetland- photodegradation system on the studied parameters.

Lista de abreviaturas

ACB	Ácido clofibríco
ACE	Acetaminofeno (Paracetamol)
ADE	Actividade desnitrificante específica
AGV	Ácidos graxos volátiles
AME	Actividade metanoxénica específica
AR	Augas residuais
ARU	Augas residuais urbanas
BPA	Bisfenol A
CAF	Cafeína
CBZ	Carbamazepina
CDE	Compostos Disruptores Endócrinos
CFA	Compostos Farmacéuticos Activos
CH	Condutividade Hidráulica
COEs	Contaminantes Orgánicos Emerxentes
CPD	Capacidade potencial desnitrificante
CV	Coefficiente de Variación
DA	Dixestor Anaerobio/Anóxico
DBO₅	Demanda Biolóxica de Osíxeno
DCL	Diclofenaco
DMA	Directiva Marco da Auga
DQO_s	Demanda Química de Osíxeno solúbel
DQO_T	Demanda Química de Osíxeno total
EDAR	Estación Depuradora de Augas Residuais
FA	Filtro Anaerobio
FD	Fotodegradación
FH	Humidal Construído de Fluxo Subsuperficial Horizontal
FP	Filtro percolador
FS	Humidal Construído de Fluxo Superficial
FSS	Humidal Construído de Fluxo Subsuperficial
FV	Humidal Construído de Fluxo Subsuperficial Vertical
hab. eq.	Habitantes equivalentes
HC	Humidal Construído
HUSB	Dixestor de leito de lodos hidrolítico (<i>Hydraulic Upflow Sludge Bed</i>)
IBU	Ibuprofeno
k_{bio}	Constante de biodegradación
k_d	Coefficiente de distribución sólido-auga
KET	Ketoprofeno
LAC	Lodos activos convencionais
log D_{ow}	Coefficiente de distribución do n-octanol en auga

log K_{ow}	Coefficiente de reparto do n-octanol en auga
MBR	Reactor de membrana biolóxica
MF	Microfiltración
MMBR	Reactor biolóxico de leito móbil
NCA	Normas de Calidade Ambiental
NF	Nanofiltración
OFL	Ofloxacin
OI	Osmose inversa
pK_a	Constante de disociación
POA	Procesos de Oxidación Avanzada
Q_{INF, EF, m}	Caudal (influyente, efluente, máximo)
SBR	Reactores descontinuos de secuenciación
SOT	Sotalol
SS	Sólidos en suspensión
SST	Sólidos en suspensión totais
SSV	Sólidos en suspensión volátiles
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos volátiles
t_m	Tempo medio de retención
t_r	Tempo de retardo
TRH	Tempo de retención hidráulico
TRS	Tempo de retención de sólidos
UASB	Dixestor de leito de lodos (<i>Upflow Anaerobic Sludge Bed</i>)
VCH	Velocidade de carga hidráulica
VCS	Velocidade de carga superficial
VCV	Velocidade de carga volumétrica
v_{DA}	Velocidade ascensional no dixestor anaerobio
VECS	Velocidade de eliminación da carga superficial
VSD	Velocidade superficial de desnitrificación
VSN	Velocidade superficial de nitrificación

ÍNDICE E LIMIAR

0 Índice e limiar	i
0.1 Índice	i
0.2 Limiar	v

0.1 Índice

1 Introducción Xeral	1
1.1 Depuración das augas residuais urbanas	2
1.1.1 As augas residuais urbanas	2
1.1.2 Marco lexislativo	4
1.1.3 Sistemas descentralizados fronte sistemas centralizados	5
1.1.4 Depuración de ARU na Galiza	6
1.2 Depuración mediante Humidais Construídos	7
1.2.1 Tipos de humidais construídos	9
1.2.2 Mecanismos de eliminación de contaminantes nos HC	14
1.2.3 Principais mecanismos de eliminación segundo o tipo de HC	18
1.2.4 Emisións de gases de efecto invernadoiro	19
1.3 Pre-tratamento e tratamento primario aos humidais construídos	20
1.3.1 Dixestión anaerobia	21
1.3.2 Etapa previa a HC: Fosa séptica	24
1.3.3 Etapa previa a HC: Tanque Imhoff	24
1.3.4 Etapa previa a HC: Decantadores primarios	25
1.3.5 Etapa previa a HC: Dixestores anaerobios de alta taxa	25
1.4 Intensificación na eliminación de NT con sistemas combinados DA-HC	30
1.4.1 Vías clásicas de eliminación de nitróxeno en HC	30
1.4.2 Recirculación en sistemas combinados DA-FV	33
1.4.3 Procesos de desnitrificación e metanoxénese en DA	35
1.5 BIBLIOGRAFÍA	36
2 Contaminantes Orgánicos Emerxentes	43
2.1 INTRODUCCIÓN	45
2.2 Propiedades fisicoquímicas e bioquímicas dos COEs	49
2.2.1 COEs obxecto de estudo	49
2.2.2 Propiedades fisicoquímicas dos COEs	50
2.3 Eliminación dos COEs en augas residuais	53
2.3.1 Tecnoloxías para a eliminación dos COEs durante o tratamento de ARU	53
2.3.2 COEs nas EDAR	54
2.3.3 Tratamento biolóxico: mecanismos de eliminación	55
2.4 Eliminación de COEs en humidais construídos	58
2.4.1 Dixestores UASB	58
2.4.2 Humidais Construídos	60
2.4.3 O potencial dos Procesos de Oxidación Avanzada como post-tratamento	67
2.5 CONCLUSIÓNS.....	72
2.6 BIBLIOGRAFÍA	74

3 Material e Métodos.....	85
3.1 Instalación experimental a escala de laboratorio	86
3.2 Instalación experimental en planta piloto.....	88
3.3 Determinación dos parámetros convencionais de operación	92
3.4 Contaminantes orgánicos emerxentes	98
3.5 Sólidos Totais e Sólidos Volátiles	99
3.6 Actividade metanoxénica	99
3.7 Actividade desnitrificante	101
3.8 Caracterización da biomasa en suspensión no compartimento HUSB.....	103
3.9 Caracterización da biomasa adherida no compartimento FA	104
3.10 Condutividade hidráulica do medio filtrante no compartimento FA	104
3.11 Estudo do atoamento do medio filtrante no compartimento FA	105
3.12 Comportamento hidráulico no humidal FV	106
3.13 Determinación das emisións GEI no DA e no FV	107
3.14 Balances de masa en sólidos aplicados ao DA	108
3.15 Cálculos	109
3.16 BIBLIOGRAFÍA	110
4 Deseño e avaliación dun dixestor anaerobio/anóxico híbrido como pre-tratamento de augas residuais urbanas.....	111
4.1 INTRODUCCIÓN	113
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	116
4.2.1 Características do Dixestor Anaerobio	116
4.2.2 Augas residuais urbanas	117
4.2.3 Mostraxe e análise dos parámetros convencionais.....	119
4.2.4 Caracterización da biomasa en suspensión e adherida no DA	119
4.2.5 Evolución dos sólidos en suspensión no efluente	120
4.3 RESULTADOS E DISCUSIÓN	120
4.3.1 Operación e velocidades de carga	120
4.3.2 Evolución da concentración no efluente DA	122
4.3.3 Eficacia na eliminación de SS e DQO	125
4.3.4 Caracterización da biomasa no DA	127
4.3.5 Evolución dos sólidos en suspensión no efluente do DA	133
4.4 CONCLUSIÓN	135
4.5 BIBLIOGRAFÍA	138
5 Depuración de augas residuais urbanas a escala laboratorio mediante dixestor anaerobio híbrido e humidal construído	141
5.1 INTRODUCCIÓN	143
5.2 MATERIAL E MÉTODOS	146
5.2.1 Descrición da instalación experimental a escala laboratorio	146
5.2.2 Augas residuais urbanas	147
5.2.3 Mostraxe e análise	148
5.2.4 Caracterización da unidade FV	148
5.2.5 Efecto directo da unidade FD sobre os parámetros convencionais de calidade de auga..	148
5.3 RESULTADOS E DISCUSIÓN	149
5.3.1 Condicións de operación e velocidade de carga	149
5.3.2 Características dos efluentes para o sistema DA-FV	150
5.3.3 Eficacia de eliminación	156

5.3.4 Eficacia de tratamento da unidade FV	158
5.3.5 Capacidade desnitrificante e nitrificante de cada unidade	161
5.3.6 Caracterización da biomasa da unidade DA	163
5.3.7 Comportamento hidráulico e acumulación de sólidos na unidade FV	165
5.3.8 Efecto da unidade FD sobre os parámetros convencionais	168
5.4 CONCLUSIÓNS.....	169
5.5 BIBLIOGRAFÍA	171
6 Aplicación á escala piloto dun reactor anaerobio/anóxico híbrido no pre-tratamento de augas residuais urbanas	175
6.1 INTRODUCCIÓN	177
6.2 MATERIAL E MÉTODOS	178
6.2.1 Características do dixestor anaerobio	178
6.2.2 Augas residuais influentes	179
6.2.3 Mostraxe e análise dos parámetros convencionais	181
6.2.4 Caracterización da biomasa en suspensión e adherida no DA	182
6.2.5 Conducividade hidráulica e estudo do atoamento do FA	182
6.2.6 Captación e medición das emisións de gases de efecto invernadoiro	183
6.3 RESULTADOS E DISCUSIÓN	183
6.3.1 Operación e velocidades de carga	183
6.3.2 Evolución da concentración no efluente DA	185
6.3.3 Eficacia como pre-tratamento	188
6.3.4 Caracterización da biomasa do dixestor anaerobio	192
6.3.5 Emisións de GEI no dixestor anaerobio	199
6.3.6 Estudo do atoamento e conducividade hidráulica do medio filtrante do compartimento FA.....	199
6.4 CONCLUSIÓNS.....	201
6.5 BIBLIOGRAFÍA	204
7 Eficacia do sistema combinado dixestor anaerobio-humidal construído fluxo vertical con recirculación a escala piloto	207
7.1 INTRODUCCIÓN	209
7.2 MATERIAL E MÉTODOS	211
7.2.1 Instalación operacional	211
7.2.2 Augas residuais	212
7.2.3 Parámetros operacionais	213
7.2.4 Mostraxe e análise	214
7.2.5 Caracterización hidráulica da unidade FV	215
7.2.6 Caracterización da especie vexetal en cada unidade	215
7.2.7 Medición de gases de efecto invernadoiro	215
7.3 RESULTADOS E DISCUSIÓN	215
7.3.1 Operación e velocidades de carga	215
7.3.2 Evolución dos parámetros de operación no sistema DA-FV	217
7.3.3 Eficacia de eliminación global	224
7.3.4 Contribución de cada unidade á depuración global	226
7.3.5 Caracterización da biomasa do DA	230
7.3.6 Comportamento hidráulico da unidade FV	231
7.3.7 Biomasa vexetal nas unidades DA e FV	233

7.3.8 Emisións de gases de efecto invernadoiro	234
7.4 CONCLUSIÓNS	236
7.5 BIBLIOGRAFÍA	238
8 Eliminación de contaminantes orgánicos emerxentes a través do sistema combinado dixestor anaerobio- humidal construído de fluxo vertical mais post-tratamento con luz UV. Estudo a escala laboratorio	241
8.1 INTRODUCCIÓN	243
8.2 MATERIAIS E MÉTODOS	245
8.2.1 Unidades experimentais e sistema combinado	245
8.2.2 COEs nas augas residuais a tratar	246
8.2.3 Condicións de operación	247
8.2.4 Mostraxe e análise	248
8.2.5 COEs acumulados nas fases sólidas do sistema combinado	248
8.2.6 Estudo no efecto directo da célula FD	249
8.3 RESULTADOS E DISCUSIÓN	249
8.3.1 Concentración de COEs no influente	249
8.3.2 Eficacia global do sistema combinado DA-FV-FD	250
8.3.3 Eficacia da eliminación en cada unidade para o período global	253
8.3.4 Comportamento individual de cada composto	254
8.3.5 Acumulación dos COEs nas fases sólidas das unidades de tratamento	259
8.3.6 Efecto directo da célula FD sobre as ARU brutas e o EF pre-tratado	260
8.4 CONCLUSIÓNS	261
8.5 BIBLIOGRAFÍA	263
9 Tratamento avanzado de augas residuais urbanas nun sistema de 3 etapas: dixestión anaerobia, humidal construído e fotodegradación. Estudo a escala de planta piloto	267
9.1 INTRODUCCIÓN	269
9.2 MATERIAIS E MÉTODOS	270
9.2.1 Unidades experimentais biolóxicas	271
9.2.2 Unidades experimentais para o post-tratamento de fotodegradación.....	272
9.2.3 COEs nas augas residuais brutas	272
9.2.4 Condicións de operación	273
9.2.5 Mostraxe e análise	274
9.3 RESULTADOS E DISCUSIÓN	275
9.3.1 COEs: Comportamento das unidades biolóxicas do sistema DA-FV	275
9.3.2 Fotodegradación de COEs durante o post-tratamento do efluente DA-FV	286
9.3.3 Patóxenos: Eliminación nas unidades biolóxicas	287
9.3.4 Patóxenos: Eliminación nas unidades de post-tratamento FD	289
9.4 CONCLUSIÓNS	292
9.5 BIBLIOGRAFÍA	294
10 Conclusións xerais	299

0.2 Limiar

O elevado custo dos sistemas convencionais de saneamento e depuración implica que unha boa parte das augas residuais urbanas (ARU) sigan sen acadar un tratamento axeitado. Isto agrávase nas áreas de poboación máis dispersa, consecuencia da recollida e transporte dos vertidos até as plantas centralizadas de tratamento. Ademais, na actualidade requírense novas fórmulas para intentar minguar os fenómenos de escaseza e menor calidade de auga doce, aos que a poboación mundial está abocada se non se trocan os modelos convencionais existentes. Estas novas tecnoloxías deben mirar pola redución do impacto ambiental e por unha maior sustentabilidade en termos económicos, ambientais e sociais.

Ao redor da metade da poboación mundial segue vivindo en zonas rurais. En concreto, Galiza conta cun modelo actual de asentamento caracterizado pola súa alta dispersión xeográfica, xa que un 25,2% e 47,6% da poboación total está distribuída en núcleos de até 500 e 2000 habitantes, respectivamente. Con este modelo de distribución da poboación, a descentralización do saneamento e depuración xorde como unha alternativa viábel. Así, os sistemas descentralizados consisten en tecnoloxías de tratamento simples e robustos, localizados xeralmente próximos ao punto de xeración das augas residuais, implicando un tratamento *in situ* de pequenos volumes de augas. Estas augas residuais proceden de fogares individuais, grupos de vivendas dispersas ou en núcleos próximos (por exemplo, nun radio de até 3 km) ou en agrupacións de desenvolvemento periurbano. Ademais, a xestión descentralizada tenderá a ser compatíbel coas necesidades locais de uso e de reutilización da auga.

Durante os últimos anos, ademais do interese en mellorar a calidade de auga en canto aos parámetros convencionais, existe unha crecente preocupación pola aparición dun novos contaminantes con capacidade de acumularse no medio ambiente e nos organismos vivos, e que xa foron identificados en baixas concentracións (na orde de $\mu\text{g/L}$ e ng/L). Trátase dos contaminantes orgánicos emerxentes (COEs), que se liberan ao medio natural por varias vías como a industria, os fogares ou os hospitais, e que en boa parte non chegan a eliminarse nas estacións depuradoras convencionais, polo que retornan ao ciclo da auga. Por riba, a non regularización pode ter consecuencias, non so para o medio ambiente, se non tamén para a saúde humana. Recentemente viñéronse desenvolvendo diferentes tecnoloxías para tratar de eliminar estes compostos das ARU, mais aínda non se atopou ningunha que opere individualmente e que acade unha eliminación eficaz dos COEs.

Os novos enfoques para mellorar a eficiencia de tratamento avanzado de ARU e as opcións de reutilización impulsaron os intentos de integrar diferentes tecnoloxías mediante

sistemas baseados na natureza. Entre estes sistemas atópanse os humidais construídos (HC), que poden combinarse con dixestores anaerobios (DA) como etapa previa, co gallo de mellorar o rendemento de ambos procesos aproveitando as características inherentes de cada un. Os HC son aptos para depurar as ARU xeradas por poboacións que non superen os 2000 habitantes equivalentes (hab. eq.), ou mesmo 5000 hab. eq., segundo as estratexias de intensificación que se lle apliquen, cumprindo coa premisa da descentralización, como se detalla no Capítulo 1.

O atoamento do leito do HC pode retrasarse empregando os DA como pre-tratamento, que son capaces de eliminar a maior parte dos sólidos en suspensión (SS) e da materia orgánica contida nas ARU brutas, diminuíndo a velocidade de carga influente ao HC, así como a súa pegada requirida (Capítulo 1). A combinación dun DA cun HC de fluxo subsuperficial vertical (VF) resulta de interese na eliminación de nitróxeno total debido as condicións anaerobias e aerobias que presentan respectivamente, ocorrendo a desnitrificación no DA e a nitrificación no FV. Ao recircular parte do efluente do FV até o DA, o nitrato xerado vía nitrificación no FV pódese eliminar vía desnitrificación no DA. Mais esta corrente de recirculación pode provocar lavados de biomasa no DA, que pode chegar ao leito do FV agravando o seu posíbel atoamento. Por este motivo, é de interese deseñar novos modelos de DA que permanezan estábeis como etapa previa ao humidal FV.

Por outra banda, as condicións anaerobias e aerobias que se dan nos sistemas híbridos DA-FV poden acadar boas eficiencias de eliminación para certos COEs, mais os compostos máis recalcitrantes precisan doutros mecanismos de eliminación, como os procesos de fotodegradación (FD), tal e como se comenta no Capítulo 2. Deste xeito, unha etapa de post-tratamento ao sistema combinado DA-FV baseada en procesos de fotocátalise resulta nunha opción atractiva, sen necesidade de incrementar en gran medida a área requirida e acadando unha elevada eficiencia global na eliminación dos COEs contidos nas ARU brutas.

Baixo estas premisas, na presente tese propúxose un sistema combinado de tres etapas: DA (pre-tratamento), FV (tratamento secundario) seguido de FD (post-tratamento) para acadar un tratamento avanzado de ARU, incluída a eliminación de COEs. Este sistema combinado operouse inicialmente a escala de laboratorio e levouse, nunha segunda parte da investigación, a escala de planta piloto.

