

# 12

## DEPURACIÓN DE AUGAS RESIDUAIS:

- **Sustentabilidade**
  - **Dixestión anaerobia e humidais**
- **Tecnoloxías naturais e de baixo custo**
  - **Zonas rurais e pequenos núcleos**

• OS AUTORES •

**Xoán A. Álvarez Rodríguez**, Doutor en Ciencia e Tecnoloxía Ambiental, Universidade de A Coruña

**Pilar Barros Barco**, Bióloga, Asociación para a Defensa Ecolóxica de Galiza

**Josep M. Bayona**, *Departamento de Química Ambiental, CSIC, Barcelona.*

**Joan García**, *Profesor do Departamento de Enxeñaría Marítima e Ambiental, Universidade Politécnica de Catalunya.*

**Mariano L. Gómez López**, Licenciado en Química, empresa Aquagest

**Jordi Morató**, *Laboratorio de Microbioloxía Sanitaria e Ambiental, Departamento de Óptica e Optometría, Universidade Politécnica de Catalunya.*

**Ramsés Pérez**, Licenciado en Pedagogía, Vocal de Educación Ambiental da Asociación para a Defensa Ecolóxica de Galiza (ADEGA)

**Virginia Rodríguez**, Licenciada en Química, Vocal de Auga da Asociación para a Defensa Ecolóxica de Galiza (ADEGA)

**Isabel Ruiz Bolaños**, Profesora de Enxeñaría Química, Universidade da Coruña.

**Manuel Soto Castiñeira**, Profesor de Enxeñaría Química, Universidade da Coruña.

As investigacións descritas nos capítulos 4 e 6 deste caderno foron desenvolvidas polo grupo de Enxeñaría Química e Ambiental da Universidade da Coruña, en colaboración con diversas entidades, nomeadamente a empresa Aquagest (capítulo 3) e a Asociación ADEGA (capítulo 6). Así mesmo, contaron coa colaboración dos concellos de Santiago de Compostela e Beariz. A edición deste caderno contou cunha axuda do convenio de investigación entre a UDC e Aquagest –Agbar.

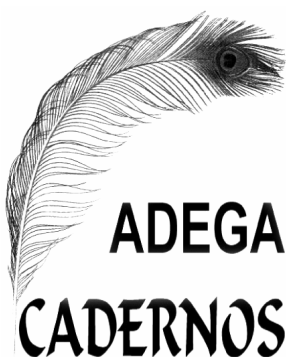
Coordinación: Manuel Soto Castiñeira

Edita: ADEGA

Santiago de Compostela, outubro de 2005

Depósito Legal N<sup>o</sup>: 1390/96

ISSN: 1137-0262



CAPÍTULO .....	PÁX.
<b>1. RESUMO .....</b>	<b>5</b>
1.1. PRESENTACIÓN .....	5
1.2. RESUMO .....	6
1.2.1. Características das augas residuais.....	6
1.2.2. Tratamento de augas residuais urbanas por dixestión anaerobia.....	7
1.2.3. Tecnoloxías de tratamento anaerobio de augas residuais urbanas ....	7
1.2.4. Depuración de augas residuais urbanas en humidais construídos .....	8
1.2.5. Aplicación dun sistema dixestor-humidal nun núcleo rural .....	8
1.2.6. Proxecto demostrativo da Asociación ADEGA .....	10
<b>2. CARACTERÍSTICAS DAS AUGAS RESIDUAIS URBANAS (ARU) .....</b>	<b>11</b>
Xoán A. Álvarez e Manuel Soto	
2.1. INTRODUCCIÓN .....	11
2.2. CARACTERÍSTICAS E CONTAMINANTES NAS ARU .....	11
2.3. AUGAS RESIDUAIS URBANAS DE A CORUÑA .....	13
2.4. AUGAS RESIDUAIS DE SANTIAGO DE COMPOSTELA.....	18
2.5. AUGAS RESIDUAIS DE OS LIÑARES (BEARIZ) .....	21
2.6. CONCLUSIÓNS .....	22
<b>3 TRATAMENTO ANAEROBIO DE AUGAS RESIDUAIS.</b>	
<b>APLICACIÓN A EFLUENTES URBANOS .....</b>	<b>23</b>
Xoán A. Álvarez e Manuel Soto	
3.1. O PROCESO DE DIXESTIÓN ANAEROBIA (DA).....	23
3.2. APLICACIÓN A AUGAS RESIDUAIS INDUSTRIAIS E URBANAS.	24
3.3. INFLUENCIA DE DIVERSOS PARÁMETROS .....	27
3.4. COMPARACIÓN DE CUSTOS PARA DIFERENTES ALTERNATIVAS.....	28
3.5. CONFIGURACIÓNS TECNOLÓXICAS BASEADAS NA DA.....	29
3.6. CONCLUSIÓNS.....	32
<b>4 PRETRATAMENTO ANAEROBIO DE AUGAS RESIDUAIS   URBANAS EN PLANTA PILOTO .....</b>	<b>33</b>
Xoán A. Álvarez, Isabel Ruiz, Mariano Gómez e Manuel Soto	
4.1. INTRODUCCIÓN .....	33
4.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	35
4.3. RESULTADOS .....	37
4.4. DISCUSIÓN.....	44
4.5. CONCLUSIÓNS .....	47
<b>5 DEPURACIÓN CON SISTEMAS NATURAIS:   HUMIDAI S CONSTRUIDOS .....</b>	<b>49</b>
Joan García, Jordi Morató e Josep M. Bayona	
5.1. INTRODUCCIÓN Á DEPURACIÓN CON HUMIDAI S .....	49
5.2. HUMIDAI S DE FLUXO SUBSUPERFICIAL E SUPERFICIAL .....	50
5.3. VANTAXES E INCONVENIENTES DOS HUMIDAI S.....	52
5.4. APLICACIÓNS DA TECNOLOXÍA DE HUMIDAI S .....	54
5.5. RESOLVER ALGUNHAS CONFUSIÓNS COMÚNS .....	54
5.6. CONCLUSIÓNS .....	56