En canto ao sistema a escala de laboratorio, un dos obxectivos principais foi a avaliación do sistema combinado DA-FV con recirculación do efluente FV na eliminación de materia orgánica e nitróxeno total, ao combinar ambientes anaerobio-anóxico-aerobio no tratamento de ARU procedentes da depuradora de Bens (A Coruña). Por unha banda,

estudouse un novo deseño de DA híbrido, conformado por un compartimento inferior baseado nun leito de lodos hidrolítico mais un filtro anaerobio superposto, co gallo de evitar os posíbeis lavados de biomasa, que poderían acabar no FV contribuíndo ao seu atoamento. Así, o Capítulo 4 afonda na posta en marcha deste novo DA e, seguidamente, na adaptación á corrente de efluente FV recirculado (o que incrementou a súa velocidade ascensional e viuse reducido o TRH). Tamén se analiza a eficacia de eliminación de SS (operando a diferentes velocidades de carga hidráulica, VCV) e de desnitrificación (diferentes relacións Q_R/Q_{INF} aplicados) como parámetros básicos para comportarse como unidade de pretratamento ao FV. Adicionalmente, avalíase a acumulación de lodo en ambos compartimentos e as súas respectivas actividades microbianas. Por outra banda, o Capítulo 5 dedícase á eficacia de tratamento global do sistema combinado DA-FV a escala de laboratorio, e de cada unidade, no tratamento das ARU de Bens, aplicando diferentes condicións de operación en canto á velocidade de carga hidráulicas e superficiais e á relación de caudal recirculado/caudal ARU.

Na segunda parte da presente tese, levouse a escala de planta piloto o sistema combinado DA-FV con recirculación, seguindo o mesmo esquema que no sistema de laboratorio, mais adaptando o deseño e dimensións do DA á nova escala. A planta piloto situouse no Monte da Fraga, ao carón da Facultade de Ciencias (UDC) e recibiu as augas residuais procedentes da Facultade de Filoloxía e de casas veciñas, xunto coas augas pluviais e de escorras. O caudal tratado foi entre 340-800 L/d, no rango do que corresponde a unha vivenda familiar de 3-4 hab. eq. Así pois, o Capítulo 6 avalía en profundidade a posta en marcha e rendemento do DA híbrido, que neste caso estaba influenciado polas condicións climáticas propias da zona. O seguimento do DA híbrido fíxose en canto á eficacia de eliminación en SS e de desnitrificación da corrente recirculada, así como á determinación das actividades microbianas mediante ensaios en descontinuo. Xa no Capítulo 7 levouse a cabo o estudo da depuración avanzada das ARU en canto á eliminación simultánea de materia orgánica e nitróxeno no sistema combinado DA-FV en planta piloto. Neste Capítulo 7 tamén se estudaron outros aspectos de interese, coma o efecto da temperatura (rango 13-22 °C), a xeración de biomasa vexetal, o grao de atoamento do leito do FV e a emisión de gases de efecto invernadoiro.

Finalmente, os Capítulos 8 e 9 están dedicados ao estudo da eliminación de COEs nos sistemas a escala de laboratorio e planta piloto, respectivamente, e tamén de microorganismos patóxenos nesta última escala. Os COEs seleccionados foron: paracetamol (ACE), cafeína (CAF), ibuprofeno (IBU), ketoprofeno (KET), ofloxacina (OFL), bisfenol A (BPA), ácido clofibríco (ACB), diclofenaco (DCL), carbamazepina (CBZ) e sotalol (SOT). Estes COEs

son representativos dos diferentes tipos de compostos que se atopan habitualmente nas ARU e foron seleccionados en base a súa dificultade para seren eliminados en HC e ao comportamento que poden experimentar baixo ambientes anaerobios, aerobios e de fotoexposición. Para asegurar a súa presenza nas ARU, engadiuse unha cantidade suplementaria destes COEs cunha concentración final de 2 e 5 $\mu\text{g/L}$ para o estudo en laboratorio e en planta piloto, respectivamente. Como indicadores de contaminación fecal das ARU tratadas empregáronse as Enterobacterias, *Escherichia coli* e *Clostridium perfringens*.

No Capítulo 8 avalíase a escala de laboratorio o sistema combinado DA-FV con recirculación (Capítulo 5) mais un post-tratamento de FD baseado en luz UVC ($\lambda=254\text{ nm}$) baixo a hipótese de que a unidade compacta de FD pode completar eficazmente a eliminación dos COEs que non se eliminan, ou se eliminan parcialmente, nas unidades biolóxicas do DA e do FV. Estudáronse diferentes condicións de operación: o punto de recirculación (dende o efluente FV ou dende o efluente FD), a taxa de recirculación (Q_R/Q_{INF}) e o tempo de retención hidráulico da lámpada UVC. Adicionalmente, comprobouse o efecto directo da lámpada UVC sobre as ARU brutas e sobre o efluente DA-FV tratado, e determinouse a concentración dos COEs nas fases sólidas das unidades biolóxicas.

A eliminación dos COEs e dos microorganismos patóxenos obxecto de estudo en planta piloto mediante o sistema híbrido en tres etapas (DA, FV e FD) analízase no Capítulo 9. Por unha banda avalíase a eficacia de eliminación destes contaminantes nas unidades biolóxicas DA e FV, aplicando diferentes VCH e taxas de recirculación. E por outra banda, o post-tratamento de FD probouse mediante diferentes sistemas. Posto que o tratamento con luz UVC (empregado no Capítulo 8) supón un elevado consumo enerxético, empregáronse Procesos de Oxidación Avanzada, concretamente a fotocátalise heteroxénea. Así, a escala de laboratorio tratouse o efluente do sistema combinado DA-FV con luz UVA ($\lambda=365\text{ nm}$) máis fotocatalizador e con luz solar máis fotocatalizador durante 1 e 2 horas de tratamento, e tamén con luz UVC ($\lambda=254\text{ nm}$) para comparar as eficacias de eliminación. En paralelo aos ensaios en laboratorio, levouse a escala de planta piloto o post-tratamento con luz solar e fotocatalizador, deseñando unha balsa con capacidade para tratar o efluente DA-FV correspondente a unha vivenda familiar (3-4 hab. eq.), mais soamente se obtiveron resultados preliminares en canto a súa eficacia sobre os COEs e patóxenos.

Con todo, os obxectivos concretos da presente tese son os seguintes:

1. Desenvolvemento dunha nova tipoloxía de dixestor anaerobio que facilite a súa integración nos sistemas mixtos dixestor-humidal de aplicación a pequena e mediana escala (Capítulo 4 e Capítulo 6).
2. Desenvolvemento a escala de laboratorio dunha configuración de sistemas híbridos de humidais construídos con dixestores anaerobios para o tratamento avanzado (nitrificación-desnitrificación) de augas residuais urbanas (Capítulo 5).
3. Aplicación do sistema híbrido de dixestor anaerobio-humidal contruído a escala de planta piloto para a eliminación simultáneo de materia orgánica e nitróxeno total no tratamento de augas residuais urbanas (Capítulo 7).
4. Estudo da eliminación de contaminantes orgánicos emerxentes expostos a tres ambientes diferentes: anaerobio, aerobio e fotodegradación mediante o sistema combinado dixestor-humidal e luz UV a escala de laboratorio (Capítulo 8).
5. Tratamento avanzado de augas residuais urbanas en canto á contaminantes orgánicos emerxentes e microorganismos patóxenos mediante un sistema de tres etapas a escala de planta piloto: dixestor anaerobio, humidal construído de fluxo subsuperficial vertical. Desenvolvemento de diferentes post-tratamentos baseados na fotodegradación para tratar o efluente das unidades biolóxicas (Capítulo 9).

Capítulo 1

INTRODUCCIÓN XERAL

1.1 Depuración das augas residuais urbanas

A auga é un recurso natural básico que condiciona a vida. Sábese que a porcentaxe de auga útil para o humano é escasa, pois o 97,4% pertence a mares e océanos e un 2% forma os casquetes polares. A calidade deste recurso vese continuamente degradada polas accións de orixe antropoxénico, derivadas de actividades de tipo doméstico, agrícola e industrial. Ante o continuo crecemento da demanda dunha auga de calidade e suficiente para abastecer as diferentes actividades domésticas, agrícolas e industriais na Unión Europea, naceu a Directiva Marco da Auga (DMA).

A DMA xorde como unha medida para xestionar os recursos hídricos, incluíndo os ecosistemas acuáticos, dunha forma integral. Un dos principais obxectivos da DMA é acadar unha boa calidade química e biolóxica das masas de auga, así como minguar a contaminación provocada polos vertidos de substancias perigosas, co fin de que as augas que non estean en bo estado, sexan recuperadas e protexidas antes do 2027.

1.1.1 As augas residuais urbanas

A depuración das augas residuais (AR) centrouse inicialmente en reducir o contido de sólidos en suspensión (SS) e de materia orgánica antes de vertelas ao medio acuático receptor. A eliminación dos SS mellora substancialmente a estética da auga, favorece a entrada da luz natural aos ecosistemas acuáticos (factor ambiental chave para que teñan lugar os procesos de fotosíntese) e evita a acumulación de lamas nos leitos. Tamén é importante a eliminación da materia orgánica, pois os microorganismos encargados da súa oxidación biolóxica consomen o osíxeno disolvido presente, o que pode provocar o seu esgotamento e, como consecuencia, a perda de biodiversidade. En conxunto, os vertidos sen depurar provocan a alteración das características propias do ecosistema.

Os compostos orgánicos representan a maior parte dos contaminantes que consomen osíxeno disolvido dos corpos de auga receptores durante a súa degradación. Porén, compostos inorgánicos como o nitróxeno amoniacal (cada vez máis abundante pola seu uso en procesos industriais e actividades agrícolas) é oxidado pola vía biolóxica con consumo de osíxeno. Este feito levou a introducir procesos específicos de eliminación de nitróxeno nas estacións de depuración de augas residuais (EDAR).

As concentracións dos distintos contaminantes nas AR obtéñense de combinar a carga de dito contaminante con respecto á cantidade de auga na que se mesturan. Polo que, a carga diaria ou carga anual, pódense considerar como unha base de avaliación da composición das AR. Ademais, o lugar e o tempo son factores que comprometen a variabilidade da

composición das AR, polo que van diferir considerablemente dunha rexión a outra, como consecuencia de, por exemplo, a variación no consumo de auga nos fogares, a infiltración e/ou perdas durante o transporte na rede de sumidoiros.

A composición típica das augas residuais urbanas (ARU) móstrase na **Táboa 1.1**, onde as ARU de alta concentración corresponden cun baixo consumo de auga e/ou infiltración mentres que as de baixa concentración indican un maior consumo de auga e/ou infiltración. Hai que ter en conta que, en época de choiva, as augas pluviais van diluír as ARU e, polo tanto, canta máis compoñente de auga pluvial teña menor será a concentración das ARU (López-Vázquez et al., 2017).

Táboa 1.1. Composición típica de ARU con baixos aportes de efluentes industriais (López-Vázquez et al., 2017).

Parámetro	Alto	Medio	Baixo
SST	600	400	250
SSV	480	320	200
DQO total	1200	750	500
DBO	560	350	230
N total	100	60	30
N-NH₄⁺	75	45	20
P total	25	15	6

Unidades: Concentracións en mg/L

A relación entre os diferentes contaminantes das AR vai determinar o seu proceso de tratamento ou depuración. Por exemplo, as AR cunha alta relación DQO/DBO indica que a maior parte da materia orgánica vai presentar limitación na degradación biolóxica. Se as AR presentan unha relación SSV/SST alta vai indicar que esas AR van dixerirse con facilidade baixo condicións anaerobias. Ou, para que ocorra a desnitrificación en AR con baixa relación carbono/nitróxeno (C/N) é necesario aportar unha fonte externa de C. Na **Táboa 1.2** móstrase as relacións típicas entre contaminantes nas ARU.

Táboa 1.2. Relacións típicas entre contaminantes en ARU (López-Vázquez et al., 2017).

Relación	Alto	Medio	Baixo
DQO/SSV	1,6 - 2,0	1,4 - 1,6	1,2 - 1,4
SSV/SST	0,8 - 0,9	0,6 - 0,8	0,4 - 0,6
DQO/DBO	2,5 - 3,5	2,0 - 2,5	1,5 - 2,0
DQO/NT	45 - 60	8 - 12	6 - 8
DQO/PT	20 - 30	15 - 20	10 - 15

Hai que ter en conta que gran parte da carga contaminante das ARU provén dos fogares e instalacións, porén, existe unha parte significativa das ARU que se orixina das augas de choiva e/ou das infiltracións a rede de sumidoiros. Se ben a concentración de

contaminantes se ve reducida como consecuencia das augas pluviais e de infiltración, a relación entre os contaminantes permanece constante.

1.1.2 Marco legislativo

O vertido de AR con alto contido de nutrientes, principalmente nitróxeno (en forma de nitrato, nitrito ou amonio) e fósforo (en forma de ortofosfato), a ecosistemas acuáticos orixina un problema específico de contaminación das augas, denominado eutrofización. A medida que aumenta a dispoñibilidade de nutrientes, aumenta a produción fotosintética primaria, que se atopa representada principalmente pola proliferación de microalgas, como consecuencia dun desequilibrio no nivel de fertilidade acuática. A posterior descomposición da materia orgánica das algas, provoca o consumo excesivo de oxíxeno e a putrefacción da masa de auga. Polo tanto, o establecemento de leis e normativas ambientais de calidade de auga é imprescindible e vai obrigar a desenvolver tecnoloxías de tratamento cada vez máis especializadas, mellorando así a depuración das AR.

A Directiva de Augas Residuais (91/271/CEE) establecía o compromiso dos Estados Membros da UE para cumprir cuns requisitos na recollida, no tratamento e no vertido das ARU, así como o tratamento das augas residuais procedentes de aglomeracións urbanas unidas a determinados sectores industriais, co fin de mellorar a calidade das mesmas. En España, A Directiva 91/271/CEE foi transcrita na Real Decreto-Lei 11/1995 e no Real Decreto 509/1996 polos que, do mesmo xeito, se establecen as normas aplicábeis ao tratamento de ARU. Estas normas dependen da cantidade de carga orgánica do vertido e das características das augas potencialmente receptoras. A carga orgánica do vertido mídese en habitantes equivalentes (1 hab. eq. corresponde a 60 g de DBO₅ ao día). A Directiva 91/271/CEE obriga á que as aglomeracións urbanas de >2.000 hab. eq. que vertan á augas doces ou estuarios, e as aglomeracións de >10.000 hab. eq. que vertan á augas costeiras, reciban un tratamento secundario. Porén, a situación nas áreas rurais e arrabaldes (<2.000 hab. eq.) carrega un déficit de medidas en canto ao tratamento das AR (a Directiva soamente obriga a un tratamento axeitado), que afecta tanto a calidade de vida dos cidadáns como a calidade do medio ambiente en xeral e do medio hídrico en particular. Os obxectivos de depuración que establece o RD 509/1996, de límites de verteduras e diferentes parámetros móstranse na **Táboa 1.3**.

Táboa 1.3. Obxectivos de depuración das ARU de acordo ao RD 509/1996.

Parámetro	Concentración AR bruta	Concentración efluente depurado	
		Límite de vertido	% eliminación
DQO	400 – 600	125	75
DBO₅	250 – 300	25	90
SST	300 – 450	60	70
NT	40 – 60	10 – 15	70 - 80
PT	10 - 15	1 - 2	80

Unidades: Concentracións en mg/L

No ano 2000, coa Directiva Marco da Auga (DMA) (Directiva 2000/60/CE), impulsouse a política de augas europea, no que se refire ao seu alcance en canto a protección da calidade das augas, na súa aplicación e na súa implantación. O punto relevante é que por primeira vez se insta á Comisión Europea a presentar propostas específicas para a identificación de substancias recalcitrantes ou persistentes, para a súa clasificación como prioritarias ou perigosas e, polo tanto, para o seu control ambiental. O último obxectivo da DMA é lograr a eliminación de todas as substancias perigosas prioritarias e contribuír á conseguir concentracións no medio mariño próximas aos valores básicos para as substancias de orixe natural.

1.1.3 Sistemas descentralizados fronte sistemas centralizados

A pesar do actual fenómeno de urbanización mundial, ao redor da metade da poboación mundial sigue vivindo en zonas rurais. Na UE, ao redor do 30% da poboación de antigos países de Europa central e oriental (42 millóns de persoas) vive en asentamentos de menos de 2000 habitantes, mentres que esta porcentaxe é inferior ao 20% na parte occidental (Capodaglio et al., 2017).

Nas últimas décadas, a principal tendencia no saneamento urbano foi a de colleitar e transportar as AR, tanto urbanas como industriais, a través de xigantes redes de sumidoiros dende o punto de xeración até o sistema central do seu tratamento. Así, o tratamento centralizado precisa de máis bombas e tubaxes longas e máis enerxía. Isto supón que entre o 80-90% dos custos de capital estean relacionados co sistema de recolección en si (Libralato et al., 2012). Este saneamento centralizado segue a ser custoso polo seu elevado investimento e custos operacionais, sen chegar a garantir que todos os habitantes da rexión sexan beneficiados cunha boa hixiene, e cun enorme impacto ambiental, tanto a nivel local como mundial. Existe unha necesidade urxente de innovación no sector do saneamento pois o modelo convencional (retrete-sumidoiro-depuradora) consome demasiados recursos e enerxía (Öberg et al., 2020).

A eco-innovación pode desempeñar un papel fundamental na redución do impacto ambiental dos sistemas e nunha maior sustentabilidade en termos económicos, ambientais e sociais. Deste xeito, a descentralización xorde como unha solución lóxica para abordar os problemas de sustentabilidade dos sistemas convencionais.

Os sistemas descentralizados consisten en tecnoloxías de tratamento simples e robustos, localizados xeralmente preto ao punto de xeración das AR. É dicir, a xestión descentralizada implica o tratamento *in situ* de volumes pequenos de AR, procedentes de fogares individuais, grupos de vivendas situadas na proximidade duns 3 km ou en agrupacións de desenvolvemento periurbano que non contan cun sistema central de sumidoiros que as conecte a unha EDAR.

En xeral, a xestión descentralizada tenderá a ser compatíbel coas necesidades locais de uso e reutilización da auga, nas que a auga tratada *in situ* podería apoiar a produtividade agrícola ou, en zonas máis urbanas, a ser empregada como substituta da auga de subministro de calidade potábel para usos compatíbeis (Capodaglio et al., 2017).

Ademais, a aplicación dos sistemas descentralizados dan a posibilidade técnica de introducir sistemas de separación en orixe (urina, augas negras e posibilidade de augas grises), sistemas de inodoro ou outros sistemas de aforro máximo de auga (como moi baixa descarga/baleiro) para mellorar a recuperación de recursos e de enerxía. En vista da necesidade de reformar e actualizar os sistemas centralizados actuais, a co-existencia de varios graos de centralización-descentralización podería ser de interese técnico (Capodaglio et al., 2017).

A investigación en aplicacións descentralizadas centrouse recentemente en algúns procesos, incluíndo sistemas naturais (como os húmidais construídos) e en sistemas biolóxicos aerobios ou anaerobios mellorados, tanto de biomasa adherida ou biomasa en suspensión (como os dixestores UASB) (Singh et al., 2015a). Os principais factores que inflúen na elección do sistema descentralizado son: a eficacia específica de tratamento en condicións concretas (climatoloxía, variabilidade das AR, dispoñibilidade de terreo, requisitos de depuración/reutilización), os baixos requirimentos de operación e mantemento, a fiabilidade operativa a longo prazo, as posibilidades de expansión gradual e a economía favorábel.

1.1.4 Depuración de ARU na Galiza

Na Galiza, un dos principais problemas da contaminación de ríos e augas litorais é o escaso tratamento das AR, provocando que o 90% dos vertidos sexan contaminantes. As

principais ameazas son o consumo de osíxeno, o atoamento dos leitos e a acumulación de partículas non biodegradábeis (Cobo e González, 2003).

O modelo de asentamento galego caracterízase pola súa alta dispersión xeográfica. Na **Táboa 1.4** resúmese a distribución da poboación galega por tamaño de núcleos para o ano 2020, na que se observa que o 80,7% dos núcleos de poboación habitados teñen un censo < 50 habitantes.

Táboa 1.4. Distribución da poboación galega no ano 2020 (IGE).

Tamaño núcleo	Nº de núcleos	Poboación	Habitante/núcleo	%Poboación total
<50	25117	348806	14	12,9
De 50 a 500	5615	679674	121	25,2
De 500 a 2000	283	257425	910	9,5
>2000	111	1415914	12756	52,4
Total	31126	2701819	87	100,0

As EDAR predominantes na Galiza baséanse nos sistemas convencionais centralizados, no que as AR xeradas en cada asentamento son recollidas e transportadas, a través dunha rede de sumidoiros, até a EDAR pertinente. O Plan de Saneamento 2000-2015 (DOG 104/2001) xa contaba con que medio millón de galegos e galegas non poderían acceder a un tratamento convencional das súas ARU, véndose obrigados a tratar esas augas mediante sistemas de saneamento illados ou individuais, consistindo polo xeral en fosas sépticas. Porén, a idoneidade dos humidais construídos para dar servizo a asentamentos dispersos e núcleos de até uns poucos miles de habitantes, resultan unha alternativa moi atractiva para aplicar na Galiza, na que os núcleos de até 500 e 2000 habitantes representan 25,2% e 47,6% da poboación total (**Táboa 1.4**).

1.2 Depuración mediante Humidais Construídos

Os humidais construídos (HC) ou zonas húmidas construídas defínense como tecnoloxías ou sistemas baseados na natureza para o tratamento de augas residuais. Os HC están constituídos por canais, lagoas ou biofiltros pouco profundos (<1 m), e plantados con especies vexetais típicas de zonas húmidas. A depuración dáse durante a circulación da AR polo HC, mediante a interacción da auga e os contaminantes co substrato sólido, cos microorganismos, coa vexetación, e mesmo coa fauna (Dotro et al., 2017; Kadlec and Wallace, 2009).

A planta xoga un papel importante na depuración, pois son capaces de osixenar o substrato sólido que contén as raíces así como de capturar elementos nutrientes (N e P). Ademais, manteñen a estrutura do medio filtrante, crean un ambiente óptimo para a existencia

dun conxunto de microorganismos diverso e complementario, protexen ao leito do humidal dos axentes climatolóxicos (amortecendo as variacións de temperatura) e favorecen á integración no medio natural (Carballeira, 2014; Dotro et al., 2017; Kadlec and Wallace, 2009).

Os HC poden aplicarse para a depuración de AR de diferente orixe: domésticas, urbanas, industriais, lixiviados de vertedoiros, augas de escoamento superficial agrícola e urbano, lamas de depuradora... Son aptos para poboacións que non superen os 2000 hab. eq., presentando un alto potencial de sustentabilidade cun correcto deseño e operación (Carballeira et al., 2016). Porén, a través da súa intensificación, tamén se teñen proposto para vertidos máis grandes, de até 5000 hab.eq (Pascual et al., 2017).

A modo de exemplo, os HC mostran potencial para reducir varios contaminantes presentes nas augas residuais das explotacións agrogandeiras, como materia orgánica, nutrientes e metais (Almeida et al., 2017; Dias et al., 2020; Santos et al., 2019). Empregando microcosmos que simulan HC para o tratamento de augas residuais da gandería, estes autores estudaron a depuración simultánea de materia orgánica, nutrientes e antibióticos como o enrofloxacina e o ceftiofur, habitualmente usados na industria gandeira. A presenza destes antibióticos en concentracións de 100 µg/L non influíu significativamente nos procesos de eliminación bioquímicos que teñen lugar de forma natural nos HC (Almeida et al., 2017). Desta forma, Almeida et al. (2017) conclúen que os HC son unha valiosa alternativa para eliminar os contaminantes, incluídos os antibióticos, das augas residuais do gando.

Os novos enfoques para mellorar a eficiencia de tratamento das AR e as opcións de reutilización impulsaron os intentos de integrar diferentes tecnoloxías emerxentes en sistemas baseados na natureza (SBN). Entre os SBN atópanse os HC, que poden ser combinados con dixestores anaerobios como etapa previa co gallo de mellorar o rendemento de ambos procesos aproveitando as características inherentes de cada un.

Ao comparar os HC fronte os sistemas convencionais (como por exemplo os lodos activos), atópanse vantaxes como: a simplicidade de operación, construción e mantemento, non necesitan de produtos químicos, baixo consumo enerxético (se fose preciso necesitan bombas para circular as augas) e baixa xeración de residuos (lamas de depuración), entre outras (**Táboa 1.5**). Porén, ao tratarse de sistemas extensivos requiren de maiores superficies de instalación que os sistemas convencionais, superficies que aumentarán ao incrementarse a carga orgánica das AR a tratar. Ademais, cando os HC reciben AR brutas poden sufrir o atoamento do seu leito granular, reducindo así o seu tempo de vida media. Hai que ter en conta que os HC que operan como etapa única a miúdo presentan limitacións na eficacia de

eliminación de N e P, non chegando a cumprir cos límites de vertido establecidos na maioría dos casos (**Táboa 1.5**).

Táboa 1.5. Vantaxes e limitación dos humidais construídos como tecnoloxías de depuración de AR (Dotro et al., 2021; García e Corzo, 2008; Torrijos, 2017).

Vantaxes	Limitacións
<ul style="list-style-type: none"> ▶ Tecnoloxías de simple operación e construción ▶ Baixo consumo enerxético e de baixa produción de lodos ▶ Non precisan de reactivos químicos ▶ Reutilización das augas tratadas (segundo o contido en patóxenos) ▶ Aproveitamento da biomasa vexetal (ornamento, alimentación animal, compostaxe...) ▶ Boa integración na paisaxe (restauración de zonas húmidas) 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Sistemas extensivos (elevada superficie requirida) ▶ A maior carga orgánica das AR a tratar, maior superficie requirida ▶ Posible atoamento do leito granular ▶ Aplicábeis a poboacións < 2000 hab. eq. ▶ En etapa única presentan limitacións na eliminación de N e P.

Polo xeral, os diferentes tipos de HC dispoñen de compoñentes básicos como: estruturas de entrada do influente e saída do efluente, capa de impermeabilización que confina o sistema para evitar filtracións ao subsolo, medio filtrante ou granular (como substrato, composto por grava ou area de diferente granulometría segundo o grao de depuración que se desexe) e vexetación típica de zonas húmidas (Dotro et al., 2017; Kadlec and Wallace, 2009; Torrijos, 2017). Segundo o tipo de HC que se desexe, pequenas modificacións ou novos compoñentes marcarán as diferenzas entre eles.

1.2.1 Tipos de humidais construídos

A clasificación dos HC segundo a circulación do fluxo da auga divídese en: de fluxo libre ou superficial (FS) e de fluxo subsuperficial (FSS). Os FS baséanse nos procesos de degradación que ocorren maiormente na auga, como as lagoas, mentres que nos FSS teñen lugar os procesos derivados da acción do terreo, como os filtros verdes. A partir deles, danse outros subtipos de HC pola modificación de características de deseño (dirección do fluxo, sistemas híbridos, estratexias de intensificación...). A continuación, descríbense os tipos de HC máis relevantes na actualidade (Parde et al., 2021).

1.2.1.1 Humidais construídos de fluxo libre ou superficial

Nos HC de fluxo libre ou superficial (FS) as AR circulan a través dos tallos das macrófitas, sobre a superficie do humidal (**Figura 1.1**). Adoitan deseñarse cunha lámina de auga de menor profundidade (<0,4 m) que os humidais naturais, ademais de contar cunha

basta densidade de macrófitas que poden ser emerxentes (*Typha*, *Phragmites*, *Scirpus*), somerxidas (*Potamogeton*, *Elodea*) ou flotantes (*Eichornia*, *Lemna*) (DBT, 2019).

Este tipo de HC é de utilidade para a prevención de inundacións e o control da erosión da costa, xunto coa mellora da calidade do efluente dun tratamento secundario, entre outros usos. A biodegradación dos contaminantes dáse pola súa interacción cos microorganismos fixados ás partes somerxidas das plantas (follas, tallos e raíces) que fan de soporte. Ten unha eficiencia media de eliminación entre o 50-60% de DQO e DBO, 70-80% de SST e 50-65% de nitróxeno, ademais da capacidade de eliminar metais traza (Fe, Cu, Zn, Pb) (Parde et al., 2021).

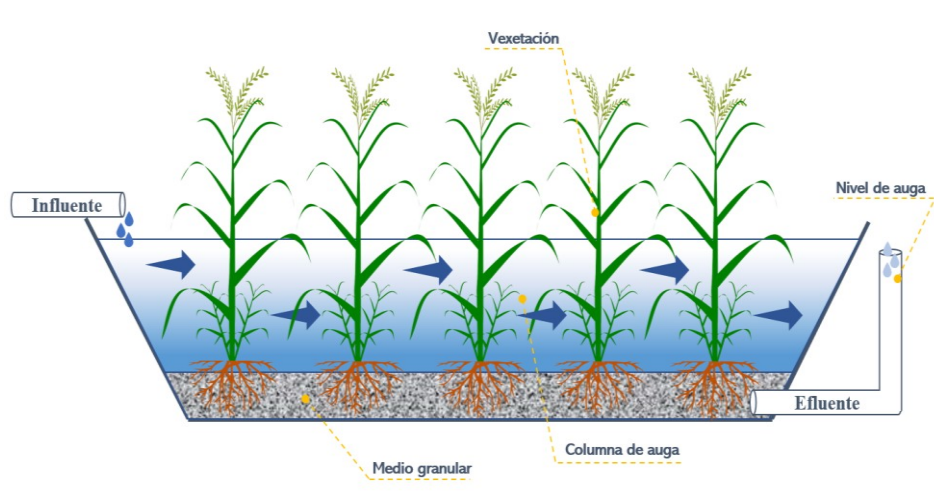


Figura 1.1. Humedal construído de fluxo libre ou fluxo superficial (FS).

1.2.1.2 Humidais construídos de fluxo subsuperficial horizontal

Nos HC de fluxo subsuperficial horizontal (FH), o substrato opera con fluxo saturado e plantado con macrófitas, mentres que as AR entran en continuo por un extremo, atravesando o medio granular en sentido horizontal, e recollendo finalmente o efluente polo lado oposto do humedal (**Figura 1.2**). Para a saída do efluente, dispónse dun tubo vertical en forma de “L” invertida, instalado nunha arqueta externa e independente do leito do humedal, que vai permitir o control do nivel de encharcada. Son válidos para o tratamento secundario, onde a profundidade do leito oscila entre 0,5-0,7 m e o nivel da auga mantense entre 5-10 cm por debaixo da superficie. Pode optarse pola construción cunha pendente do terreo dun 1% para facilitar a drenaxe do leito. Ademais, o leito debe illarse cunha lámina impermeabilizante máis unha membrana de xeotéxtil para evitar filtracións ao subsolo. O leito do humedal divídese nunha primeira zona de entrada, composta de materiais de tamaño de partícula entre 50-100 mm, para unha distribución homoxénea do influente ao medio filtrante principal, que está recheo de material de tamaño de partícula, orientativamente, entre 6-12 mm.

A anaerobiose condiciona a ruta microbiolóxica predominante nos HC deste tipo. Existe unha zona aerobia pero está limitada a microambientes próximos ás raíces e rizomas que filtran o osíxeno ao leito. Estas condicións fan que nos FH se dean principalmente mecanismos de eliminación baseados na filtración e na degradación anaerobia, ocorrendo tamén a desnitrificación (**Táboa 1.8**). No tratamento de AR domésticas, os FH son capaces de eliminar a materia orgánica e SS até uns valores razoábeis (20 mg/L no efluente). Porén, se operan como etapa única ven limitada a eliminación do nitróxeno total (NT) como consecuencia dunha nitrificación insuficiente. No caso de existir unha concentración suficiente en nitrato e carbono, os FH poden ser moi efectivos na desnitrificación.

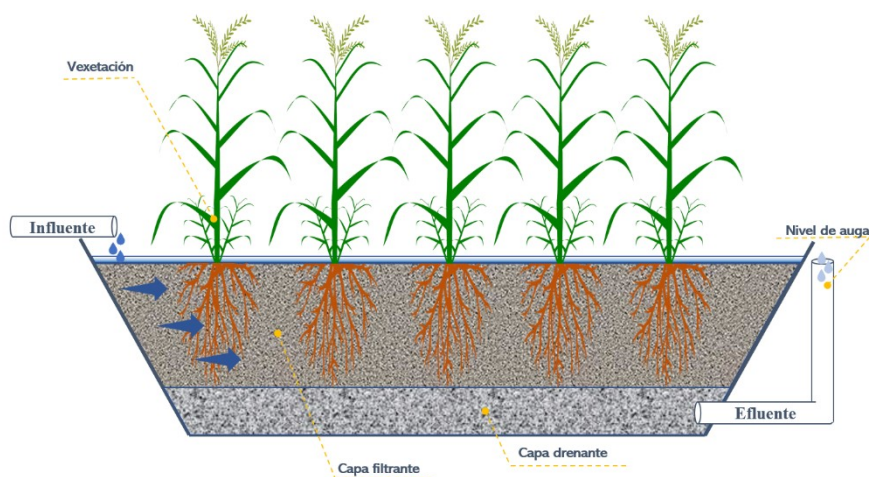


Figura 1.2. Humedal construído de fluxo subsuperficial horizontal (FH).

1.2.1.3 Humidais construídos de fluxo subsuperficial vertical

Os HC de fluxo subsuperficial vertical (FV) comezaron a gañar popularidade a partir da década dos 90 debido aos novos límites de vertido de augas residuais en zonas descentralizadas na Europa (en concreto en Dinamarca, Alemaña e Austria) respecto á eliminación de nitróxeno amoniacal como condición. Así, os FV véñense empregando polo xeral como tratamento secundario.

Os FV caracterízanse principalmente porque as AR circulan en sentido vertical e o modo de alimentación é intermitente, polo que o seu leito non vai estar inundando de forma permanente como nos FH. Para a alimentación intermitente empréganse sifóns de descarga controlada e bombas que permitan a entrada das AR mediante pulsos programados. Ademais, a estrutura de entrada para o influente basease nunha rede de tubos perforados e distribuídos por toda a superficie do humedal para un reparto uniforme. O leito que atravesan as AR soe ter unha profundidade de até 1 m, ao que se fixan as especies vexetais, e divídese en varias capas (**Figura 1.3**).

No fondo do humidal, onde se atopan os tubos de drenaxe para a saída do efluente, sitúase unha capa drenante co material de maior tamaño de partícula (grava). Sobre a capa drenante, dispónse o material filtrante principal formado xeralmente por area de entre 0,25-2 mm de tamaño de partícula, con menos do 0,5% de partículas <0,125 mm (Brix and Arias, 2005). E finalmente, por riba do medio filtrante principal, pode colocarse unha capa superior de menor tamaño de partícula, quedando así un medio granular de disposición heteroxénea en capas cun diámetro de partícula que aumenta coa profundidade do leito, para asegurar un tempo de retención correcto. O sentido descendente da corrente de auga vai xerar unha corrente de aire ascendente, producindo así efluentes máis osixenados. Para aumentar a osixenación do leito, colócanse uns tubos ou chemineas de aireación dende o fondo do humidal até uns 30 cm sobre a superficie do humidal, cada 4 m² (Kadlec and Wallace, 2009).

Esta configuración de humidal fai posible o tratamento de maiores cargas orgánicas cun altos rendementos nos procesos degradación aerobia e de nitrificación (**Táboa 1.8**). De feito, poden deseñarse para tratar cargas orgánicas superficiais superiores a 20 g DBO₅/m²·d e con tempos de retención curtos (horas), fronte ás cargas orgánicas superficiais de 4-6 g DBO₅/m²·d e tempos de retención máis longos (días) que poden operar os FH (García e Corzo, 2008). Aínda que presentan unha maior capacidade de tratamento que os FH, os FV son máis propensos a sufrir atoamento do seu medio granular.

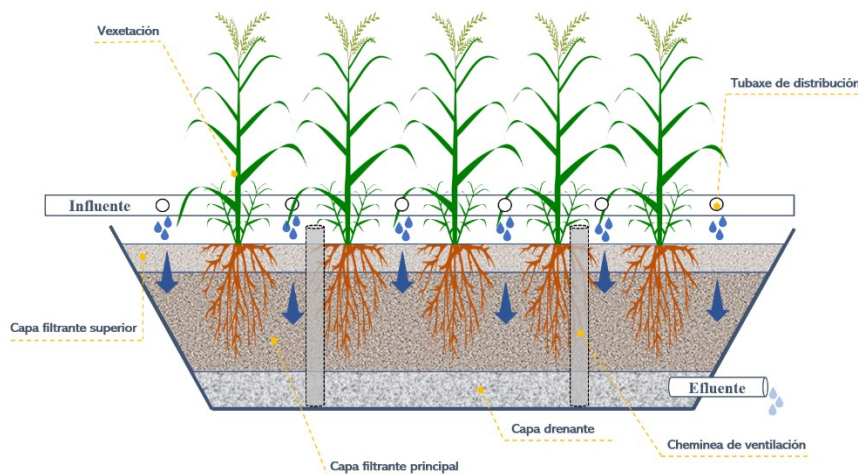


Figura 1.3. Humidal construído de fluxo subsuperficial vertical (FV).

1.2.1.4 Humidais construídos híbridos

Os sistemas pasivos de HC clásicos de etapa única son incapaces de combinar condicións aerobias e anaerobias de maneira simultánea, polo que a eliminación do contido de nitróxeno presente nas AR non vai ser completa (polo xeral, precisa da nitrificación do nitróxeno amoniacal seguido da desnitrificación do nitrato). Xorde así a idea dos sistemas

híbridos que combinan diferentes tipos de HC, converténdose nunha estratexia común para mellorar a eliminación do NT (Vymazal, 2013). Os sistemas HC híbridos fan referencia a sistemas de etapa múltiple de tratamento, que se basean na combinación de FS, FH e FV, e en todas as súas opcións e intensificacións, coa finalidade de acadar unha maior eficacia de tratamento e, en especial, unha maior eliminación de nitróxeno e patóxenos.

Estes sistemas híbridos compóñense polo xeral de FV e FH, dispostos de todas as maneiras posibles. Mentres que nos FH danse os procesos de desnitrificación, consecuencia das condicións anaerobias/anóxicas ocasionadas polo réxime de saturación permanente, e sempre e cando exista suficiente carbono dispoñíbel, os FV son adecuados para proporcionar unha nitrificación eficiente debido á súa gran capacidade de transporte de osíxeno (consecuencia do réxime intermitente de alimentación e a conseguinte insaturación do leito filtrante) (H. Liu et al., 2016; Vymazal, 2007, 2013). As eficiencias medias de eliminación de nitróxeno nos HC híbridos foron significativamente maiores que as dos sistemas de HC de etapa única, especialmente cando se inclúe un FS na liña de tratamento (Vymazal, 2013).