<b>6. APLICACIÓN DUN SISTEMA DIXESTOR-HUMIDAL AOS EFLUENTES DUN NÚCLEO RURAL .....</b>	<b>57</b>
Pilar Barros, Ramsés Pérez, Virginia Rodríguez e Manuel Soto	
6.1. INTRODUCCIÓN .....	57
6.2. OBXECTIVOS E METODOLOXÍA EXPERIMENTAL .....	58
6.3. RESULTADOS OBTIDOS NO SISTEMA DIXESTORES-HUMIDAL .....	59
6.4. VALORACIÓN DOS RESULTADOS .....	61
6.5. DEPURACIÓN MICROBIANA E NUTRIENTES .....	63
6.6. PROXECCIÓN ECONÓMICA E SOCIAL .....	63
6.7. PROXECTO EDUCATIVO DA ASOCIACIÓN ADEGA .....	64
6.8. CONCLUSIÓNS .....	66
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>67</b>

# 1. RESUMO

---

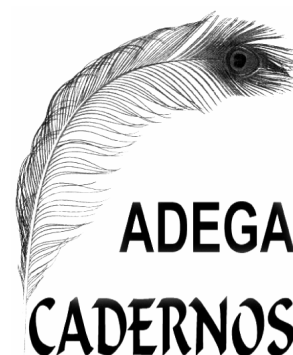
## ACRÓNIMOS

ADEGA: Asociación para a Defensa Ecolóxica de Galiza  
 AGV: Ácidos Graxos Voláteis  
 ARU: Augas residuais urbanas  
 DBO<sub>5</sub>: Demanda biolóxica de oxíxeno en 5 días  
 DQO: Demanda química de oxíxeno  
 EDAR: Estación Depuradora de Augas Residuais  
 EGSB: Dixestor de leito granular (Expanded Granular Sludge Bed)  
 FA: Filtro Anaerobio  
 FB: Filtro Biolóxico  
 HUSB: Dixestor hidrolítico de lodos (Hydrolytic Upflow Sludge Bed)  
 LA: Lodos Activos  
 NH<sub>3</sub>-N: Nitróxeno Amoniacal  
 N-total: Nitróxeno Total  
 NTK-N: Nitróxeno Total Kjeldahl  
 PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>-P: Fosfatos  
 P-total: Fósforo Total  
 SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>: Sulfatos  
 SST: Sólidos en suspensión totais  
 SSV: Sólidos en suspensión voláteis  
 TRH: Tempo de Retención Hidráulica  
 TRS: Tempo de residencia de Sólidos  
 UASB: Dixestor de leito de lodos (Upflow Anaerobic Sludge Bed)  
 UDC: Universidade da Coruña

### 1.1. PRESENTACIÓN

Galiza é unha das comunidades autónomas nas que o tratamento de augas residuais se atopa máis atrasado. Segundo datos oficiais para o ano 2004 (MMA, 2005), un 35% da carga contaminante non cumpría a Directiva 91/271 de tratamento de augas residuais urbanas. Había 152 Estacións Depuradoras de Augas Residuais (EDAR), mais unha parte considerábel delas non funciona adecuadamente ou ten unha capacidade insuficiente. Todo isto fai que a porcentaxe de vertidos sen depuración ou cunha depuración deficiente sexa aínda moi superior.

Segundo se argumentou en ADEGA-Cadernos nº 11 (Soto, 2004), un dos aspectos de grande interese do problema de saneamento e depuración de augas é a carestía das tecnoloxías convencionais, tanto no que se refire a custos de



instalación como, sobre todo, de mantemento e operación das mesmas. A isto hai que sumar os elevados consumos enerxéticos, a transferencia de contaminación a outros medios (vía atmosfera ou a través dos lodos) e a falta de flexibilidade para adaptarse ás fluctuacións de caudais que aparecen maximizadas no caso de esquemas de saneamento centralizado.

Neste sentido, o recentemente nomeado conselleiro de medio ambiente, Manuel Vázquez, afirmaba que estaba a descubrir un país que lle puña os pelos de punta, referíndose ás obras de saneamento e depuración da ría de Ferrol, valoradas en 150 millóns de euros (Vázquez, 2005): “O saneamento da parte norte da Ría de Ferrol é unha obra faraónica: furar unha montaña ao longo de sete km, eliminar media montaña... iso custa miles e miles de millóns de pesetas. Para cando o saneamento das rías?. Tiñamos que cumprir a Directiva a 31 de xaneiro deste ano 2005, pero seguimos incumpríndoa” afirmaba o conselleiro.

A cuestión do saneamento padece pois dun manifesto atraso que implica unha contaminación crecente dos nosos ríos e augas litorais. Expertos en hidrobioloxía afirman que o 90% dos nosos leitos fluviais recibe vertidos contaminantes de forma esporádica ou permanente. O consumo de oxíxeno, a colmatación dos leitos por partículas e a acumulación de substancias non biodegradábeis son as principais ameazas da contaminación das augas na Galiza.

O modelo de saneamento maniféstase non sustentábel, desde a dobre perspectiva económica e ambiental. Compre pois un debate en profundidade sobre saneamento e controle da contaminación, incluíndo a prevención da contaminación, a redución do consumo de auga, e a promoción de sistemas máis sinxelos, naturais e de baixo custo para a depuración. Nese sentido, este caderno complementa os contidos do número anterior, e aborda cuestións relativas ao desenvolvemento e promoción de tecnoloxías naturais para a depuración de augas residuais, centrándose na dixestión anaerobia e nas zonas húmidas construídas, e describe a súa aplicación e viabilidade a zonas rurais e en xeral a núcleos ou áreas duns poucos miles de habitantes.

## 1.2. RESUMO

### 1.2.1. Características das augas residuais

As variábeis que determinan a composición e o caudal das ARU son os hábitos da poboación en canto a alimentación, hixiene, utilización dos recursos, etc., a recollida ou non de pluviais na rede de sumidoiros e a maior ou menor achega de efluentes industriais e do comercio.

O contido en materia orgánica dunha auga residual exprésase mediante o seu valor en Demanda Química de Oxíxeno (DQO). Outros parámetros importantes son a Demanda Biolóxica de Oxíxeno, que determina o potencial de consumo de oxíxeno no medio natural, o contido en partículas en suspensión, a salinidade, o contido en nutrientes, o contido en metais pesados e outras substancias químicas específicas, e o potencial ou poder tóxico. Cada efluente particular presenta unhas características propias que deben ser analizadas en cada caso, tanto para determinar o seu impacto ambiental como para definir, deseñar e operar as instalacións de depuración.