1.2.1.5 Humidais construídos intensificados

Un dos maiores retos na aplicación extensiva dos HC está relacionado coa baixa cinética de degradación, que implica baixas cargas aplicábeis de contaminantes, e a gran extensión de terreo demandada. A superficie requirida polos HC clásicos oscila, polo xeral, entre 5-6 m²/hab. eq. nos FH e entre 2-3 m²/hab. eq. nos FV, sendo so lixeiramente inferior nos HC híbridos (García e Corzo, 2008; Kadlec e Wallace, 2009). Tendo en conta que os sistemas convencionais de tratamento de AR requiren superficies de <1 m²/hab. eq. (Metcalf & Eddy, 2014), e os límites de vertido establecidos para nitróxeno (especialmente en rexións con escaseza de recursos de terra e cunha alta densidade de poboación), nos últimos tempos véñense a desenvolver diferentes estratexias operacionais aplicadas aos HC, xurdindo o concepto de HC intensificados (Parde et al., 2021; Wu et al., 2014).

A intensificación reúne tanto as modificacións no deseño como as condicións operacionais que inflúen positivamente no rendemento dos HC. Entre as diversas estratexias de intensificación, na **Táboa 1.6** achégase unha sinxela clasificación das mesmas (Dotro et al., 2017). Por exemplo, a aireación para aumentar as taxas de transferencia de osíxeno, engadir limaduras de madeira no leito do humidal como fonte de C para mellorar os procesos de desnitrificación, sistemas bioelectroquímicos, integración de miñocas, etc. (Wu et al., 2014). Outras estratexias operacionais de intensificación inclúen os descansos cíclicos e a recirculación do efluente final. No **Apartado 1.4** explicaranse en detalle as estratexias que permiten aumentar a eficacia de eliminación do NT. A aplicación destas intensificacións

supón, en cada caso, un compromiso entre a pegada e a enerxía necesaria, polo que aumentará o custo do ciclo de vida do sistema.

Táboa 1.6. Tipos de estratexias de intensificación aplicadas a humidais construídos.

Tipos de intensificación	Clase	Exemplo
Enerxéticos	Aireación	Humidais aireados
	Bombeo	Enchido-baleirado
Fisicoquímico	Medios de recheo	Limaduras metálicas, arxilas expandidas, zeolitas, bauxsol, materiais quitinosos.
	Precipitación química	Aluminio, cloruro férrico, axentes oxidantes
Operacional	Colleitas frecuentes	Lentellas de auga, sistemas evaporativos
	Descansos cíclicos	Operación secuencial con leitos operados en paralelo
	Recirculación das augas	Recirculación en FV
Bacterias	Bioelectroquímico	Celas microbianas, sistemas Metland®

1.2.2 Mecanismos de eliminación de contaminantes nos HC

Os HC caracterízanse por seren sistemas complexos de tratamento de AR. A diferenza dos sistemas convencionais, no que o proceso de eliminación é seleccionado e optimizado por unha serie de operacións separadas e deseñadas cun propósito específico, nos HC teñen lugar múltiples vías de eliminación de maneira simultánea. Na **Táboa 1.7** indícanse os principais mecanismos de eliminación dentro dos HC para cada tipo de contaminante, mecanismos que se detallan a continuación.

1.2.2.1 *Materia en suspensión*

A materia en suspensión (MES) elimínase por procesos físicos de sedimentación e filtración (**Táboa 1.7**). As partículas máis pequenas, ou de menor densidade ca auga, agréganse en floculos capaces de sedimentar e, polo tanto, capaces de decantar pola acción exclusiva da gravidade. Por outra banda, a circulación das AR a través do substrato e das raíces e rizomas da vexetación conduce á filtración da MES. Polo xeral, os FSS eliminan eficazmente a MES acadando eficacias de eliminación >90% e, independentemente da concentración influente, concentracións efluentes <20 mg/L (valor de referencia). Nos HC, o gradiente de eliminación é decrecente no sentido de fluxo das AR (Dotro et al., 2017).

Táboa 1.7. Principais mecanismos de eliminación dos contaminantes presentes en augas residuais a través de HC (Dotro et al., 2017; Kadlec e Wallace, 2009; Parde et al., 2021; Torrijos, 2017)

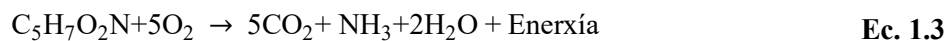
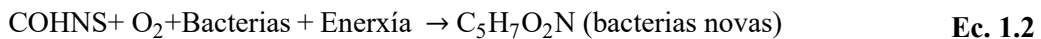
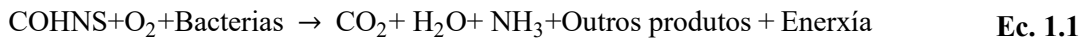
Contaminante	Mecanismo de eliminación principal
Sólidos en suspensión	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Filtración ▶ Sedimentación
Materia orgánica	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Decantación ou filtración, hidrólise enzimática (materia orgánica particulada) ▶ Degradación microbiana anóxica/anaerobia/aerobia (materia orgánica solúbel)
Nitróxeno	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Amonificación + nitrificación + desnitrificación ▶ Volatilización amoniacal (predomina en HC FS) ▶ Absorción pola planta (limitada), colleita da biomasa vexetal
Fósforo	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Asimilación por plantas e microorganismos, mineralización ▶ Adsorción ao substrato sólido ▶ Reaccións de precipitación dadas polo medio filtrante
Patóxenos	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Sedimentación e filtración ▶ Morte natural debido ao tempo de retención ▶ Depredación por parte de protozoos e metazoos ▶ Radiación UV (predomina en FS) ▶ Excreción de antibióticos dende as raíces das plantas
Metais pesados	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Precipitación e adsorción ▶ Absorción da planta ▶ Intercambio iónico ▶ Formación de complexos ▶ Oxidación-redución microbiana
Contaminantes Orgánicos	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Sorción (adsorción e absorción) polo substrato sólido ▶ Degradación por bacterias aerobias/anaerobias, fotodegradación

1.2.2.2 *Materia orgánica*

A materia orgánica consta de dúas fraccións principais, que son a materia orgánica particulada (ou MES) e a disolvida (ou solúbel). A combinación de procesos físicos, químicos e biolóxicos que ocorren nos HC consegue eliminar a materia orgánica das AR. A MES vai decantar e quedar retida por filtración no conxunto substrato-raíces-talos e, ademais, vai ser degradada pola vía biolóxica, ao igual que a materia orgánica disolvida (**Táboa 1.7**). En calquera caso, os microorganismos presentes nos HC, na súa maioría bacterias, empregan a materia orgánica como substrato (Dotro et al., 2017). Segundo a tipoloxía de HC, a biodegradación ven dada pola vía aerobia ou anaerobia, dependendo da presenza ou ausencia de osíxeno molecular, respectivamente (García e Corzo, 2008).

Na degradación aerobia, as bacterias oxidan unha fracción da materia orgánica co gallo de conseguir enerxía para o seu mantemento celular (**Ec. 1.1**). Ao mesmo tempo, a

enerxía liberada na oxidación anterior é empregada polas bacterias para converter outra fracción de materia orgánica en novo tecido celular a través da síntese (**Ec. 1.2**). Cando as bacterias consumiron toda a materia orgánica dispoñíbel, comezan coa respiración endóxena (**Ec. 1.3**), é dicir, consumen o seu propio tecido celular para obter a enerxía para o seu mantemento. O aporte de osíxeno para o mantemento das citadas reaccións transcorre de maneira diferente en función da tipoloxía de HC que se trate.



Por outra banda, se o leito do HC non dispón de osíxeno vaise dar a biodegradación pola vía anaerobia. A degradación anaerobia, que se explica detalladamente no **Apartado 1.3.1**, ocorre nunha serie de etapas en serie e en paralelo, onde os compostos producidos en cada etapa acaban sendo o substrato da seguinte etapa.

1.2.2.3 Nitróxeno

O contido típico de nitróxeno en ARU está formado maioritariamente por nitróxeno orgánico e amonio, mentres que os compostos de nitrato e nitrito atópanse en moi pequenas proporcións. A fracción orgánica de nitróxeno vai ser transformada en amonio, por vía enzimática, mediante o proceso de amonificación. Parte do amonio vai ser asimilado polos microorganismos presentes para incorporalo á súa masa celular. O amonio elimínase en sistemas de HC, principalmente, polos procesos combinados de nitrificación-desnitrificación. A asimilación polas especies vexetais, a adsorción sobre as partículas do substrato do HC e a volatilización do propio amonio, son as vías de eliminación de amonio secundarias (**Táboa 1.7**) (Dotro et al., 2017). Posto que no presente traballo se quere intensificar a eliminación do NT, no **Apartado 1.4** vaise por en detalle este tipo de procesos.

1.2.2.4 Fósforo

O fósforo (P) nas ARU atópase xeralmente na forma orgánica e na forma de ortofosfato inorgánico. As principais procesos para a eliminación do P en HC son: bióticos (asimilación por plantas e microorganismos e mineralización dos restos de vexetación e P orgánico) e abióticos (sedimentación, adsorción sobre o substrato filtrante e intercambios solo-auga) (**Táboa 1.7**). En xeral, a eliminación do P é limitada en todos os tipos de HC, situándose entre o 15-30% de eficacia de eliminación. Existen estratexias de intensificación

para eliminar o P a través de HC, como o uso de substratos especiais que contén unha elevada capacidade de adsorción (Arias e Brix, 2005; Vymazal, 2007).

1.2.2.5 *Metais pesados*

Os HC apareceron como unha alternativa ás novidasas tecnoloxías para a eliminación dos metais pesados. Na súa eliminación están implicados diferentes procesos físicos (sedimentación), químicos (pH, potencial redox) e biolóxicos (**Táboa 1.7**). Calijuri et al. (2011) atoparon que, ao tratar as augas de escorras e drenaxe dunha área aeroportuaria do Brasil mediante un humidal natural, unha cantidade significativa de metais pesados foron eliminados mediante procesos de sedimentación, precipitación e asimilación polas plantas, acumulándose especialmente nas raíces.

1.2.2.6 *Microorganismos patóxenos*

Os microorganismos patóxenos son unha das razón máis importantes polas que tratar as AR para evitar a contaminación biolóxica e garantir unhas boas condicións sanitarias. A reutilización das AR debidamente tratadas volveuse máis atractiva debido a escaseza de auga e as esixencias dos procesos industriais na rápida evolución dos últimos anos. Os HC, como ecosistemas respectuosos co medio ambiente, viñeron aplicándose tamén para a redución das bacterias fecais e dos patóxenos humanos (Wu et al., 2016).

Os mecanismos suxeridos para o tratamento de patóxenos nos HC inclúe a sedimentación, a filtración, a secreción de antibióticos ou biocidas, a inactivación, a morte natural ou morte debida á temperatura, a inactivación ou morte asociada á química desfavorábel da auga, a oxidación, a interacción das biopelículas, a depredación e a exposición á luz solar ou a radiación UV (**Táboa 1.7**) (Shingare et al., 2019; Wu et al., 2016). Na súa eliminación inflúen parámetros de operación como a velocidade de carga hidráulica (VCH) e o tempo de retención hidráulico (TRH), a vexetación, a flutuación estacional e a composición da auga influente. Algúns autores acadaron eficiencias de eliminación de patóxenos de até 4 a 5 unidades logarítmicas empregando diferentes deseños de HC (Shingare et al., 2017; Wu et al., 2016). Polo xeral, os FH amosan unha maior eficiencia de eliminación de patóxenos que os FS, mentres que os HC híbridos resultaron ser os máis eficientes consecuencia do maior TRH.

A presenza das especies vexetais afecta ao rendemento de eliminación, ben sexa directamente a través dos microbios ás raíces e a filtración, á secreción de antibióticos, ou ben indirectamente mediante a liberación de osíxeno na rizosfera e a creación dunha condición aerobia, ou á formación de biopelícula. (Alufasi et al., 2017).

Por outra banda, Shingare et al. (2019) revisaron a eficacia dos HC en canto a eliminación doutros parasitos, como os helmintos, protozoos e fungos, pois numerosos estudos demostraron a incapacidade dos coliformes fecais para indicar a contaminación das augas residuais orixinadas por parasitos. Deste xeito, Shingare et al. (2019) concluíron que os HC FSS e HC híbridos amosan unha maior eficiencia de eliminación de ovos de helmintos e quistes de protozoos que de patóxenos bacterianos, xa que soen ser máis grandes e retéñense no medio granular con maior facilidade.

Pode darse a situación de que o efluente final do HC presente unha maior concentración de patóxenos, que pode xustificarse polo feito de que certos patóxenos se propagan ou se engaden na auga dos HC pola fauna visitante ou por outras fontes alternativas, como as escorras superficiais de terras agrícolas adxacentes e as ribeiras dos HC. As aves acuáticas que habitan nos HC tamén poden actuar como portadoras de varios patóxenos.

1.2.2.7 Contaminantes orgánicos emerxentes

O termo de “contaminantes orgánicos emerxentes” refírese a eses contaminantes para os que, na actualidade, ningunha normativa esixe o control da súa presenza nas augas superficiais ou nos vertidos das augas residuais, mais presentan un elevado potencial de introducirse no medio ambiente e producir efectos adversos para a saúde humana e a ecoloxía. Xa que nunha parte da presente tese vaise estudar a eliminación destes contaminantes, vaise dedicar o **Capítulo** ¡Error! No se encuentra el origen de la referencia. para unha introdución máis detallada.

1.2.3 Principais mecanismos de eliminación segundo o tipo de HC

Unha vez entendidos os múltiples procesos de eliminación que ocorren nos HC, pódese elixir a configuración que máis interese, segundo os seus mecanismos de eliminación predominantes (**Táboa 1.8**). Como se observa na **Táboa 1.8**, nos FS dáse a sedimentación da materia particulada, mentres que nos FSS predomina a filtración.

Nos FS predominan os procesos de sedimentación da materia particulada e os fenómenos de reaireación superficial (principal fonte de aportación de osíxeno a columna de auga). Porén, a zona aerobia límitase ás zonas de augas abertas na zona superior da columna de auga, que se ve minimizada cando a vexetación atópase en densidade elevada.

O osíxeno molecular dispoñíbel nos FH é reducido pola saturación permanente do leite que despraza aos gases atmosféricos dos poros, obtendo un substrato anóxico. Neste tipo de humidais, a degradación da materia orgánica vai ser por vía anaerobia, mentres que o proceso de desnitrificación vai ser o predominante na eliminación do nitróxeno.

O modo intermitente de alimentación dado nos FV vai permitir que, unha vez finalizado o ciclo de alimentación, as augas discorran en sentido descendente ao longo do substrato, ocasionando a súa osixenación nos ocos que quedan libres de auga. Deste xeito, nos FV impera a degradación aerobia da materia orgánica e o proceso de nitrificación no caso do nitróxeno.

Outros mecanismos, como a evaporación, a adsorción ou a absorción polas plantas, poden darse mais dun xeito secundario. Ademais, debe terse en conta que as especies vexetais tamén contribúen á osixenación do leito, pois a través das súas raíces e rizomas liberan parte do osíxeno producido na fotosíntese (Kadlec e Wallace, 2009).

Táboa 1.8. Principais mecanismos de eliminación en HC básicos (adaptado de Langergraber et al., 2019).

Mecanismos	HC FS	HC FH	HC FV
Sedimentación	++		
Filtración	+	++	++
Degradación aerobia	+	o	++
Degradación anaerobia	+	++	
Nitrificación	+		++
Desnitrificación	+	++	
Adsorción		+	+
Sorción		+	+
Precipitación	o	o	
Absorción da planta	+		
Evaporación	o	+	

“++” = mecanismo principal no HC; “+” = mecanismo secundario; “o” = mecanismo que se produce en certa medida pero o HC non está deseñado para ocorra

1.2.4 Emisións de gases de efecto invernadoiro

Nos HC, ao igual que nos sistemas naturais, ten lugar a liberación á atmosfera de compostos gasosos consecuencia dos procesos microbianos. Entre estes gases, o dióxido de carbono (CO₂), o metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O) son os máis perigosos xa que actúan como gases de efecto invernadoiro (GEI), e son ben coñecidos como factores que contribúen ao quecemento global (Maucieri et al., 2017). Nos últimos anos fixéronse varias revisións sobre as emisións de GEI dos HC (Mander et al., 2014; Maucieri et al., 2017), chegando a conclusión de que os HC híbridos mostran beneficios tanto na depuración das AR como na redución das emisións dos GEI.

Na revisión de Mander et al. (2014), os autores observaron que o modo intermitente de alimentación característico dos FV así como a colleita das especies vexetais nos FH e nos FS son factores que chegar a mitigar as emisións de GEI. Maucieri et al. (2017) indicaron na súa revisión que, a pesar de que a presenza das plantas en certas ocasións aumenta as emisións

GEI en comparación cos sistemas sen plantar, na maioría dos casos a vexetación fixa o CO₂ atmosférico (a través da fotosíntese) e, como consecuencia, os HC actúan principalmente como sumidoiros de CO₂. Filali et al. (2017) e Mander et al. (2015) concluíron que a tanto a nitrificación como a desnitrificación (procesos predominantes nos FV e FH, respectivamente) van contribuír ao nivel de fluxo de N₂O. Recentemente, tentouse reducir as emisións de GEI dos HC pola adición de diferentes materiais. Varios autores descubriron que ao engadir biocarbón ao leito do humidal, acadaban unha redución significativa nas emisións de N₂O (Abedi and Mojiri, 2019; Feng et al., 2020; Guo et al., 2020) mentres que o CH₄ aumentaba lixeiramente (Guo et al., 2020).

Por outra banda, os estudos sobre o efecto da diversidade de especies vexetais nas emisións GEI dos HC amosan resultados controvertidos. Por exemplo, Luo et al. (2020) observaron que o aumento da riqueza de especies vexetais nos HC flotantes reduciu as emisións de N₂O e CH₄ mentres que Han et al. (2019) non observaron unha correlación significativa entre o policultivo e as emisións de N₂O nun FV a escala laboratorio.

Ademais, Maucieri et al. (2017) concluíron que a tipoloxía de HC vai influír nos fluxos de GEI. Nos FSS atopáronse menores emisións de CH₄ en comparación cos HC FS, mentres que nos FV os fluxos de N₂O foron maiores que nos FS. Estes autores tamén revisaron o efecto de diversos factores dos HC sobre as emisións GEI. A relación DQO/N de 5:1 das AR influente resultou ser a mellor relación para obter menores emisións de CO₂ e CH₄ en FV e as menores emisións de N₂O en FS. O modo intermitente de alimentación das AR permite a redución das emisións de CH₄ mentres que promove as emisións de CO₂ e N₂O. Existe unha correlación positiva entre a temperatura e as emisións de CH₄, CO₂ e N₂O e tamén entre a radiación solar e as emisións de CO₂ e CH₄. Con todo, quedan moitas preguntas sobre as emisións GEI dos HC, que precisan de máis investigación.