Os efluentes residuais da área de A Coruña presentan unha concentración orgánica media-alta, mentres que os efluentes de Santiago de Compostela son diluídos ou moi diluídos, debido ao maior peso das augas pluviais e a infiltración

desde o terreno á rede de sumidoiros; neste último caso, o caudal global é moi superior ao que correspondería polo consumo de auga. Os efluentes residuais de núcleos e áreas rurais mostran características máis variábeis tanto no tempo como dun lugar a outro. O contido en nutrientes e metais pesados aparece en xeral baixo, agás casos concretos. Os vertidos de polígonos industriais mostran características de concentración moi variábeis, baixo contido en nutrientes e toxicidade media-alta.

### 1.2.2. Tratamento de augas residuais urbanas por dixestión anaerobia

O tratamento anaerobio baséase na dixestión da materia orgánica por parte de microorganismos anaerobios que viven en ausencia de oxíxeno, obténdose como resultado desta degradación un biogás constituído por metano e dióxido de carbono, xunto con algúns outros gases en concentracións baixas. A dixestión anaerobia permite eliminar entre o 70 e o 90% das partículas en suspensión, e entre o 50 e o 80% da materia orgánica medida como DQO ou DBO<sub>5</sub>. Nalgúns casos, por tanto, o efluente pode requirir un postratamento adicional.

O proceso de dixestión anaerobia caracterízase por unha elevada eficiencia enerxética e unha baixa produción de lodos de depuración, propiedades que se derivan directamente da microbioloxía e a cinética do proceso. Comparativamente cos procesos de depuración por aireación, tales como o de lodos activos, o proceso anaerobio resulta máis simple en canto a instalacións, non require bombeo de aire polo que mesmo pode funcionar sen abastecemento eléctrico ou calquera outra fonte de enerxía, e xera unha cantidade de lodos de depuración que pode ir desde a metade da cantidade xerada no proceso aerobio até producións nulas.

Dentro das diferentes tecnoloxías de tratamento anaerobio de augas residuais, foron os dixestores de fluxo ascendente sobre manto de lodos UASB (upflow anaerobic sludge bed) os que acadaron unha aplicación importante na depuración de augas residuais urbanas. Estas aplicacións localízanse maiormente en países de clima cálido, mentres que en áreas con estacións frías atópanse aínda en fase de desenvolvemento. Neste sentido, diferentes configuracións de simple ou dobre etapa, por unha banda, ou a consideración da dixestión anaerobia como un pretratamento da auga residual, por outra, permiten dispor dunha alternativa de grande interese desde o punto de vista da súa concorrencia económica e versatilidade para ser aplicada en diferentes esquemas e condicións de saneamento.

A aplicación dalgunhas destas configuracións do proceso anaerobio ao tratamento de efluentes residuais de Santiago de Compostela (onde as temperaturas da auga en inverno sitúanse entre os 12 e os 14 °C) descríbese no capítulo 4 deste caderno. No capítulo 6 descríbese unha aplicación de dixestores anaerobios seguidos dun postratamento en humidal, para o caso do efluente residual dunha pequena aldea galega.

### 1.2.3. Tecnoloxías de tratamento anaerobio de augas residuais urbanas

Investigouse o tratamento de augas residuais urbanas nun dixestor anaerobio a escala piloto, cun volume activo de 25,5 m<sup>3</sup>. O dixestor utilizouse en dúas condicións diferentes, como reactor UASB (upflow anaerobic sludge blanket), co obxectivo de realizar un tratamento anaerobio máis completo da auga residual urbana nunha única etapa, e nunha segunda investigación, como HUSB (hydrolytic upflow sludge blanket), constituíndo neste caso un pretratamento hidrolítico. Co





**Dixestor UASB situado en A Silvouta, Santiago de Compostela.**

dixestor UASB monoetapa obtívose unha eliminación de materia orgánica de aproximadamente un 60% a 11 h de tempo de retención hidráulica (TRH) e temperatura de 15 °C. O pretratamento hidrolítico (HUSB), a 20 °C e a TRH de 3 h ofrece unha eliminación de SST de máis do 82%, así como unha porcentaxe de hidrólise dos sólidos retidos superior ao 80%, mentres que a eliminación global de materia orgánica redúcese ao 30-40%. As vantaxes destes tratamentos derívanse da economía da súa aplicación, o nulo consumo enerxético e a baixa xeración de lodo.

Como alternativa aos sistemas anteriores de etapa única, o tratamento anaerobio de augas residuais urbanas brutas experimentouse con dúas tecnoloxías diferentes de dobre etapa. Estas tecnoloxías foron pensadas para o tratamento de augas residuais urbanas en lugares nos que se dá unha estación fría, na que a temperatura da auga se afasta dos 20°C. A primeira delas consistiu nun reactor UASB combinado cun dixestor de mestura completa para a estabilización do lodo do UASB (sistema UASB-Dixestor), mentres que a segunda consistiu na combinación dun dixestor HUSB e un dixestor UASB, conectados en serie. A 15-18°C e TRH de 8-10 h conseguíronse eliminacións do 80-90% en SST e e 53-64% DQOt, respectivamente. Os resultados obtidos indicaron unha mellor operación do sistema HUSB-UASB

na liña de augas, pero cunha maior xeración de lodo que o sistema UASB-Dixestor.

#### **1.2.4. Depuración de augas residuais urbanas en humidais construídos**

Os humidais construídos son sistemas de depuración naturais que se caracterizan pola súa simplicidade de operación, un baixo ou nulo consumo enerxético, unha baixa produción de residuos, un baixo impacto ambiental sonoro e unha boa integración no medio ambiente rural. Estes sistemas requiren unha superficie de tratamento moi superior á dos sistemas convencionais de depuración, polo que a súa aplicación en países que contan con un uso intensivo do territorio límitase a pequenas poboacións, no noso caso de até uns 2.000 habitantes.

Os humidais construídos tamén se poden utilizar para restaurar ecosistemas e entón a depuración pasa a ser un obxectivo complementario. No capítulo 5 deste caderno descríbense os tipos de humidais construídos, analízanse as súas diferencias e, finalmente, coméntanse algunhas confusións que soen darse arredor da tecnoloxía de humidais.