1.3 Pre-tratamento e tratamento primario aos humidais construídos

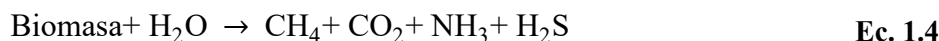
Para retrasar o atoamento do leito dos HC, co tempo foron xurdindo diferentes estratexias de pre-tratamento e tratamento primario. O seu obxectivo principal foi a de eliminar os sólidos máis grosos, as graxas e flotantes, e os SS contidos nas AR a tratar.

Polo xeral, as AR sométense a un primeiro desbaste de grosos, isto é facelas pasar a través dunha reixa duns 2-3 cm de luz de malla, con limpeza manual das mesmas (Salas et al., 2007). Logo, as AR van ser tratadas en sistemas de pre-tratamento ou tratamento primario no que se elimine a maior parte dos SS e certa cantidade de materia orgánica solúbel, co gallo de reducir así a carga influente aos humidais.

1.3.1 Dixestión anaerobia

Entre as tecnoloxías máis empregadas como etapa previa a un HC, destacan a fosa séptica, o tanque Imhoff e o decantador primario, mais os dixestores anaerobios xurdiron como un pre-tratamento válido (Álvarez et al., 2008b; De la Varga et al., 2013; Ruiz et al., 2010). En todas estes sistemas, a MES vai sedimentar e decantar, formándose un lodo que vai sufrir os procesos da dixestión anaerobia.

A dixestión anaerobia defínese como un proceso biolóxico, no que a materia orgánica complexa degrádase en ausencia de osíxeno para formar produtos estábeis e biogás. O proceso anaerobio atópase na natureza espontaneamente (no fondo de lagos, pozos, etc.) como resultado da acción dos microorganismos para producir enerxía en forma de calor e nova biomasa. Polo xeral, a dixestión anaerobia responde a reacción bioquímica descrita na Ec. 1.4.



O proceso de dixestión anaerobia baséase nunha secuencia de interaccións metabólicas entre diferentes consorcios de microorganismos. As etapas fundamentais son catro: hidrólise, acidoxénese, acetoxénese e metanoxénese, nas que interveñen cinco grandes poboacións microbianas (bacterias hidrolíticas-acidoxénicas, acetoxénicas, homoacetoxénicas, metanoxénicas hidroxenófilas e metanoxénicas acetoclásticas) (Figura 1.4) (Aiyuk et al., 2006; Amani et al., 2010; Batstone et al., 2002; Laiq Ur Rehman et al., 2019b).

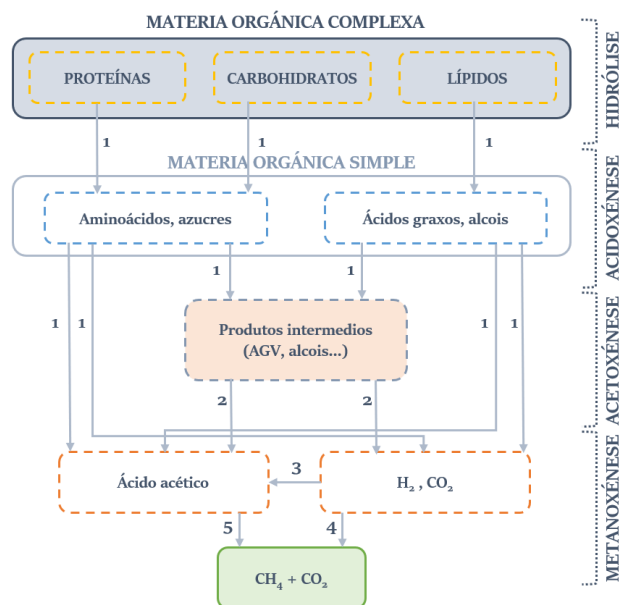


Figura 1.4. Esquema da dixestión anaerobia: etapas e poboacións microbianas (1= bacterias hidrolíticas-acidoxénicas; 2= bacterias acetoxénicas; 3= bacterias homoacetoxénicas; 4= bacterias metanoxénicas hidroxenófilas; 5= bacterias metanoxénicas acetoclásticas).

As reaccións da dixestión anaerobia poden dividirse en dúas categorías: bioquímicas e fisicoquímicas. Enténdese por reaccións bioquímicas aos procesos catalizados por enzimas (intra ou extracelulares) que actúan sobre a reserva de material orgánico dispoñíbel. A desintegración dos compostos complexos (así como a biomasa morta) até constituíntes particulados, e coa conseguinte hidrólise enzimática até monómeros solúbeis, son procesos extracelulares. A dixestión dos materiais solúbeis mediados por organismos é intracelular, e estes procesos resultan no crecemento e decaemento da biomasa. Por outra banda, as reaccións fisicoquímicas abranguen aos procesos que van acompañados pola asociación/disociación iónica e pola transferencia gas-líquido. Os procesos biolóxicos vanse dividir nas catro etapas (Laiq Ur Rehman et al., 2019b; Parra Huertas, 2015), sendo:

- i. **HIDRÓLISE.** A materia orgánica complexa inicial non pode metabolizarse directamente polos microorganismos. Por iso, a primeira etapa da dixestión anaerobia consiste nunha primeira desintegración e hidrólise (descomposición e solubilización) do material orgánico complexo até substratos solúbeis. Os substratos son partículas compostas complexas e partículas de proteínas, carbohidratos e lípidos. As proteínas, hidratos de carbono e lípidos aparecen ben como substrato ou ben como produtos da desintegración das partículas compostas. Outros produtos de desintegración son as partículas inertes e o material solúbel inerte.

Mediante a hidrólise, as macromoléculas (proteínas, carbohidratos e lípidos) degrádanse enzimaticamente até compostos orgánicos sinxelos (aminoácidos, azucres, ácidos graxos de cadea longa, alcois) aos que os microorganismos son capaces de acceder. As bacterias hidrolíticas liberan enzimas extracelulares capaces de descompoñer o substrato, atravesando a membrana celular e comezando así a degradación anaerobia.

A etapa de hidrólise é moi importante xa que ocorre de forma lenta e pode chegar a converterse na etapa limitante do proceso, sendo varios os factores que poden afectar ao grao e a taxa de substrato hidrolizado (temperatura, TRH, composición do substrato, tamaño das partículas, pH do medio, concentración de amoníaco, concentración de ácidos graxos volátiles (AGV)).

- ii. **ACIDOXÉNESE.** Nesta segunda etapa, as bacterias fermentativas metabolizan as moléculas orgánicas simples e solúbeis en compostos de menor peso molecular, como AGV, alcois, CO₂, H₂, amonio e sulfitos, ademais do propio crecemento celular.

As bacterias acidoxénicas forman o alimento para as bacterias das etapas posteriores, sendo os AGV os máis importantes, e elimina as trazas de osíxeno disolto no medio. As distintas moléculas orgánicas vanse degradando segundo o tipo de microorganismos presentes e seguindo a ruta metabólica correspondente, para obter diferentes produtos finais.

- iii. **ACETOXÉNESE**. Terceira etapa, na que se forman como produtos principais o ácido acético e o H_2 , ben como produto directo de hidrólise, ben a partir dos compostos producidos na acidoxénese, ou ben a partir do CO_2 e H_2 mediante a homoacetoxénese.
- iv. **METANOXÉNESE**. Última etapa en que as bacterias metanoxénicas transforman os produtos da acetoxénese nos produtos finais CH_4 e CO_2 .

1.3.1.1 Factores que regulan a dixestión anaerobia

A inhibición exercida polos substratos correspondentes ás etapas intermedias resulta un aspecto chave para acadar un funcionamento estábel. O feito de que a biomasa se manteña viábel e con certo grao de actividade vai depender en gran medida das condicións ambientais e da estratexia operativa do sistema. En canto ás condicións ambientais, hai que ter en conta os parámetros fisicoquímicos e nutricionais (Laiq Ur Rehman et al., 2019b). Por exemplo, o pH afecta ao proceso da dixestión anaerobia e determina a produción do biogás e a súa composición, ademais da toxicidade de algúns compostos. Varía debido a parámetros como a concentración de bicarbonato, a alcalinidade do sistema e a fracción de CO_2 producido durante o proceso, entre outros. Diferentes estudos relacionan procesos de dixestión anaerobia máis eficientes a valores de pH próximos a neutralidade, debido a que a maioría das encimas non toleran ambientes hostís ácidos ou alcalinos (Parra Huertas, 2015; Zhou et al., 2018).

A temperatura tamén inflúe considerablemente no crecemento e supervivencia dos microorganismos, ademais de na actividade encimática e na taxa de hidrólise. A pesar de que a dixestión anaerobia é posíbel nos tres rangos de temperatura, o rango mesófilo (20-50 °C) é o mais empregado. Actualmente, aumentou o uso do rango termófilo (50-60 °C) porque se consegue unha maior velocidade do proceso e unha mellor eliminación dos organismos patóxenos. Poren, este rango é mais inestábel para cambios nas condicións operacionais (Parra Huertas, 2015). No tratamento de ARU, a operación no rango mesófilo é a máis popular, xa que ofrece o mellor equilibrio gasto enerxético/eficacia de tratamento, mentres que segue aumentando o interese na aplicación do tratamento anaerobio de ARU no rango psicrófilo.

Outro factor influínte é a dispoñibilidade de nutrientes durante o proceso da dixestión. A ausencia de micronutrientes e elementos traza (ferro, zinc, etc.) pode provocar unha baixa velocidade de crecemento ou baixo rendemento microbiano. Por outra banda, a relación C/N ten importancia para o proceso, xa que o carbono é empregado como fonte de enerxía e o nitróxeno é esencial para a síntese proteica. Considérase unha proporción óptima 20/30 para a dixestión anaerobia. Unha relación maior provoca que o N non reaccione co C sobranste da

materia orgánica. Por outra banda, unha relación menor desencadeará nunha acumulación de N en forma de amonio, podendo provocar efectos tóxicos (Laiq Ur Rehman et al., 2019b; Parra Huertas, 2015).

Existen tamén gran variedade de substancias tóxicas que inhiben a actividade bacteriana interrompendo a dixestión anaerobia, entre as cales poden ser NH₃, H₂, H₂S, metais pesados, ou a presenza de antibióticos, desinfectantes ou praguicidas nos substratos (Chen et al., 2008).

1.3.2 Etapa previa a HC: Fosa séptica

As fosas sépticas son sistemas formados por dous compartimentos (sendo a disposición en serie a máis común) (**Figura 1.5.A**). Polo xeral, distínguense dous procesos: físicos (a MES sepárase e acumúlase no fondo por gravidade mentres que as graxas e flotantes forman unha capa superficial) e biolóxicos (os lodos decantados sofren degradación anaerobia). A súa aplicación é para ≤ 200 hab. eq (Salas et al., 2007).

As AR chegan ao primeiro compartimento onde a materia máis densa vai sedimentar e depositarse no fondo (formándose lodo) mentres que a materia máis lixeira vai formar unha costra na superficie. Os lodos retidos no fondo vanse degradar por vía anaerobia, xerándose burbullas de gas que obstaculizan a sedimentación da MES, polo que se dispuxo dun segundo compartimento, no que as partículas máis lixeiras atopan condicións de sedimentación máis favorábeis. Do mesmo xeito, os lodos xerados van degradarse e mineralizarse, reducindo o volume de lodos en ambos compartimentos, facendo que as fosas sépticas cheguen a operar durante largos períodos de tempo sen necesidade de purgar o lodo excedente.

1.3.3 Etapa previa a HC: Tanque Imhoff

O tanque Imhoff basease nun único depósito formado por dúas zonas, de sedimentación e de dixestión, comunicadas entre si por unha apertura (**Figura 1.5.B**). As AR entran pola zona de sedimentación, onde a MES sedimenta e vai parar a zona de dixestión, na que se someterá ao proceso anaerobio. Os procesos físicos e biolóxicos que teñen lugar son similares aos que ocorren nunha fosa séptica, porén, o tanque Imhoff xorde como unha mellora destas, xa que a configuración de apertura vai impedir que as burbullas de gas e partículas de lodo da zona de dixestión afecten a decantación da MES. O tanque Imhoff necesita menores TRH que a fosa séptica (minutos fronte a días, respectivamente) e son aplicábeis até ≤ 1.000 hab. eq (Salas et al., 2007).

1.3.4 Etapa previa a HC: Decantadores primarios

Os decantadores primarios reciben as AR brutas co obxectivo de reducir gran parte da MES e materias flotantes aproveitando a acción gravitatoria. Podes clasificarse como estáticos (sen partes mecánicas) ou dinámicos (con elementos electromecánicos para recoller flotantes e evacuar lodos). As AR entran polo centro do decantador e saen por un canal periférico, prestando atención á distribución equitativa do caudal (**Figura 1.5.C**). A saída polo canal periférico da auga pretratada realízase por un “vertedoiro” dentado cunha pantalla deflectora para reter os flotantes. Ademais, o decantador dispón dunha arqueta ou caixa de espumas para eliminar os flotantes.

Son aptos para poboacións pequenas, entre 1.000-2.000 hab. eq, e para aplicar en grandes vertidos, por exemplo en combinación con lodos activos nunha EDAR típica. O principal inconveniente dos decantadores primarios é que non se ve favorecida a dixestión anaerobia dos lodos xerados, soamente a súa decantación (Salas et al., 2007).

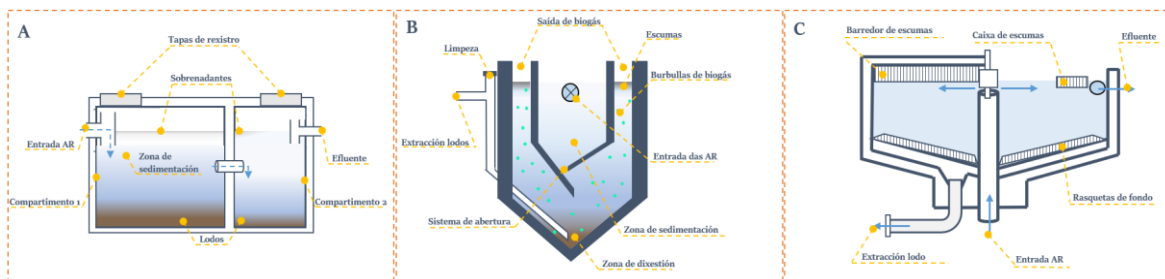


Figura 1.5. Esquemas das tecnoloxías convencionais como etapa previa a HC: fosa séptica (A), tanque Imhoff (B) e decantador primario (C).

1.3.5 Etapa previa a HC: Dixestores anaerobios de alta taxa

A fosa séptica, o tanque Imhoff ou o decantador primario son as tecnoloxías máis empregadas como etapa previa a un HC, acadando concentracións no seu efluente no rango de 50-90 mg SST/L e eliminacións entre o 50-70% de SST cando operan correctamente (Metcalf & Eddy, 2014), porén, a miúdo sofren fallos operacionais e inclusive poden ofrecer unha limitada redución de sólidos (Caselles-Osorio et al., 2007).

Por outra banda, os dixestores anaerobios (DA) de alta velocidade ou de alta taxa xurdiron como unha alternativa para o tratamento de AR industriais e urbanas, pois son tecnoloxías capaces de separar o TRH do tempo de retención de sólidos (TRS), conseguindo boas eficiencias de eliminación en sólidos e materia orgánica, así como unha boa acumulación de biomasa a baixos TRH (Lettinga et al., 1983). Os sistemas anaerobios empregados comunmente para o tratamento deste tipo de AR son, entre outros, os reactores UASB (das súas siglas en inglés, *Upflow Anaerobic Sludge Bed*) de biomasa en suspensión

e os reactores FA (Filtro Anaerobio) de biomasa adherida a un soporte, necesitando estes últimos de TRH máis longos (Chernicharo et al., 2015; Dutta et al., 2018a; Singh et al., 2015a; Stazi and Tomei, 2018a). Segundo a calidade requirida para o efluente final, os dixestores anaerobios poden actuar como sistema de tratamento de etapa única, como por exemplo os dixestores UASB en rexións de clima cálido ou tropical (Chernicharo et al., 2015), ou poden actuar como primeira unidade de tratamento, necesitando dunha segunda unidade de post-tratamento aos seus efluentes (como poden ser os HC), en sistemas que tratan AR en climas fríos e moderados (Álvarez et al., 2008b).

As AR de carácter urbano e doméstico son consideradas de carácter complexo debido ao seu contido tanto de materia particulada como de substancias orgánicas disoltas. De feito, entre o 30-70% da demanda química de osíxeno (DQO) corresponde á macromoléculas, como carbohidratos, lípidos e proteínas, que presentan unha cinética de degradación lenta que pode reducir a eficacia de tratamento. Sistemas de tratamento convencionais, como a sedimentación primaria e o tratamento biolóxico aerobio secundario, son moi eficaces pero carrexan elevados custos de capital e de operación e avanzados requisitos tecnolóxicos (Rajagopal et al., 2019b). Tendo en conta as necesidades de gran parte da poboación mundial, o tratamento das AR debería levarse a cabo con gastos de capital e funcionamento relativamente baixos, consumo de enerxía reducido e maior potencial de reutilización de auga.

Ademais, estas AR supoñen unha importante contribución ás cargas de nitróxeno, en forma de nitróxeno orgánico ou nitróxeno amoniacal, nas que o tratamento anaerobio non pode garantir unha eliminación eficaz de nutrientes. Para intentar superar estes inconvenientes, investigáronse alternativas como a de considerar os dixestores anaerobios de alta taxa como un pre-tratamento ou a de aplicar a separación de fases hidrólise-acidoxénese e acetoxénese-metanoxénese que permite a optimización individual de cada proceso (Stazi and Tomei, 2018a).

1.3.5.1 Dixestor UASB

A tecnoloxía dos dixestores UASB desenvolveuse durante os anos 70 nos Países Baixos, por Lettinga e o seu equipo (Lettinga et al., 1983). Dende os seus comezos, foi o sistema máis empregado para o tratamento de AR industriais de alta e media carga. Na actualidade, os dixestores UASB aplícanse amplamente como tecnoloxía consolidada para o tratamento de AR en grandes plantas a escala completa que cobren unha poboación equivalente a 1 millón de habitantes (Chernicharo et al., 2015). A simplicidade, os baixos custos de inversión e de operación e a longa experiencia favorábel obtida no tratamento de

moitos tipos de AR son algunhas das características destes dixestores (Stazi and Tomei, 2018a).