#### **1.2.5. Aplicación dun sistema dixestor-humidal aos efluentes dun núcleo rural**

Os sistemas de depuración descentralizados e de baixo custo resultan axeitados para a súa aplicación a zonas rurais, e os seus baixos requirimentos tecnolóxicos e enerxéticos son factores claves de sustentabilidade. Neste sentido, unha fórmula novidosa é a combinación da dixestión anaerobia con tratamentos naturais con base no terreno, como as zonas húmidas.



**Fotografía das instalacións de depuración de Os Liñares (Beariz). Inclúe un dixestor anaerobio soterrado e un humidal: á esquerda, fluxo subsuperficial; a dereita, fluxo superficial, ambos en proceso de crecemento de xuncos**

O capítulo 6 describe un pretratamento anaerobio consistente en dous dixestores de  $3,6 \text{ m}^3$ , de construción simple, combinado cunha zona húmida de  $72 \text{ m}^2$  de superficie para o postratamento da auga residual dun núcleo rural de 35 habitantes. A zona húmida está constituída por dúas balsas de  $6 \times 6 \text{ m}$  e  $50 \text{ cm}$  de profundidade, a primeira delas de fluxo subsuperficial e a segunda de fluxo superficial. O pretratamento anaerobio reduciu o custo global do humidal en algo máis do 30%, ao tempo que axuda a evitar problemas de colmatación e maos olores. A operación da planta ten lugar sen subministro eléctrico nin consumo de produtos químicos, nula xeración de lodo e baixas necesidades de mantemento.

Os resultados indican que os dixestores anaerobios achegaron a maior parte da eliminación de sólidos en suspensión (SS), e unha parte significativa da eliminación de demanda química de oxíxeno (DQO) e demanda biolóxica de oxíxeno ( $\text{DBO}_5$ ), cun promedio do 90% en SS, 56% en DQO e 48% en  $\text{DBO}_5$ . O humidal completou a eliminación de SS (35%) e mostrou unha elevada capacidade de eliminación de materia orgánica solúbel, con depuracións do 73% en DQO e 78% en  $\text{DBO}_5$ . A depuración global foi do 93% en SS e do 88% en DQO e  $\text{DBO}_5$ , e a calidade promedio do efluente tratado foi de  $23 \text{ mg SS/l}$ ,  $24 \text{ mg DBO}_5/\text{l}$  e  $41 \text{ mg DQO/l}$ .

A eliminación de microorganismos patóxenos situouse polo xeral entre o 95 e o 99,7%, con valores ocasionais inferiores. A eliminación de nitróxeno total, amoníaco, fósforo e ortofosfatos aumentou lixeiramente ao longo do segundo ano de operación do humidal, situándose finalmente en valores do 64,1%, 50,6%, 60,2% e 56,7%, respectivamente.

### 1.2.6. Proxecto demostrativo da Asociación ADEGA

Os inferiores custos de instalación en comparación con outras tecnoloxías aplicábeis aos pequenos núcleos, e os moi inferiores custos de mantemento, correspondentes case exclusivamente á man de obra non cualificada, xunto coa boa calidade do efluente, son os puntos fortes desta tecnoloxía que combina dixestión anaerobia e humidais construídos. Para a promoción desta alternativa, a Asociación ADEGA conta cunha planta demostrativa situada na EDAR de A Silvouta (Santiago de Compostela). A súa posta en marcha tivo lugar en xuño de 2005 e estará operativa durante os próximos anos.



Humidais demostrativos en A Silvouta, Santiago de Compostela. Arriba, imaxe das balsas recién construídas (esquerda) e catro meses despois da plantación dos xuncos (dereita). Abaixo, momento da visita de alumnos/as, en actividades de educación ambiental de ADEGA.

## 2. CARACTERÍSTICAS DAS AUGAS RESIDUAIS URBANAS

Xoán A. Álvarez, Manuel Soto

### 2.1. INTRODUCCIÓN

As variábeis que determinan a composición e o caudal das ARU son os hábitos da poboación en canto a alimentación, hixiene, utilización dos recursos, etc., a recollida ou non de pluviais na rede de sumidoiros e a maior ou menor achega de efluentes industriais ou do comercio. Todo isto fai que as ARU presenten diferencias na caracterización dependendo das circunstancias concretas de cada zona.

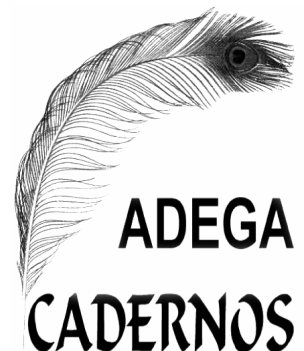
En xeral as ARU presentan unha demanda química de oxíxeno (DQO) inferior aos 1000 mg/l que as sitúa dentro dos efluentes diluídos ou de baixa carga, fronte aos denominados efluentes de alta carga, que serían aqueles con DQO superiores aos 2000 mg/l. Porén, a súa composición é moi variada e contan cun elevado contido en sólidos en suspensión (SST), entre un 30 e un 70% da DQO, polo que se consideran efluentes complexos. A demanda biolóxica de oxíxeno (DBO) destes efluentes sitúase entre o 40 e o 60% da DQO.

A temperatura das augas residuais urbanas é unha característica que incide de forma importante nos tratamentos biolóxicos. Dependendo da zona do mundo e de factores climáticos e doutro tipo, a estación a temperatura sitúase entre 4°C e 30°C. Nos países tropicais de clima cálido, a temperatura das augas residuais non baixa dos 20°C normalmente, mentres que nos países de climas moderados ou fríos, o rango de temperatura das augas está entre 10°C e 20°C ou incluso por debaixo. Polo xeral, a temperatura da ARU durante a época fría é superior á temperatura ambiente.

Unha explicación máis detallada dos diferentes parámetros de caracterización das augas residuais pode consultarse nunha publicación anterior (Soto, 1994). Neste capítulo centraremos en avaliar as características das augas residuais urbanas, expoñendo primeiramente unha serie de datos de referencia e revisando despois os datos dispoñíbeis para os vertidos de diferentes localidades galegas.

### 2.2. CARACTERÍSTICAS E CONTAMINANTES NAS AUGAS RESIDUAIS URBANAS

As augas residuais urbanas (ARU) son as procedentes de usos domésticos e comerciais ou unha combinación delas con efluentes agropecuarios e de procesos industriais. Os compoñentes das augas residuais domésticas poden ser divididos en diferentes grupos principais como se mostra na táboa 2.1.



Compoñente	De interese especial	Efecto medioambiental
Microorganismos	Bacterias patóxenas e virus	Risco en baños e alimentación
Materia orgánica biodegradábel	Consumo de oxíxeno en ríos, etc	Morte de peixes, olores
Outras materias orgánicas	Deterxentes, pesticidas, graxas, aceites, colorantes, disolventes, fenois, cianuros	Efecto tóxico, inconvenientes estéticos, bioacumulación nas cadeas alimentarias
Nutrientes	Nitróxeno, fósforo, amonio	Eutrofización, consumo de oxíxeno
Metais	Hg, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni	Efecto tóxico, bioacumulación
Outras materias inorgánicas	Ácidos, álcalis	Corrosión, efecto tóxico
Efectos térmicos	Auga quente	Cambio nas condicións de vida
Olor	Sulfuro de hidróxeno	Inconvenientes estéticos, efecto tóxico
Radioactividade		Efecto tóxico, acumulación

As concentracións encontradas nas augas residuais urbanas son o resultado dunha combinación da carga contaminante e a cantidade de auga coa que se mestura o contaminante. O caudal e a carga contaminante diaria ou anual forman, polo tanto, unha boa base para a avaliación da composición da ARU. A táboa 2.2 mostra os datos para diferentes países, moitos deles estimados. Estes datos permiten afirmar que a cantidade de contaminación per cápita xerada é unhas 2 ou 3 veces maior nos países máis industrializados fronte aos menos, podendo chegar a ser de até 10 veces maior en determinados compoñentes. A composición varía significativamente segundo o lugar e o tempo, debido a variacións nas cantidades de substancias descargadas, mais sobre todo a variación no consumo da auga nos fogares e a infiltración e exfiltración durante o transporte ao sistema colector.

Contaminante	Dinamarca	Brasil	Exipto	Italia	Suecia	Turquía	EUA
DBO	20-25	20-25	10-15	18-22	25-30	10-15	30-35
SST	30-35	20-25	15-25	20-30	30-35	15-25	30-35
N-total	5-7	3-5	3-5	3-5	4-6	3-5	5-7
P-total	1.5-2	0.6-1	0.4-0.6	0.6-1	0.8-1.2	0.4-0.6	1.5-2
Deterxentes	0.8-1.2	0.5-1	0.3-0.5	0.5-1	0.7-1	0.3-0.5	0.8-1.2
Mercurio (Hg)	0.1-0.2		0.01-0.2	0.02-0.04	0.1-0.2	0.01-0.02	
Chumbo (Pb)	5-10		5-10	5-10	5-10	5-10	
Zinc (Zn)	15-30		15-30	15-30	1-20	15-30	
Cadmio (Cd)	0.2-0.4				0.5-0.7		

DBO, SST, N, P e Deterxentes en kg/persoa.ano; Hg, Pb, Zn, e Cd en g/persoa.ano

A composición típica das augas residuais urbanas móstranse na táboa 2.3. As ARU concentradas representan casos de baixo consumo de auga e/ou baixa infiltración e pluviosidade. Pola contra, ARU diluídas representan consumos altos de auga, alta infiltración e redes non separativas. A auga de tormenta dilúe as augas residuais posto que os compoñentes das augas de tormentas teñen concentracións máis baixas que as augas residuais ordinarias, agás en determinados contaminantes.

Os metais na auga residual poden influír sobre as posibilidades de reutilización na agricultura do lodo procedente do tratamento da ARU. Na táboa 2.4 encóntanse os valores típicos de metais, e na táboa 2.5 indícanse as concentracións de microorganismos patóxenos presentes nas ARU.

**Táboa 2.3. Contido medio típico de materia orgánica e nutrientes nas augas residuais urbanas (Henze et al., 2000; Lens et al., 2001)**

Parámetros analizados	Tipo de auga residual			
	Concentrada	Media	Diluída	Moi diluída
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	350	250	150	100
DQO (mg/l)	740	530	320	210
SST (mg/l)	450	300	190	120
SSV (mg/l)	320	210	140	80
Carbono orgánico total (gC*/m <sup>3</sup> )	250	180	110	70
Carbohidratos (gC*/m <sup>3</sup> )	40	25	15	10
Proteínas (gC*/m <sup>3</sup> )	25	18	11	7
Ácidos graxos (gC*/m <sup>3</sup> )	65	45	25	18
Graxas e aceites (g/m <sup>3</sup> )	100	70	40	30
Fenol (g/m <sup>3</sup> )	0.1	0.07	0.05	0.02
Deterxentes, Anión* (gLAS/m <sup>3</sup> )	15	10	6	4
Nitróxeno total (gN/m <sup>3</sup> )	80	50	30	20
Amoníaco (gN/m <sup>3</sup> )	50	30	18	12
Nitrato (gN/m <sup>3</sup> )	0.5	0.5	0.5	0.5
Fósforo total (gP/m <sup>3</sup> )	23	16	10	6
Ortofosfato (gP/m <sup>3</sup> )	14	10	6	4

\*C: Carbono orgánico; \*\*LAS= Lauril Alquil Sulfonato.

**Táboa 2.4. Valores típicos de metais en augas residuais urbanas (Henze et al., 2000)**

Parámetro	Tipo de auga residual			
	Concentrada	Media	Diluída	Moi diluída
Aluminio	1000	650	400	250
Arsénico	5	3	2	1
Cadmio	4	2	2	1
Cromo	40	25	15	10
Cobalto	2	1	1	0.5
Cobre	100	70	40	30
Ferro	1500	1000	600	400
Chumbo	80	65	30	25
Manganeso	150	100	60	40
Mercurio	3	2	1	1
Níquel	40	25	15	10
Prata	10	7	4	3
Zinc	300	200	130	80

Concentracións en mg/m<sup>3</sup> ou ppb (partes por billón).