As AR ingresan polo fondo do reactor e segue fluxo ascendente, pasando pola zona de dixestión (situada na zona inferior do reactor na que se atopa o leito ou manto de lodos responsábeis da dixestión anaerobia), atravesando unha abertura existente no separador gas-sólido-líquido (GSL) para entrar á zona de sedimentación (situada por riba da zona de dixestión) (**Figura 1.6.A**). A materia orgánica das AR mestúrase co lodo anaerobio que resulta na súa degradación anaerobia, producindo CH_4 , CO_2 e nova biomasa. O separador GSL proporciona a separación do gas producido e o lodo atrapado ou unido ás burbullas de gas do efluente líquido (Bajpai, 2017; Gomec, 2010). O bo rendemento está garantido pola retención dunha alta concentración de biomasa, a turbulencia causada pola produción de biogás e o fluxo ascendente proporciona un contacto efectivo entre os microorganismos e as AR. Unha vantaxe importante derívase de que, coas condicións físicas e químicas favorábeis, os lodos anaerobios poden flocular e formarse en gránulos con excelentes propiedades de sedimentación, polo que non son susceptíbeis á lavados de biomasa (Daud et al., 2018). Os resultados xerais atopados na literatura para dixestores UASB convencionais que tratan ARU soen indicar eficiencias de eliminación de DQO $<70\%$ e concentracións efluentes de SS ao redor de 60-100 mg/L (Chernicharo et al., 2015).

Cando se tratan substratos complexos, como as ARU, con altos niveis de SS, a hidrólise é a etapa limitante, impondo así limitacións operativas ao proceso de dixestión anaerobia. O modo de fluxo ascendente no sistema UASB mellora a eliminación física de SS mediante os mecanismos de sedimentación e atrapamento (Sabry, 2008). A hidrólise das partículas retidas require de TRS relativamente longos en función das temperaturas de proceso aplicadas, polo que se propuxeron algunhas modificacións aos dixestores UASB establecidos. Dúas destas alternativas son os dixestores HUSB e os dixestores híbridos, que se comentan nos seguintes apartados.

A produción de lodos en exceso está correlacionada coa velocidade de carga en DQO e SS volátiles, aínda que inflúen parámetros como o TRS, o TRH e a eficacia de retención dos sólidos no dixestor UASB. Cunha velocidade de carga orgánica $<0,6 \text{ kg DQO/m}^3 \cdot \text{d}$ e TRS $>93 \text{ d}$ acadaríase unha produción de lodos en exceso nula (Ruiz et al., 2010).

1.3.5.2 *Dixestor HUSB*

Posto que a granulación resulta difícil cando a fracción de sólidos influentes é moi grande, unha alternativa foi a separación do proceso anaerobio en dúas fases. A primeira etapa enténdese como un pre-tratamento, na que ten lugar as etapas de hidrólise e acidoxénese das AR influentes, mentres que a segunda etapa comprende a acetoxénese e metanoxénese.

O pre-tratamento hidrolítico de ARU foi investigado por varios autores (Álvarez e Soto, 2011; Goncalves et al., 1994; Ligeró et al., 2001a, 2001b; Rajagopal et al., 2019) e atoparon vantaxes como:

- ▶ Alta eliminación de SS, substituíndo ao tratamento primario a TRH similares.
- ▶ Chega a estabilizar o lodo, total ou parcialmente.
- ▶ Aumenta a biodegradabilidade da DQO remanente, feito que favorece a seguinte eliminación biolóxica de nutrientes (nitróxeno e fósforo).

Seguindo a liña do pre-tratamento hidrolítico combinado cun post-tratamento mediante HC, investigouse un dixestor UASB con modificacións: o dixestor hidrolítico de fluxo ascendente ou dixestor HUSB (siglas en inglés HUSB: *Hydrolytic Upflow Sludge Blanket*). Trátanse de reactores anaerobios nos que os SS das AR quedan atrapados dentro dun manto de lodos e son sometidos á hidrólise e fermentación ácida, nos que a etapa metanoxénica queda suprimida debido ao baixo TRH (de 2 a 5 h). Os TRS aos que operan os dixestores HUSB son altos (xeralmente >15 días) para permitir o crecemento continuo das bacterias acidoxénicas (Álvarez et al., 2008a). Nos dixestores HUSB suprímese o separador GSL (**Figura 1.6.B**). Ademais, varios autores asociaron a concentración efluente de SS totais co deseño do dixestor, tanto pola altura do leito de lodos como pola velocidade ascensional (Álvarez et al., 2003; Goncalves et al., 1994; Ligeró et al., 2001b). Álvarez et al. (2003) indicaron que os valores recomendábeis da velocidade ascensional debía ser entre 0,7-1,8 m/h.

Dado que a acidificación é un proceso máis rápido que a hidrólise, o resultado do pre-tratamento hidrolítico é a xeración de AGV que reducen o pH tanto no leito de lodos como no efluente do dixestor. O pH do leito de lodo está no rango de 5-5,7, que é máis baixo que o pH influente e efluente. Os lodos mantidos nos dixestores HUSB amosaron unha actividade metanoxénica residual que oscilaba entre 0,01-0,02 g DQO_{CH4}/g SSV·d, indicando unha separación parcial das fases anaerobias. Se se aplican menores TRS mediante purga adicional de lodo, pode mellorarse a separación de fases por unha menor concentración de biomasa e actividade metanoxénica. Porén, TRS máis baixos implica unha redución na hidrólise dos SS, aumentando a xeración de lodo en exceso (Álvarez e Soto, 2011).

Os procesos de pre-tratamento con dixestores HUSB lograron reducións do 63-83% dos SS e do 25-43% da DQO en estudos a escala laboratorio (Goncalves et al., 1994; Ligeró et al., 2001b). Álvarez et al. (2003) acadaron a eliminación dun 82% dos SS mediante un dixestor HUSB escala piloto que trataba ARU diluídas a 20 °C, nos que o 81% dos SS foron hidrolizados. Porén, a temperaturas máis baixas (13-15 °C), a retención dos SS e a hidrólise diminuíron (Álvarez et al., 2008a). En estudos en planta piloto sobre a eficacia de dixestores HUSB como pre-tratamento a HC, Pascual et al. (2017) eliminaron o 82,5% dos SST e o 42% da DQO_T das ARU influentes ao operar a TRH ao redor de 6 horas, acadando unha boa eficacia na eliminación de SST pero baixa para a DQO. De la Varga et al. (2013) trataron ARU, operando a velocidades de carga media de 0,9 kg DQO/m³·d, cun dixestor HUSB que operou a TRH de 9,3 horas e obtiveron eliminacións do 75,5% de SST e 51,5% da DQO_T.

1.3.5.3 Dixestor híbrido anaerobio

O estudo de reactores anaerobios híbridos é de interese debido as vantaxes que pode presentar o axuste de dous procesos nunha soa unidade. Un exemplo, o reactor híbrido UASB+FA, onde o separador GSL é substituído po un filtro anaerobio (**Figura 1.6.C**). O dixestor híbrido presenta características como: altas concentracións xerais de biomasa, que reduce o seu volume; maior resistencia a cargas de choque e toxicidade ao contar cunha biomasa en suspensión e de película fixa; redución do custo de capital no medio de soporte con respecto a un FA so, con eficiencias similares (Bajpai, 2017). O híbrido UASB+FA empregouse no tratamento de AR industriais no rango mesófilo (>20°C), no que varios autores destacaron a mellora na eliminación de materia orgánica en comparación cun UASB simple e a redución no lavado da biomasa sen necesidade dunha unidade adicional (Guiot and van den Berg, 1985; Hutňan et al., 1999; Kalyuzhnyi et al., 1997; Ramakrishnan and Surampalli, 2012).

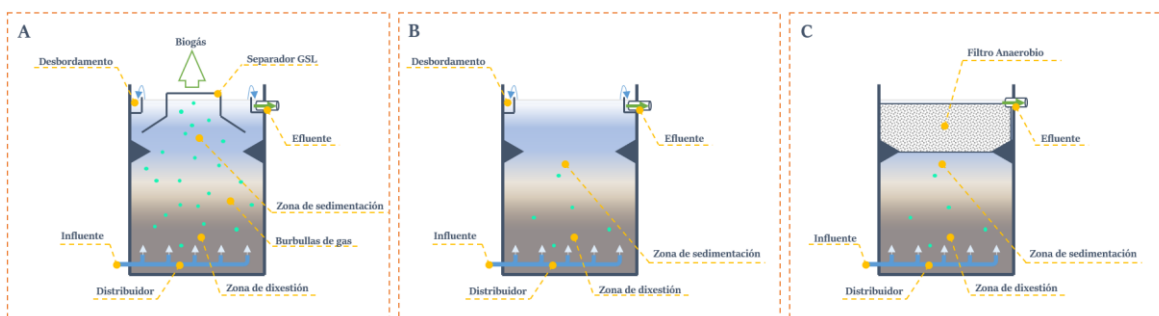


Figura 1.6. Esquema dos dixestores anaerobios como etapa previa a HC: dixestor UASB (A), dixestor HUSB (B) e dixestor híbrido (C).

1.4 Intensificación na eliminación de NT con sistemas combinados DA-HC

1.4.1 Vías clásicas de eliminación de nitróxeno en HC

Nas ARU, o nitróxeno existe principalmente como nitróxeno orgánico e amonio. As vías comúns de eliminación mediante FSS son a amonificación, nitrificación, desnitrificación, nitrificación-desnitrificación parcial, absorción polas plantas, asimilación da biomasa e adsorción (Kadlec and Wallace, 2009; Saeed and Sun, 2012). Ademais, nos HC tamén se atoparon novas rutas de eliminación de nitróxeno, como os procesos ANAMMOX (oxidación anaerobia do amonio), os procesos CANON (eliminación autotrófica do nitróxeno sobre o nitrito) ou a nitrificación heterótrofa (Hu et al., 2014; Rampuria et al., 2021). Na **Figura 1.7** móstrase o ciclo do nitróxeno coas rutas clásicas implicadas, que se comentan en detalle a continuación (Rampuria et al., 2021; Saeed and Sun, 2017, 2012).

1.4.1.1 Amonificación

A amonificación resulta ser o primeiro paso de transformación de N en sistemas de HC. Trátase dun proceso bacteriano facultativo, no que o N orgánico convértese en amonio N-NH_4^+ (N inorgánico), liberando enerxía. O proceso inverso, isto é, a conversión do N-NH_4^+ en N orgánico, ten lugar durante a asimilación.



1.4.1.2 Nitrificación

A nitrificación é un proceso en dous pasos. En primeiro lugar, o N-NH_4^+ inorgánico é oxidado a nitrito N-NO_2^- por un grupo bacteriano denominado *Nitrosomonas*. Logo, o N-NO_2^- é oxidado a nitrato N-NO_3^- por outro grupo bacteriano denominado *Nitrobacter*. Existen outros grupos de microorganismos implicados, como *Nitrosocystis*, *Nitrospira* e *Nitrococcus*, e presentan un metabolismo similar aos grupos *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* (Henze et al., 2002).



O proceso de nitrificación depende principalmente de tres factores:

- ▶ **Alcalinidade.** A nitrificación tradúcese nun consumo de alcalinidade (7,14 mg CaCO₃/L de alcalinidade é consumido por cada mg/L de amonio nitrificado e libéranse 1,98 moles de H⁺ por cada mol de amonio consumido) (Kadlec e Knight, 1996). Polo tanto, a nitrificación implica unha diminución no pH do medio e vai sufrir inhibición a valores de pH ≤4,5 (Henze et al., 2002).
- ▶ **Osíxeno disolvido nas ARU.** 3,22 g O₂ son consumidos por cada g de amonio oxidado, polo que é necesario a presenza de osíxeno disolvido para que se produza a nitrificación.
- ▶ **Temperatura.** Os valores óptimos para que teña lugar a nitrificación varían entre 25-35 °C en cultivos puros e entre 30-40 °C en substratos (Vymazal, 2007).

1.4.1.3 Desnitrificación

A desnitrificación é o último paso na eliminación clásica do N das ARU. Trátase dun proceso bacteriano no que os óxidos de nitróxeno (N-NO₃⁻, N-NO₂⁻) actúan como aceptores terminais de electróns e os compostos orgánicos como donantes de electróns (Vymazal, 2007). A desnitrificación produce óxido nitroso (N₂O), óxido nítrico (NO) e, como produto final, o N₂ gasoso, mediante o cal se remata eliminando o NT das ARU. Os grupos bacterianos implicados inclúen, polo xeral, *Bacillus*, *Enterobacter*, *Micrococcus*, *Pseudomonas*, *Spirillum*.

Os principais factores que inflúen na desnitrificación son:

- ▶ **Alcalinidade.** O proceso de desnitrificación produce alcalinidade, isto é, vai aumentar o pH do medio. De feito, aproximadamente 3 g CaCO₃ son producidos por cada g de N-NO₃⁻ reducido. A valores de pH <5, a desnitrificación vese inhibida (Vymazal, 2007).
- ▶ **Osíxeno disolvido nas ARU.** Pese a que as bacterias desnitrificantes poden empregar o nitrato como aceptor de electróns, van priorizar o osíxeno presente nas ARU como aceptores. Así, a concentración de OD debería manterse <0,3-0,5 mg O₂/L para acadar a redución do nitrato (Saeed e Sun, 2012).
- ▶ **Temperatura.** A baixas temperaturas, os procesos de desnitrificación son máis lentos. No rango de 0-30 °C, un aumento gradual de 10 °C supuxo unha mellora entre 1,5-2 veces máis da desnitrificación (Ng e Gunaratne, 2011).

1.4.1.4 Asimilación da biomasa

A asimilación da biomasa atalle á incorporación de N-NH_4^+ nas células de biomasa heterótrofa para cumprir cos requirimentos de nutrientes do metabolismo. Posto que na célula de biomasa (descrita polo xeral mediante a fórmula $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$), o N aparece como un compoñente principal, a inmovilización do N-NH_4^+ na célula podería ser unha importante ruta xunto coa nitrificación (Sun et al., 2005).

1.4.1.5 Absorción polas plantas

As plantas son un dos compoñentes máis importantes dos HC, pois son capaces de proporcionar lugares para a fixación de biopelículas e subministran osíxeno a través das raíces no leito do humidal (Cui et al., 2010; Kadlec and Wallace, 2009). Ademais, as raíces e rizomas tamén proporcionan fonte de carbono mediante procesos de secreción e descomposición, apoiando deste xeito á desnitrificación (Kadlec and Wallace, 2009; Saeed et al., 2016).

A captación de NT por parte das plantas depende da configuración do HC, das características das AR, da velocidade de carga e de parámetros ambientais (Saeed and Sun, 2012). Porén, a maior parte dos estudos que investigaron a influencia das especies vexetais na eficacia de eliminación de NT concordan en que os sistemas plantados obtiveron unha maior eliminación de NT que os sistemas control sen plantar (Caselles-Osorio et al., 2017; Vymazal e Kröpfelová, 2011).

1.4.1.6 Adsorción a través do substrato

A adsorción do amoníaco polo substrato está controlada polas propiedades de intercambio iónico entre os compoñentes do substrato e os ións NH_4^+ presentes nas AR. Porén, existen certas limitación ao proceso de adsorción, que pode ser (Saeed and Sun, 2017):

- ▶ que en condicións aerobias as bacterias nitrificantes adheridas ao substrato podan ter capacidade de nitrificar ao amoníaco adsorbido, resultando na liberación de nitrato no efluente (Saeed and Sun, 2012).
- ▶ que a cantidade liberada de amoníaco adsorbido ao substrato á columna de auga sexa maior á cantidade de amoníaco presenta nas AR (Feng et al., 2015).

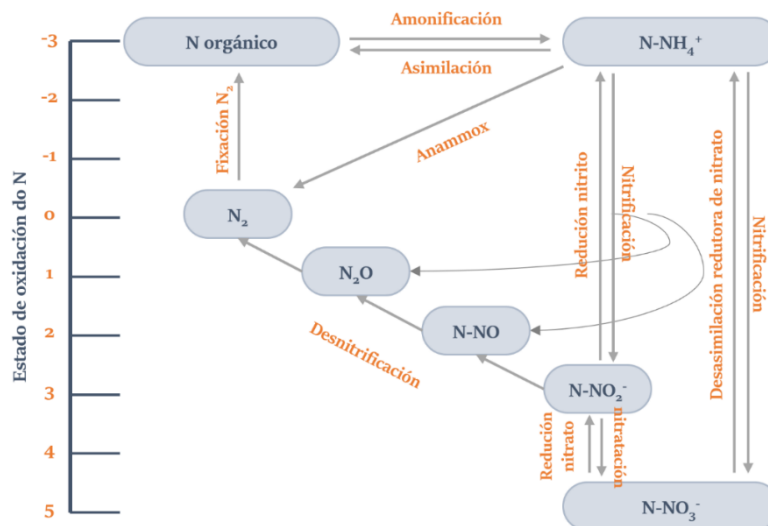


Figura 1.7. Ciclo do nitróxeno. Rutas clásicas.

Baixo condicións anóxicas, o nitrato pode ser empregado como aceptor de electróns polos organismos heterótrofos para a degradación da materia orgánica, en lugar do osíxeno disolvido. A equivalencia do nitrato en osíxeno é de 2,86 mg O_2 /mg $N-NO_3^-$, que significa que 1 mg de $N-NO_3^-$ desnitrificado a N_2 gasoso ten a mesma capacidade para aceptar electróns que 2,86 mg de O_2 . Na nitrificación a nitrato, o amonio libre libera 8 electróns/mol e o nitróxeno cambia do estado de oxidación (e^-) de -3 a +5.

Na desnitrificación a N_2 , o nitrato acepta 5 e^- /mol e así o nitróxeno cambia o seu estado de oxidación de +5 a 0. Debido a que se consomen 4,57 mg O_2 /mg $N-NH_4^+$ para a nitrificación, a equivalencia en osíxeno do nitrato no proceso de desnitrificación a N_2 é de 2,86 mg O_2 /mg $N-NO_3^-$. Así, por cada 1 mg de $N-NO_3^-$ desnitrificado a N_2 na zona anóxica, requirense 2,86 mg menos de osíxeno na zona aerobia (López Vázquez et al., 2017b).

1.4.2 Recirculación en sistemas combinados DA-FV

A proliferación das algas no verán está afectando negativamente á vida acuática e está ocasionado principalmente polos nutrientes de N e P. Xunto coas continuas restricións para evitar que o N se verta ás masas de auga, xorde a necesidade de aplicar técnicas que combinen a eliminación de N e materia orgánica das ARU. Polo tanto, a eliminación de nutrientes é unha das principais áreas de investigación para as que se investigan os HC.

No que se refire ao nitróxeno, os procesos de nitrificación e desnitrificación poden combinarse en distintas unidades para incrementar a eficacia de eliminación de NT. Deste xeito, entre os sistemas híbridos de dixestor anaerobio-humidal construído (DA-HC), parece axeitado a combinación do ambiente anaerobio do DA co ambiente aerobio dun FV. Ademais, unha mellora de intensificación ao sistema combinado DA-FV é a introdución

dunha corrente de recirculación do efluente nitrificado FV até a entrada do DA, para intentar incrementar a eliminación completa do NT.

No caso dos sistemas combinados DA-FV, a recirculación implica a retorna e mestura dunha porción do efluente do FV xunto coas ARU brutas até a entrada do DA. Coa recirculación espérase unha mellora conxunta na eliminación de materia orgánica e nitróxeno. A eliminación do NT mellora, xa que o efluente de baixo contido en materia orgánica e alto contido en nitrato mestúrase cun influente de alto contido en materia orgánica e baixo contido en nitrato, resultando no proceso de desnitrificación dentro do DA. As relacións de recirculación (caudal recirculado/caudal influente de ARU) máis altas devolven máis nitrato para a desnitrificación adicional, pero ao mesmo tempo, aumentan a carga hidráulica e, polo tanto, diminúe o TRH do primeiro influente, así, a relación de recirculación adecuada é específica ás taxas de carga hidráulica e de nutrientes do sistema.

A reciclaxe do efluente final de volta ao influente foi avaliado recentemente por un pequeno número de estudos, que inclúen unha soa etapa de HC como unha boa alternativa para mellorar a eliminación de nitróxeno, mentres se reducen os custos de inversión e a pegada. Demostrouse que tanto a nitrificación como a eliminación total de nitróxeno melloran nos FV (Arias et al., 2005; Prost-Boucle e Molle, 2012), especialmente cando operan a altas velocidades de carga hidráulicas, diminuíndo a superficie requirida até 1,4-1,8 m²/hab. eq. (Foladori et al., 2013). Nivala et al. (2019) modificaron dous FV, un con recirculación e o outro de dúas etapas dun só paso. Estes autores demostraron que unha sinxela modificación operativa podería ser eficaz na eliminación de nutrientes. A estratexia de recirculación tamén se probou recentemente nun sistema híbrido de HC a escala piloto, que consistía nun pre-tratamento con reactor anaerobio seguido dun FH e un FV (recirculando o efluente FV até o FH) e observouse unha media do 66% de eliminación de NT cando se aplicou o 100% de recirculación, fronte unha eliminación do 29% de NT sen recirculación (Ayaz et al., 2012).

Existen poucos estudos sobre configuracións de FV con recirculación do seu efluente até as unidades de pre-tratamento para intensificar a eliminación de NT. En canto as unidades de tratamento primario, Tanner et al. (2012) empregaron un reactor anóxico de biomasa adherida para desnitrificar o efluente FV recirculado, mentres que Al-Zreiqat et al. (2018) mesturaron o efluente dunha fosa séptica co efluente nitrificado FV nun tanque de recirculación e que entrou de novo ao humidal. A bibliografía acerca da recirculación do efluente FV a un DA como etapa previa a un HC é aínda máis escasa. A escala laboratorio, Duarte et al. (2021) e Magalhães et al. (2019) investigaron a eficacia de tratamento de reactores UASB e reactores FA tratando ARU sintéticas con adición de nitrato para simular

a recirculación do efluente FV nitrificado, mentres que Gonzalo et al. (2017) traballaron con ARU reais cun sistema combinado DA-FV con recirculación. Estes autores obtiveron importantes resultados en canto o rendemento da unidade DA na eliminación simultánea de materia orgánica e nitrato así como a eficiencia global de tratamento no sistema DA-FV. Polo que, a integración das etapas de pre-tratamento e desnitrificación, facendo do dixestor anaerobio un dixestor anóxico, simplifica a soamente dúas unidades a liña de tratamento. Deste xeito, o DA pode reducir a carga de sólidos ao HC e contribuír á desnitrificación anóxica do nitrato recirculado FV coa fonte de carbono proporcionada polas ARU.

1.4.3 Procesos de desnitrificación e metanoxénese en DA

Sábese que o nitrato presenta toxicidade contra os metanóxenos debido ao aumento do potencial redox (POR) ou mesmo, baixo condicións de baixo POR, a soa presenza de nitrato ou algún composto intermediario da desnitrificación ocorreu inhibición na metanoxénese (Akunna et al., 1992; Dávila et al., 2009; Koderá et al., 2017). Empregando dixestores HUSB no tratamento de ARU, Álvarez et al. (2003) obtiveron unha produción potencial de metano que supuña o 16% da DQO influente mentres que Gonzalo et al. (2017) eliminaron de maneira efectiva a xeración de CH₄, xustificándoo pola recirculación dunha corrente nitrificada á entrada do dixestor. De feito, a non xeración de CH₄ en dixestores anaerobios/anóxicos pode explicarse polos procesos desnitrificación e metanoxénese que poden ocorrer, simultaneamente ou non, en función da relación DQO/N que entra ao dixestor (Akunna et al., 1992; Yang Li et al., 2016; Mendes et al., 2016; Pagáčová et al., 2010; Ruiz et al., 2006; Watari et al., 2020).

Akunna et al. (1992) postularon que, empregando glucosa como única fonte de C, poden darse tres situacións: soamente metanoxénese a ratios $DQO/N-NO_x > 53$, metanoxénese e desnitrificación a ratios $8,86 < DQO/N-NO_x < 53$ e soamente desnitrificación con ratios $DQO/N-NO_x < 8,86$. Ruiz et al. (2006) atoparon que a ratios $DQO/N-NO_x \leq 5$ a desnitrificación foi o proceso predominante, mentres que a $DQO/N-NO_x$ de 10 tivo lugar tanto a desnitrificación como a metanoxénese e ca relación $DQO/N-NO_x$ de 100 predominou a metanoxénese. Dávila et al. (2009) alcanzaron altas eficiencias de eliminación de nitrato e DQO nun dixestor UASB coa relación DQO/NO_x de 26. Magalhães et al. (2019) atoparon que a relación DQO/NO_x limitante para un proceso de desnitrificación completo foi de 4,4 mentres que Duarte et al. (2021) reportaron que a relación DQO/NO_x non debería ser inferior a 6. Porén, hai que ter en conta que estes estudos empregaron augas residuais sintéticas, baseándose en que o consumo medio teórico de DQO estimado é de 4,2 mg para a conversión de 1 mg de $N-NO_3^-$ en N_2 (Akunna et al., 1992).

1.5 BIBLIOGRAFÍA

- Abedi, T., Mojiri, A., 2019. Constructed wetland modified by biochar/zeolite addition for enhanced wastewater treatment. *Environ. Technol. Innov.* 16, 100472. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100472>
- Aiyuk, S., Forrez, I., Lieven, D.K., van Haandel, A., Verstraete, W., 2006. Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates—A review. *Bioresour. Technol.* 97, 2225–2241. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2005.05.015>
- Akunna, J.C., Bizeau, C., Moletta, R., 1992. Denitrification in anaerobic digesters: Possibilities and influence of wastewater COD/N-NOX ratio. *Environ. Technol. (United Kingdom)* 13, 825–836. <https://doi.org/10.1080/09593339209385217>
- Al-Zreiqat, I., Abbassi, B., Headley, T., Nivala, J., van Afferden, M., Müller, R.A., 2018. Influence of septic tank attached growth media on total nitrogen removal in a recirculating vertical flow constructed wetland for treatment of domestic wastewater. *Ecol. Eng.* 118, 171–178. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.013>
- Almeida, C.M.R., Santos, F., Ferreira, A.C.F., Lourinha, I., Basto, M.C.P., Mucha, A.P., 2017. Can veterinary antibiotics affect constructed wetlands performance during treatment of livestock wastewater? *Ecol. Eng.* 102, 583–588. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2017.02.035>
- Alufasi, R., Gere, J., Chakauya, E., Lebea, P., Parawira, W., Chingwaru, W., 2017. Mechanisms of pathogen removal by macrophytes in constructed wetlands. *Environ. Technol. Rev.* 6, 135–144. <https://doi.org/10.1080/21622515.2017.1325940>
- Álvarez, J.A., Armstrong, E., Gómez, M., Soto, M., 2008a. Anaerobic treatment of low-strength municipal wastewater by a two-stage pilot plant under psychrophilic conditions. *Bioresour. Technol.* 99, 7051–7062. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.013>
- Álvarez, J.A., Ruíz, I., Soto, M., 2008b. Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 33, 54–67. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.001>
- Álvarez, J.A., Soto, M., 2011. Anaerobic treatment of domestic wastewater, *Anaerobic Digestion: Processes, Products and Applications*.
- Álvarez, J.A., Zapico, C.A., Gómez, M., Presas, J., Soto, M., 2003. Anaerobic hydrolysis of a municipal wastewater in a pilot-scale digester.
- Amani, T., Nosrati, M., Sreekrishnan, T.R., 2010. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects - A review. *Environ. Rev.* 18, 255–278. <https://doi.org/10.1139/A10-011>
- Arias, C.A., Brix, H., 2005. Phosphorus removal in constructed wetlands: Can suitable alternative media be identified? *Water Sci. Technol.* 51, 267–273. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0335>
- Arias, C.A., Brix, H., Marti, E., 2005. Recycling of treated effluents enhances removal of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands, in: *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. Taylor & Francis Group, pp. 1431–1443. <https://doi.org/10.1081/ESE-200055882>
- Ayaz, S.Ç., Aktaş, Ö., Findik, N., Akça, L., Kinaci, C., 2012. Effect of recirculation on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system. *Ecol. Eng.* 40, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.12.028>
- Bajpai, P., 2017. Anaerobic reactors used for waste water treatment, in: *SpringerBriefs in Applied Sciences and Technology*. Springer Verlag, pp. 37–53. https://doi.org/10.1007/978-981-10-4130-3_5
- Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S.V., Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegrist, H., Vavilin, V.A., 2002. The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). *Water Sci. Technol.* 45, 65–73. <https://doi.org/10.2166/WST.2002.0292>

- Brix, H., Arias, C.A., 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines, in: *Ecological Engineering*. Elsevier, pp. 491–500. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.009>
- Calijuri, M.L., Da Fonseca Santiago, A., Moreira Neto, R.F., De Castro Carvalho, I., 2011. Evaluation of the ability of a natural wetland to remove heavy metals generated by runways and other paved areas from an airport complex in Brazil. *Water. Air. Soil Pollut.* 219, 319–327. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0709-1>
- Capodaglio, A.G., Callegari, A., Cecconet, D., Molognoni, D., 2017. Sustainability of decentralized wastewater treatment technologies. *Water Pract. Technol.* 12, 463–477. <https://doi.org/10.2166/wpt.2017.055>
- Carballeira, T., 2014. Depuración de efluentes urbanos en humidaís construídos: influencia da especie vexetal, a configuración e a velocidade de carga orgánica. Universidade da Coruña.
- Carballeira, T., Ruiz, I., Soto, M., 2016. Effect of plants and surface loading rate on the treatment efficiency of shallow subsurface constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 90, 203–214. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.038>
- Caselles-Osorio, A., Puigagut, J., Segú, E., Vaello, N., Granés, F., García, D., García, J., 2007. Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water Res.* 41, 1388–1398. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.12.019>
- Caselles-Osorio, A., Vega, H., Lancheros, J.C., Casierra-Martínez, H.A., Mosquera, J.E., 2017. Horizontal subsurface-flow constructed wetland removal efficiency using *Cyperus articulatus* L. *Ecol. Eng.* 99, 479–485. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2016.11.062>
- Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresour. Technol.* 99, 4044–4064. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2007.01.057>
- Chernicharo, C.A.L., van Lier, J.B., Noyola, A., Bressani Ribeiro, T., 2015. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9377-3>
- Cobo, F., González, M., 2003. Auga e ecosistemas acuáticos: calidade e biodiversidade. *ADEGA-Cadernos* 11, 13–22.
- Cui, L., Ouyang, Y., Lou, Q., Yang, F., Chen, Y., Zhu, W., Luo, S., 2010. Removal of nutrients from wastewater with *Canna indica* L. under different vertical-flow constructed wetland conditions. *Ecol. Eng.* 36, 1083–1088. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2010.04.026>
- Daud, M.K., Rizvi, H., Akram, M.F., Ali, S., Rizwan, M., Nafees, M., Jin, Z.S., 2018. Review of upflow anaerobic sludge blanket reactor technology: Effect of different parameters and developments for domestic wastewater treatment. *J. Chem.* 2018. <https://doi.org/10.1155/2018/1596319>
- Dávila, J.M.S., Khassab, G., Klapwijk, A., van Lier, J.B., 2009. Combination of methanogenesis and denitrification in a UASB reactor for water reclamation applied to small agglomerations. *Desalin. Water Treat.* 4, 177–182. <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.373>
- DBT, D. of B., 2019. *Manual on Constructed Wetland as an Alternative Technology for Sewage Management in India*. New Delhi.
- De la Varga, D., Díaz, M.A., Ruiz, I., Soto, M., 2013. Avoiding clogging in constructed wetlands by using anaerobic digesters as pre-treatment. *Ecol. Eng.* 52, 262–269. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.11.005>
- Dias, S., Mucha, A.P., Crespo, R.D., Rodrigues, P., Almeida, C.M.R., 2020. Livestock Wastewater Treatment in Constructed Wetlands for Agriculture Reuse. *Int. J. Environ. Res. Public Heal.* 2020, Vol. 17, Page 8592 17, 8592. <https://doi.org/10.3390/IJERPH17228592>
- Directiva 2000/60/CE. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeo e do Consello, de 23 de outubro de 2000, pola que se establece un marco comunitario de actuación no ámbito da política de augas.

- DOUEL núm. 327 de 22 de Decembro de 2000.
- Directiva 91/271/CEE. DIRECTIVA 91/271/CEE sobre tratamento de las aguas residuales urbanas.
- DOG 104/2001, 2001. “Resolución de 22 de mayo de 2001, por la que se da publicidad a la aprobación del Plan de Saneamiento de Galicia 2000-2015 y se declaran zonas sensibles en el ámbito territorial de las cuencas hidrográficas de Galicia-costa.” Presidencia de la Xunta de Galicia.
- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., von Sperling, M., 2021. Humedales para Tratamiento, Humedales para Tratamiento. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781789062526>
- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., Von Sperling, M., 2017. TREATMENT WETLANDS, 1st ed. IWA Publishing.
- Duarte, N.C., Barbosa, A.C., Magalhães, T.M., Montagner, C.C., de Oliveira Cruz, L.M., Tonetti, A.L., 2021. Conventional Anaerobic Reactors Applied to Denitrification: a Comparison Between Packed Bed and UASB Reactors Under Low COD Conditions. *Water, Air, Soil Pollut.* 232, 54. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05009-2>
- Dutta, A., Davies, C., Ikumi, D.S., 2018. Performance of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and other anaerobic reactor configurations for wastewater treatment: A comparative review and critical updates. *J. Water Supply Res. Technol. - AQUA.* <https://doi.org/10.2166/aqua.2018.090>
- Feng, L., Liu, Y., Zhang, J., Li, C., Wu, H., 2020. Dynamic variation in nitrogen removal of constructed wetlands modified by biochar for treating secondary livestock effluent under varying oxygen supplying conditions. *J. Environ. Manage.* 260, 110152. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110152>
- Feng, Y., Yu, Y., Qiu, L., Yang, Y., Li, Z., Li, M., Fan, L., Guo, Y., 2015. Impact of sorption functional media (SFM) from zeolite tailings on the removal of ammonia nitrogen in a biological aerated filter. *J. Ind. Eng. Chem.* 21, 704–710. <https://doi.org/10.1016/J.JIEC.2014.03.040>
- Filali, A., Bollon, J., Molle, P., Mander, Ü., Gillot, S., 2017. High-frequency measurement of N₂O emissions from a full-scale vertical subsurface flow constructed wetland. *Ecol. Eng.* 108, 240–248. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.037>
- Foladori, P., Ruaben, J., Ortigara, A.R.C., 2013. Recirculation or artificial aeration in vertical flow constructed wetlands: A comparative study for treating high load wastewater. *Bioresour. Technol.* 149, 398–405. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.09.099>
- García, J., Corzo, A., 2008. Depuración con Humedales Construidos.
- Gomec, C.Y., 2010. High-rate anaerobic treatment of domestic wastewater at ambient operating temperatures: A review on benefits and drawbacks. *J. Environ. Sci. Heal. Part A* 45, 1169–1184. <https://doi.org/10.1080/10934529.2010.493774>
- Goncalves, R.F., Charlier, A.C., Sammut, F. (Anjou R.F. do E.S. 29000 V.E. (Brazil)), 1994. Primary fermentation of soluble and particulate organic matter for wastewater treatment. *Water Sci. Technol.* (United Kingdom).
- Gonzalo, O.G., Ruiz, I., Soto, M., 2017. Integrating pretreatment and denitrification in constructed wetland systems. *Sci. Total Environ.* 584–585, 1300–1309. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.217>
- Guiot, S.R., van den Berg, L., 1985. Performance of an upflow anaerobic reactor combining a sludge blanket and a filter treating sugar waste. *Biotechnol. Bioeng.* 27, 800–806. <https://doi.org/10.1002/bit.260270608>
- Guo, F., Zhang, J., Yang, X., He, Q., Ao, L., Chen, Y., 2020. Impact of biochar on greenhouse gas emissions from constructed wetlands under various influent chemical oxygen demand to nitrogen ratios. *Bioresour. Technol.* 303, 122908. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122908>
- Han, W., Luo, G., Luo, B., Yu, C., Wang, H., Chang, J., Ge, Y., 2019. Effects of plant diversity on

- greenhouse gas emissions in microcosms simulating vertical constructed wetlands with high ammonium loading. *J. Environ. Sci. (China)* 77, 229–237. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.08.001>
- Henze, M., Harremoës, P., La Cour Jansen, J., Arvin, E., 2002. *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*, 2nd ed. Springer Berlin Heidelberg.
- Hu, Y., Zhao, X., Zhao, Y., 2014. Achieving high-rate autotrophic nitrogen removal via Canon process in a modified single bed tidal flow constructed wetland. *Chem. Eng. J.* 237, 329–335. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2013.10.033>
- Hutňan, M., Drtil, M., Mrafková, L., Dercó, J., Buday, J., 1999. Comparison of startup and anaerobic wastewater treatment in UASB, hybrid and baffled reactor. *Bioprocess Eng.* 21, 439–445. <https://doi.org/10.1007/s004490050699>
- Instituto Galego de estatística, 2020. Nomenclátor estatístico de Galicia [WWW Document]. URL <https://www.ige.eu/igebdt/esq.jsp?paxina=002001&c=-1&ruta=nomenclator/nomenbuscar.jsp>
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., 1996. *Treatment Wetlands*, CRC Press. ed. Boca Ratón.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D., 2009. *Treatment Wetlands*, 2nd ed.
- Kalyuzhnyi, S. V., Valadez Saucedo, J., Rodriguez Martinez, J., 1997. The Anaerobic Treatment of Soft Drink Wastewater in UASB and Hybrid Reactors. *Appl. Biochem. Biotechnol. - Part A Enzym. Eng. Biotechnol.* 66, 291–301. <https://doi.org/10.1007/BF02785595>
- Kodera, T., Akizuki, S., Toda, T., 2017. Formation of simultaneous denitrification and methanogenesis granules in biological wastewater treatment. *Process Biochem.* 58, 252–257. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2017.04.038>
- Laiq Ur Rehman, M., Iqbal, A., Chang, C.C., Li, W., Ju, M., 2019. Anaerobic digestion. *Water Environ. Res.* <https://doi.org/10.1002/wer.1219>
- Langergraber, G., Dotro, G., Nivala, J., Rizzo, A., Stein, O.R., 2019. *Wetland Technology: Practical Information on the Design and Application of Treatment Wetlands*, Wetland Technology: Practical Information on the Design and Application of Treatment Wetlands. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781789060171>
- Lettinga, G., Roersma, R., Grin, P., 1983. Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor. *Biotechnol. Bioeng.* 25, 1701–1723. <https://doi.org/10.1002/bit.260250703>
- Li, Y., Zhang, Y., Zhao, Z., Sun, S., Quan, X., Zhao, H., 2016. Enhancement of sludge granulation in hydrolytic acidogenesis by denitrification. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 100, 3313–3320. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-7194-9>
- Libralato, G., Volpi Ghirardini, A., Avezzi, F., 2012. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. *J. Environ. Manage.* 94, 61–68. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.07.010>
- Ligero, P., De Vega, A., Soto, M., 2001a. Influence of HRT (hydraulic retention time) and SRT (solid retention time) on the hydrolytic pre-treatment of urban wastewater, in: *Water Science and Technology*. IWA Publishing, pp. 7–14. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0163>
- Ligero, P., Vega, A., Soto, M., 2001b. Pretreatment of urban wastewaters in a hydrolytic upflow digester. *Water SA* 27, 399–404. <https://doi.org/10.4314/wsa.v27i3.4984>
- Liu, H., Hu, Z., Zhang, J., Ngo, H.H., Guo, W., Liang, S., Fan, J., Lu, S., Wu, H., 2016. Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed wetlands: A review. *Bioresour. Technol.* <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.003>
- López Vázquez, C.M., Buitrón Méndez, G., García, H.A., Cervantes Carrillo, F.J., 2017a. Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño. *IWA Publ.* 16, 9781780409146. <https://doi.org/10.2166/9781780409146>