### 2.3. AUGAS RESIDUAIS URBANAS DE A CORUÑA

A planta de pretratamento de augas residuais de A Coruña, está situada na costa de A Coruña, preto da aldea de Bens. A esta estación chegan as augas procedentes da cidade e as dos concellos da bisbarra, abrangendo unha poboación duns 370000 habitantes. Ademais de efluentes puramente domésticos chéganlle efluentes industriais procedentes de varios polígonos, incluídos Sabón, A Grela-Bens e Pocomaco, de tal forma que o vertido global atinxe perto de 700000 habitantes equivalentes.



<b>Táboa 2.5. Concentracións de microorganismos patóxenos nas augas residuais urbanas (Henze et al., 2000)</b>	
	número de microorganismos por 100 ml (rango alto-baixo)
<i>E. Coli</i>	$5 \cdot 10^8 - 10^6$
Coliformes	$10^{13} - 10^{11}$
<i>Cl. perfringes</i>	$5 \cdot 10^4 - 10^3$
Estreptococo fecal	$10^8 - 10^6$
<i>Salmonella</i>	300 - 50
<i>Campylobacter</i>	$10^5 - 5 \cdot 10^3$
<i>Listeria</i>	$10^4 - 5 \cdot 10^2$
<i>Staphylococcus aureus</i>	$10^5 - 5 \cdot 10^3$
<i>Giardia</i>	$10^3 - 10^2$
Enterovirus	$10^4 - 10^3$
Rotavirus	100 - 20

### Características xerais e carga orgánica

Na táboa 2.6 preséntanse as características físico-químicas do vertido procedente da bisbarra de A Coruña. Na táboa 2.7 preséntanse as características das augas residuais urbanas da cidade de A Coruña e dalgúns núcleos rurais, xunto coas características dos vertidos dalgúns polígonos industriais. Os parámetros foron analizados tanto no inverno (época húmida), como no verán (época máis seca).

<b>Táboa 2.6. Composición da auga residual urbana da bisbarra de A Coruña (vertido global de Bens) (Ligero, 2001a)</b>			
Parámetro	Valor medio*	Máximo	Mínimo
pH	$7.3 \pm 0.1$	7.8	6.9
Temperatura (°C)	$16.5 \pm 1,4$	8.8	22.8
DQO	$696 \pm 103$	1280	191
DBO <sub>5</sub>	$311 \pm 58$	640	80
SST	$359 \pm 56$	794	130
SSV	$275 \pm 50$	692	104
Sulfatos (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	$235 \pm 57$	690	56
Ortofosfatos (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P)	$3.4 \pm 0,6$	5.4	0.6
Amoníaco (NH <sub>3</sub> -N)	$24.8 \pm 3,1$	40.6	12.2
Graxas	$101 \pm 27$	300	33
Nitróxeno total (NTK-N)	$32 \pm 5$	51	9
Conductividade (mS/cm)	$4.7 \pm 1.2$	0.6	13.8
Cloruro (Cl <sup>-</sup> )	$1527 \pm 494$	5848	120
Alcalinidade total (CaCO <sub>3</sub> )	$48 \pm 3$	58	36
Toxicidade, EC <sub>50</sub> (% vol)	$87 \pm 25$	297	29

\* Xunto co valor medio preséntanse os intervalos de confianza do 95%. N° de mostras = 24 (mostras quincenais durante un ano, compostas cada unha de 24 mostras horarias puntuais). Concentracións en mg/l, agás temperatura, conductividade, toxicidade e pH. A toxicidade mediuse mediante o método Lumistox.

En termos xerais, as augas residuais domésticas da bisbarra de A Coruña pódense enmarcar dentro do grupo de contaminación forte, tanto en carga orgánica como inorgánica. Tamén en relación co contido en sólidos en suspensión, estas augas poden enmarcarse dentro do grupo de contaminación media-alta, segundo a clasificación feita por Metcalf & Eddy (1996). Aínda así, o seu carácter é eminentemente de tipo urbano, como o amosan as concentracións absolutas e relativas dos diversos parámetros analizados.

É de destacar, porén, o alto contido en cloruros e sulfatos, debido á entrada de auga de mar na planta de pretratamento e nos colectores previos, o que presenta un problema nun posíbel tratamento biolóxico. Pola contra, o contido en metais pesados é relativamente reducido.

O vertido global presenta unha temperatura media de 16,5°C, atopándose un mínimo de 8,8°C, e un máximo de 22,8°C. Porén, o intervalo de confianza do 95% sitúase entre 15 e 18°C.

**Táboa 2.7. Características das principais correntes de auga que chegan a planta de pretratamento de A Coruña en Bens (Ruiz, 2004)**

Parámetro	A Coruña	Lorbé	Oleiros	Sabón 1	Sabón 2	A Grela
T (°C)	17,9±0,6	19,6±1,3	20,4±1,4	20,3±1,9	22,9±1,0	15,1±3,0
pH	8,1±0,1	7,7±0,1	7,5±0,1	10,2±0,7	8,4±1,2	7,4±0,1
DQO	741±56	707±164	412±135	576±87	1151±524	236±75
DQO <sub>s</sub>	298±28	263±89	188±73	517±82	539±273	85±26
DBO <sub>5</sub>	361±81 <sup>a</sup>	443±97 <sup>b</sup>	191±72 <sup>b</sup>	nd	nd	nd
SST	265±25	442±294	166±85	71±13	541±153	86±18
SSV	223±20	384±293	136±75	46±8	355±136	71±15
Alc. Total	209±34	nd	nd	554±121	528±304	226±105
Amoniaco (NH <sub>3</sub> -N)	35,5±7,5	76,8±20,0 <sup>b</sup>	33,5±7,7 <sup>b</sup>	0,64±0,20	0,63±0,18	11,07±2,87
Nitróxeno total (NTK-N)	50,2±14,1 <sup>a</sup>	74,2±12,8 <sup>b</sup>	34,8±8,8 <sup>b</sup>	nd	nd	nd
Ortofosfato (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P)	6,3±0,6	8,4±2,0 <sup>b</sup>	4,9±1,7 <sup>b</sup>	0,05±0,03	1,82±1,35	1,44±0,87
Sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	36,7±8,0	40,1±26,4 <sup>b</sup>	35,0±28,5 <sup>b</sup>	64,3±8,3	357,5±110,2	101,2±16,9
Nº mostras	45 ( <sup>a</sup> =11)	8 ( <sup>b</sup> =4)	8 ( <sup>b</sup> =4)	18	18	12

Unidades: mg/L, agás temperatura e pH. Alc.Total en mg CaCO<sub>3</sub>/L. Xunto co valor medio preséntanse os intervalos de confianza do 95%.