- López Vázquez, C.M., Buitrón Méndez, G., García, H.A., Cervantes Carrillo, F.J., 2017b. Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño. *Water Intell.* Online 16, 9781780409146. <https://doi.org/10.2166/9781780409146>
- Luo, B., Du, Y., Han, W., Geng, Y., Wang, Q., Duan, Y., Ren, Y., Liu, D., Chang, J., Ge, Y., 2020. Reduce health damage cost of greenhouse gas and ammonia emissions by assembling plant diversity in floating constructed wetlands treating wastewater. *J. Clean. Prod.* 244, 118927. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118927>
- Magalhães, T.M., Duarte, N.C., de Alencar Neves, T., Bueno, D.A.C., Delforno, T.P., de Oliveira, V.M., Tonetti, A.L., 2019. The Challenge of Making Wastewater Treatment Plants Composed by Anaerobic Reactors Capable of Removing Nitrogen. *Water. Air. Soil Pollut.* 230, 1–19. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4300-0>
- Mander, Ü., Dotro, G., Ebie, Y., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Nogueira, S.F., Jamsranjav, B., Kasak, K., Truu, J., Tournebize, J., Mitsch, W.J., 2014. Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecol. Eng.* 66, 19–35. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.006>
- Mander, Ü., Maddison, M., Soosaar, K., Koger, H., Teemusk, A., Truu, J., Well, R., Sebilo, M., 2015. The impact of a pulsing water table on wastewater purification and greenhouse gas emission in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Ecol. Eng.* 80, 69–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.075>
- Maucieri, C., Barbera, A.C., Vymazal, J., Borin, M., 2017. A review on the main affecting factors of greenhouse gases emission in constructed wetlands. *Agric. For. Meteorol.* <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.01.006>
- Mendes, C., Esquerre, K., Queiroz, L.M., 2016. Modeling simultaneous carbon and nitrogen removal (SCNR) in anaerobic/anoxic reactor treating domestic wastewater. *J. Environ. Manage.* 177, 119–128. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.016>
- Metcalf & Eddy, 2014. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*, 5th ed. McGraw Hill, New York, NY, USA.
- Ng, W.J., Gunaratne, G., 2011. Design of tropical constructed wetlands. *Wetl. Trop. Appl. Wastewater Treat. by Constr. Wetl.* 69–93. https://doi.org/10.1142/9781848162983_0005
- Nivala, J., Boog, J., Headley, T., Aubron, T., Wallace, S., Brix, H., Mothes, S., van Afferden, M., Müller, R.A., 2019. Side-by-side comparison of 15 pilot-scale conventional and intensified subsurface flow wetlands for treatment of domestic wastewater. *Sci. Total Environ.* 658, 1500–1513. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.165>
- Öberg, G., Metson, G.S., Kuwayama, Y., A. Conrad, S., 2020. Conventional Sewer Systems Are Too Time-Consuming, Costly and Inflexible to Meet the Challenges of the 21st Century. *Sustainability* 12, 6518. <https://doi.org/10.3390/su12166518>
- Pagáčová, P., Galbová, K., Drtil, M., Jonatová, I., 2010. Denitrification in USB reactor with granulated biomass. *Bioresour. Technol.* 101, 150–156. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.021>
- Parde, D., Patwa, A., Shukla, A., Vijay, R., Killedar, D.J., Kumar, R., 2021. A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. *Environ. Technol. Innov.* 21, 101261. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101261>
- Parra Huertas, R.A., 2015. Anaerobic digestión: biotechnological mechanisms in waste water treatments and their application in food industry 10.
- Pascual, A., de la Varga, D., Arias, C.A., Van Oirschot, D., Kilian, R., Álvarez, J.A., Soto, M., 2017. Hydrolytic anaerobic reactor and aerated constructed wetland systems for municipal wastewater treatment – HIGHWET project. *Environ. Technol.* 38, 209–219. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1188995>
- Prost-Boucle, S., Molle, P., 2012. Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland:

- Treatment limits and operation modes. *Ecol. Eng.* 43, 81–84. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.02.022>
- Rajagopal, R., Choudhury, M.R., Anwar, N., Goyette, B., Rahaman, M.S., 2019. Influence of pre-hydrolysis on sewage treatment in an Up-Flow Anaerobic Sludge BLANKET (UASB) reactor: A review. *Water (Switzerland)*. <https://doi.org/10.3390/w11020372>
- Ramakrishnan, A., Surampalli, R.Y., 2012. Comparative performance of UASB and anaerobic hybrid reactors for the treatment of complex phenolic wastewater. *Bioresour. Technol.* 123, 352–359. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.072>
- Rampuria, A., Kulshreshtha, N.M., Gupta, A.B., Brighu, U., 2021. Novel microbial nitrogen transformation processes in constructed wetlands treating municipal sewage: a mini-review. *World J. Microbiol. Biotechnol.* <https://doi.org/10.1007/s11274-021-03001-w>
- RD 509/1996 de 15 de marzo, 1996. Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desenvolvemento do Real Decreto-lei 11/1995, de 28 de decembro, polo que se establecen as normas aplicables ao tratamento das augas residuais urbanas.
- RDL 11/1995, n.d. Real Decreto-lei 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- Ruiz, G., Jeison, D., Chamy, R., 2006. Development of denitrifying and methanogenic activities in USB reactors for the treatment of wastewater: Effect of COD/N ratio. *Process Biochem.* 41, 1338–1342. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2006.01.007>
- Ruiz, I., Díaz, M.A., Crujeiras, B., García, J., Soto, M., 2010. Solids hydrolysis and accumulation in a hybrid anaerobic digester-constructed wetlands system. *Ecol. Eng.* 36, 1007–1016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.04.006>
- Sabry, T., 2008. Application of the UASB inoculated with flocculent and granular sludge in treating sewage at different hydraulic shock loads. *Bioresour. Technol.* 99, 4073–4077. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2007.09.004>
- Saeed, T., Paul, B., Afrin, R., Al-Muyeed, A., Sun, G., 2016. Floating constructed wetland for the treatment of polluted river water: A pilot scale study on seasonal variation and shock load. *Chem. Eng. J.* 287, 62–73. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2015.10.118>
- Saeed, T., Sun, G., 2017. A comprehensive review on nutrients and organics removal from different wastewaters employing subsurface flow constructed wetlands. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 47, 203–288. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1318615>
- Saeed, T., Sun, G., 2012. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *J. Environ. Manage.* <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>
- Salas, J.J., Pidre, J.R., Sánchez, L., 2007. Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales: Humedales Artificiales.
- Santos, F., Almeida, C.M.R., Ribeiro, I., Mucha, A.P., 2019. Potential of constructed wetland for the removal of antibiotics and antibiotic resistant bacteria from livestock wastewater. *Ecol. Eng.* 129, 45–53. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2019.01.007>
- Shingare, R.P., Nanekar, S. V., Thawale, P.R., Karthik, R., Juwarkar, A.A., 2017. Comparative study on removal of enteric pathogens from domestic wastewater using *Typha latifolia* and *Cyperus rotundus* along with different substrates. *Int. J. Phytoremediation* 19, 899–908. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1303809>
- Shingare, R.P., Thawale, P.R., Raghunathan, K., Mishra, A., Kumar, S., 2019. Constructed wetland for wastewater reuse: Role and efficiency in removing enteric pathogens. *J. Environ. Manage.* <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.157>
- Singh, N.K., Kazmi, A.A., Starkl, M., 2015. A review on full-scale decentralized wastewater treatment

- systems: Techno-economical approach. *Water Sci. Technol.* <https://doi.org/10.2166/wst.2014.413>
- Stazi, V., Tomei, M.C., 2018. Enhancing anaerobic treatment of domestic wastewater: State of the art, innovative technologies and future perspectives. *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.071>
- Sun, G., Zhao, Y., Allen, S., 2005. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. *J. Biotechnol.* 115, 189–197. <https://doi.org/10.1016/J.JBIOTECH.2004.08.009>
- Tanner, C.C., Sukias, J.P.S., Headley, T.R., Yates, C.R., Stott, R., 2012. Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and decentralised wastewater treatment: Comparison of five alternative configurations. *Ecol. Eng.* 42, 112–123. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.01.022>
- Torrijos, V., 2017. Humidais construídos para a depuração de augas residuais urbanas.
- Vymazal, J., 2013. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. *Water Res.* <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.029>
- Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 380, 48–65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2011. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. *Ecol. Eng.* 37, 90–98. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2010.03.004>
- Watari, T., Kotcharoen, W., Omine, T., Hatamoto, M., Araki, N., Oshiki, M., Mimura, K., Nagano, A., Yamaguchi, T., 2020. Formation of denitrifying granules in an upflow sludge blanket reactor with municipal sewage and sodium nitrate feeding. *Environ. Technol. Innov.* 19, 100861. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100861>
- Wu, S., Carvalho, P.N., Müller, J.A., Manoj, V.R., Dong, R., 2016. Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.047>
- Wu, S., Kuschik, P., Brix, H., Vymazal, J., Dong, R., 2014. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. *Water Res.* <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.020>
- Zhou, M., Yan, B., Wong, J.W.C., Zhang, Y., 2018. Enhanced volatile fatty acids production from anaerobic fermentation of food waste: A mini-review focusing on acidogenic metabolic pathways. *Bioresour. Technol.* 248, 68–78. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.06.121>

Capítulo 10

CONCLUSIÓNS XERAIS

A investigación levada a cabo nesta tese enfocouse á depuración avanzada de augas residuais urbanas mediante un sistema combinado de tres etapas: dixestor anaerobio (DA, pre-tratamento), humidal construído de fluxo vertical (FV, unidade principal de tratamento) e fotodegradación (FD, post-tratamento). O obxectivo principal deste sistema combinado foi a intensificación nos procesos de eliminación de nitróxeno, contaminantes orgánicos emerxentes (COEs) e microorganismos patóxenos, ademais da eliminación de materia orgánica e en suspensión, e foi levado a cabo tanto a escala de laboratorio como de planta piloto.

Así, a primeira parte desta tese consistiu na avaliación do sistema combinado DA-FV-FD a escala de laboratorio en canto a depuración avanzada das augas residuais urbanas procedentes da EDAR de Bens (A Coruña). Inicialmente deseñouse un novo DA híbrido para optimizar a súa eficacia como etapa previa ao FV, e unha vez superada a súa posta en marcha, combinouse cunha unidade FV e recibiu a corrente de recirculación do efluente nitrificado FV, co gallo de acadar unha eliminación simultánea de materia orgánica e nitróxeno. Ademais, probouse o sistema combinado DA-FV-FD en canto a eliminación dos COEs obxecto de estudo. Deste xeito, as conclusións obtidas foron:

- ▶ O novo deseño de DA híbrido, constituído por un dixestor de leito de lodos na parte inferior e un filtro anaerobio superposto, acadou un alto rendemento na eliminación total de SS e DQO. Unha vez que comezou a recibir a corrente de recirculación, a eficacia de desnitrificación do DA foi moderada-alta, xerando unha baixa concentración de nitrato no efluente. En canto ao balance de masa en SSV, obtívose unha elevada porcentaxe de hidrólise dos SSV do influente mentres que se xerou unha baixa cantidade de lodo en exceso. O factor de emisión potencial de metano foi reducido. Por outra banda, o filtro anaerobio achegou estabilidade e robustez ao sistema combinado, polo seu efecto sobre a limitación no lavado de lodos e retención de biomasa desnitrificante (Capítulo 4).

- ▶ O sistema combinado DA-FV con recirculación logrou eliminar unha alta porcentaxe de SST e DQO_T, no que o DA foi o encargado de eliminar a maior parte dos SST e DQO_T. As condicións definidas de cada unidade conduciron á eliminación de nitrato no DA e de amonio na columna FV, acadando unha eliminación global superior ao 50% en N-NH₄⁺ (Capítulo 5).

- ▶ A combinación das condicións anaerobias do DA, aerobias do FV e de fotodegradación da lámpada UVC conseguiron eliminar por completo os compostos de OFL, KET, SOT e IBU. Aproximadamente o 100% de ACE foi eliminado co sistema

combinado, mentres que CAF e ACB elimináronse moderadamente e obtívose unha baixa eliminación de BPA. A eliminación de ACE, OFL, CAF e IBU tivo lugar maiormente por biodegradación nas unidades DA e FV mentres a eliminación dos compostos KET, ACB, BPA e SOT debeuse sobre todo á fotodegradación na célula UVC. A lámpada UVC resultou ser máis eficaz como etapa de post-tratamento que de pre-tratamento. A eficacia de eliminación na fase líquida correspondeu coa eficacia de eliminación real xa que a concentración dos COEs nas fases sólidas foi insignificante, descartándose acumulación no sistema (Capítulo 8).

Durante a segunda parte da presente tese, levouse a escala de planta piloto o sistema DA-FV-FD probado previamente a escala de laboratorio. A planta piloto situouse no Monte da Fraga polo que o rendemento do sistema combinado estivo influenciado polas condicións climatolóxicas propias da zona. Neste caso, as augas residuais urbanas procedían da Facultade de Filoloxía e de casas veciñas, máis as augas de choiva e escorras. Experimentouse un sistema combinado DA-FV con recirculación para tratar un caudal correspondente a unha vivenda familiar de 3-4 habitantes equivalentes co gallo de intensificar a eliminación de materia orgánica e nitróxeno e acadar unha dotación en superficie de 1 m²/hab. eq. Ademais, probáronse varios post-tratamentos para o efluente das unidades biolóxicas: luz UVC, luz UVA con fotocatalizador de TiO₂ (UVA/TiO₂) e luz solar con fotocatalizador de TiO₂ (Sol/TiO₂). Este último post-tratamento, de luz solar mais fotocatalizador, levouse a escala de planta piloto (SolP/TiO₂) para pulir o efluente do sistema combinado DA-FV. Mediante este sistema de tres etapas tamén se buscou a depuración avanzada das augas residuais en canto a COEs e patóxenos. Así pois, as principais conclusións ás que se chegou en planta piloto foron:

- ▶ A diferenza do DA híbrido á escala laboratorio, o DA híbrido á escala de planta piloto operou á condicións ambientais propias da zona (rango de temperatura de 13 a 22 °C). O influente ao DA foi a mestura da auga residual urbana bruta co efluente nitrificado recirculado dende a etapa posterior de FV. O DA acadou unha alta eficiencia de eliminación de SST, DQO_T e N-NO₃⁻. O elevado valor do tempo de retención de sólidos permitiu unha elevada hidrólise dos lodos retidos e baixa xeración de lodo en exceso. Ademais, o lodo desenvolvido no DA presentou unha baixa xeración de metano e unha alta capacidade nitrificante potencial. O filtro anaerobio tivo un papel chave na capacidade total de tratamento do DA, eliminando por completo os posíbeis lavados de lodos no efluente do DA. Porén, tras 1,4 anos de operación mostrou sinais de atoumento, o que

require máis investigación sobre o tamaño de partícula do filtro anaerobio e a relación de volumes entre o filtro e a cámara de lodo en suspensión (Capítulo 6).

► O sistema global mostrou unha alta eficiencia de depuración en SST, DQO_T, DBO₅ e N-NH₄⁺. Recibindo o efluente do DA, o FV operou VCS reducidas en canto a SST e DQO pero acadou elevadas eficiencias de eliminación, o que garantiu condicións afastadas de atoamento, e con efluentes estábeis e concentracións medias por baixo dos límites de vertido establecidos polo RD 509/1996. O DA conseguiu eliminar o nitrato recirculado a través da desnitrificación debido as súas condicións anóxicas mentres que no FV levouse a cabo a nitrificación pola aerobiose presente no seu medio granular. Ademais, as maiores temperaturas favoreceron as actividades das bacterias desnitrificantes e nitrificantes, porén, a taxa de recirculación non pareceu influír no seu rendemento (Capítulo 7).

► No que se refire á depuración avanzada, o sistema combinado de tres etapas (DA, FV e os diferentes post-tratamentos) foi avaliado en canto a eliminación de COEs e patóxenos. Globalmente, o sistema DA-FV-UVC eliminou completamente os contaminantes ACE, CAF, KET, IBU, DCL e ACB, e en menor proporción SOT e BPA (superior ao 75%), mentres que a eliminación de CBZ estivo próxima ao 45%. Así mesmo, reduciu a concentración en aproximadamente 100% de Enterobacterias, *E. coli* e *Clostridium perfringens*, respectivamente. Por outra banda, o sistema DA-FV-UVA/TiO₂ conseguiu eliminar por completo os compostos de ACE, CAF, KET, IBU e DCL, entre o 70% e 85% de ACB, CBZ, BPA e SOT, xunto coa eliminación de entre 3 e 2 UN LOG dos tres indicadores patóxenos respectivos. Finalmente, o sistema DA-FV-Sol/TiO₂ logrou a eliminación completa de CAF, KET, IBU, ACE e DCL, mentres que ACB, BPA, SOT e CBZ foron eliminados entre o 60% e 80%, mentres que a eliminación de indicadores de contaminación fecal foi aproximadamente 1 UN LOG de Enterobacterias, *E. coli* e *Clostridium perfringens*, respectivamente.

Os resultados indican que a combinación dun tratamento biolóxico DA-FV cun post-tratamento de fotocátalise heteroxénea baseada en TiO₂ presentou un rendemento moi próximo ao obtido co mesmo sistema DA-FV seguido de luz UVC. Atendendo a razóns de sostibilidade e económicas, a fotodegradación con luz solar e TiO₂ como catalizador preséntase como prometedora para a súa aplicación futura a escala real en zonas descentralizadas (Capítulo 9).