A relación SSV/SST porcentual media é do 75%, variando entre un máximo de 87% e un mínimo de 59%, o que indica que sobre o 25% dos sólidos en suspensión son de natureza inorgánica ou sólidos fixos.

O pH é un parámetro moi importante da calidade das augas, xa que o seu intervalo óptimo para a vida acuática é moi pequeno. No caso de tratamento biolóxico, as bacterias que o levan a cabo non toleran valores por riba de 9, nin por baixo de 4, situándose o pH óptimo entre 6 e 8.

As augas residuais de A Coruña, como amosa a táboa 2.6, presentan un pH medio de 7,3, neutro e dentro do rango óptimo para o tratamento biolóxico. A medida é moi constante como se pode apreciar no intervalo de confianza do 95%. En canto ao pH, a auga non presentaría ningún impedimento para ser tratada directamente nun sistema biolóxico, a pesar da existencia de pH moi alcalinos en determinados compoñentes de procedencia industrial (táboa 2.7).

A carga orgánica analízase en termos de demanda química de oxíxeno (DQO) e demanda biolóxica de oxíxeno (DBO<sub>5</sub>). Tanto a DBO<sub>5</sub> como a DQO presentan valores nun amplo rango, o que é debido tanto á diversidade de vertidos que chegan a Bens, como ás diferentes condicións do vertido ao longo do ano.

A DQO nas augas residuais de A Coruña presenta un valor medio de 696 mg/L, cun máximo de 1280, e un mínimo 191. As variacións son reducidas, como se pode ver no intervalo de confianza do 95%, que resulta no rango de 600 a 800 mg/L. Esta variabilidade ten diversas causas, aínda que a principal é unha rede de sumidoiros non separativa, polo que en época de choivas a DQO vese algo diluída.



Facendo a aproximación de que a concentración de Nitróxeno Total Kjeldahl corresponde ao 16.5% das proteínas, e supoñendo que só as proteínas proporcionan nitróxeno, podemos obter a DQO proteica. Empregando esta aproximación, obtemos que a DQO debida as proteínas contribúe arredor dun 37% á DQO total.

A materia orgánica tamén se analizou en termos de DBO, parámetro que mide a materia orgánica biodegradábel presente na auga residual. A  $DBO_5$ , por definición, é a cantidade de oxíxeno requerida para a estabilización da materia orgánica oxidábel durante 5 días de incubación a 20 °C. A DBO atopada nas augas domésticas de A Coruña foi moi variábel. De feito os valores oscilan entre un mínimo de 80 mg/L, e un máximo de 640 mg/L, tendo un valor medio de 311 mg/L e un rango de confianza do 95% de 250-370 mg/L.

Un factor importante é a relación DQO/DBO, xa que o oxíxeno requirido para a oxidación biolóxica da materia oxidábel (DBO), representa só unha proporción da DQO, e a relación entre estes parámetros define a biodegradabilidade da auga. A relación  $DQO/DBO_5$  media atopada foi de 2.2, cun máximo de 3.5 e un mínimo de 1. Estes valores están dentro do rango de 1.25 e 2.5, descrito por Metcalf & Eddy (1996) como típico para augas residuais domésticas, e indica, que son suficientemente biodegradábeis para un posíbel tratamento biolóxico, como tamén se comprobou mediante ensaios de biodegradabilidade anaerobia.

Outras relacións interesantes entre os parámetros son a DQO/N e a  $DBO_5/N$ . Estas son especialmente importantes para a modelar e deseñar os sistemas de nitrificación/desnitrificación. Os elevados valores da relación DQO/N ( $24 \pm 5$ ) e  $DBO_5/N$  ( $10 \pm 1$ ) indican que o efluente poderíase someter a un tratamento biolóxico conxunto de eliminación de materia orgánica e nutrientes.

### Contaminación de tipo inorgánico

Son moitas as substancias inorgánicas atopadas nas augas residuais que teñen importancia na determinación e control da calidade da auga. Os parámetros analizados neste traballo foron: condutividade, alcalinidade, sulfatos, o-fosfatos disolvidos, nitróxeno amoniacal e orgánico, cloruros e metais pesados.

Na análise das augas mediuse a condutividade, que é un parámetro indicativo das concentracións de sais presentes no medio. No caso estudado, a condutividade foi moi superior á atopada na bibliografía para augas residuais urbanas, debido a presenza de cloruros e sulfatos, procedentes de auga de mar que entra na planta. As concentracións de cloruros son máis de 10 veces superior aos valores considerados como típicos neste tipo de augas residuais, que se sitúan nun rango entre 20-100 mg/L (Metcalf & Eddy, 1996), mentres nas análises realizadas (táboa 2.6) aos efluentes recollidos na planta dan un valor medio de  $1527 \pm 1208$  mg/L, cun máximo de 5848 mg/L. Incluso o rango de confianza do 95% está entre 1000-2000 mg/L, indicando que a presenza dunha fracción significativa de auga de mar nesta auga residual é habitual. A partir das concentracións relativas de cloruro, podemos estimar que o vertido de Bens contén perto dun 10% en promedio de auga de mar, podendo chegar ao 30% nalgúns ocasións.

Outro dos compostos afectados polas grandes cantidades de auga do mar, son os sulfatos que están en exceso en comparación cos valores típicos atopados na bibliografía. Así téñense concentracións de  $235 \pm 139$ , mentres os valores descritos por Metcalf & Eddy (1996), como normais nas augas domésticas están no rango de

20-50 mg/L, O efluente doméstico de A Coruña, con 29-45 mgSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/l, entra neste rango, e tamén os efluentes domésticos de Oleiros e Lorbé, mentres que os efluentes dos polígonos industriais mostran concentracións superiores (táboa 2.7), contribuíndo a este incremento de sulfatos no vertido final.

Debido a que o nitróxeno e o fósforo son nutrientes necesarios para as bacterias é preciso coñecer o seu contido nas augas, tanto cualitativa como cuantitativamente, para valorar a posibilidade do seu tratamento biolóxico.

Ao respecto do Nitróxeno, neste traballo analizouse en dúas das súas formas: como nitróxeno total Kjeldahl e como nitróxeno amoniacal. O primeiro termo abrangue o Nitróxeno “total” orgánico (agás compostos tipo azida, azina, azo, hidrazona, nitrilo, oxima e semicarbazona) máis o Nitróxeno amoniacal. O Nitróxeno amoniacal é en boa parte procedente da descomposición das proteínas e da urea. Este último proceso é moi sinxelo e rápido (Metcalf & Eddy, 1996; Henze, 2000), polo que xa ten lugar en boa medida nos propios colectores de auga residual. Ollando os valores de ambos parámetros atopados nas augas, pódense clasificar as augas urbanas de A Coruña como de carga media-baixa en Nitróxeno.

A relación Nitróxeno amoniacal/Nitróxeno total Kjeldahl é alta xa que a meirande parte do nitróxeno atópase en forma amoniacal. Isto é debido a que ao nitróxeno, que nun principio áchase combinado en forma proteica e urea, pasa rapidamente á forma amoniacal pola descomposición destas sustancias.

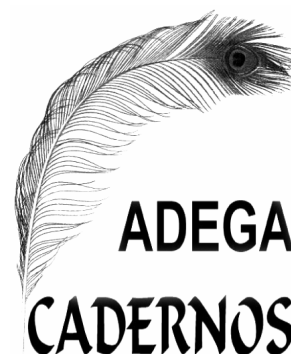
Avaliouse tamén a capacidade tampón da auga, ou alcalinidade, obténdose un promedio de 48±3 mg CaCO<sub>3</sub>/L. A capacidade tampón é reducida, estando por baixo dos límites descritos como típicos por Metcalf & Eddy (1996) para este tipo de augas residuais (50-200 mgCaCO<sub>3</sub>/L), se ben os vertidos parciais caracterizados, ofrecen valores superiores (táboa 2.7).

### Contido en metais pesados

Outros constituíntes presentes nas augas, a niveis traza, son os metais pesados. Algúns destes elementos son indispensábeis, en certas cantidades, para o crecemento das bacterias, mentres outros son moi tóxicos no sistemas de tratamento biolóxico, e no medio ambiente en xeral. Por isto é importante coñecer tanto a súa presenza como a súa concentración.

Os metais pesados analizados nas augas domésticas foron: Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Ag, Cd, Sn e Pb. Na táboa 2.8 amósanse os contidos en metais no vertido global de Bens.

A presenza de metais pesados pode interferir na actividade bacteriana no caso de optar polo tratamento biolóxico como sistema de depuración destes efluentes, xa que se poden concentrar nos lodos, constituíndo tamén unha limitación á utilización destes. O arsénico, a prata, o ferro e o zinc aparecen en concentracións maiores que as previsíbeis para unha auga residual de concentración media-alta (táboa 2.4), mentres coinciden cos valores correspondentes a augas de concentración media o cromo, o manganeso, o cobre e o chumbo, e diluída o níquel e o cadmio. Aínda que as concentracións de metais pesados nestas augas non sexan anormalmente elevadas, o seu impacto no medio ambiente pode ser notábel, debido ao elevado caudal de auga residual e ao feito de seren sustancias acumulativas no medio. Neste sentido, compre lembrar que a Directiva Marco da Auga formula a necesidade de atinxir o vertido cero dos metais pesados máis perigosos.



**Táboa 2.8. Concentración dos principais metais na auga residual de A Coruña**

Metal	Parte solúbel (µg/L)			Total (µg/L)		
	Promedio*	Máximo	Mínimo	Promedio*	Máximo	Mínimo
Cr	4 ± 0,8	7,6	2,2	26 ± 5	45,4	13,0
Mn	71 ± 6	100	45	95 ± 0,01	142,0	31,0
Fe	328 ± 77	902	52	1761 ± 0,3	3661	604
Ni	5,0 ± 0,7	9,3	3,2	13,8 ± 0,01	24,0	6,8
Cu	16 ± 6	68	2,3	61,3 ± 0,01	124,0	37,7
Zn	62 ± 16	176	19	230 ± 0,01	346,0	105,0
As	11,3 ± 2,9	25,0	1,9	19,1 ± 0,02	51,0	3,4
Ag	1,6 ± 0,5	5,1	0,3	10,6 ± 0,01	17,1	4,8
Cd	0,3 ± 0,09	0,9	0,0	0,6 ± 0,01	1,2	0,2
Sn	1,1 ± 0,2	1,9	0,5	18,7 ± 0,01	52,8	3,6
Pb	2,5 ± 0,9	11,0	0,5	43,1 ± 0,01	71,3	13,6

\* O promedio vai seguido do intervalo de confianza do 95%.

**Táboa 2.9. Estimación do vertido de metais pesados cos efluentes residuais urbanos**

Metal	A CORUÑA (kg/ano)	FERROL (kg/ano)
Cr	1413	471
Mn	5174	1725
Fe	96404	32135
Ni	756	252
Cu	3356	1119
Zn	12582	4194
As	1046	349
Ag	580	193
Cd	33	11
Sn	1024	341
Pb	2360	787
Total anual (kg)	124726	41575

#### 2.4. AUGAS RESIDUAIS DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

Na táboa 2.10 indícanse as características das augas residuais urbanas de Santiago de Compostela. A auga residual da zona de Santiago de Compostela e bisbarra centralízanse no colector que chega á EDAR de A Silvouta. A auga residual caracterizouse por ser de carga orgánica débil ou moi débil segundo a época do ano. Isto é consecuencia da alta pluviosidade rexistrada na zona e dunha rede non separativa así como da entrada de augas subterráneas (mananciais, infiltración por terreo, etc.) á rede de sumidoiros das augas residuais.

Por outra parte, na figura 2.1 móstrase a evolución no tempo dalgúns parámetros, así como a pluviometría mensual da zona, durante catro anos e medio aproximadamente (dende Xullo de 1999 até Outubro de 2003). Os datos de pluviometría (l/m<sup>2</sup>) proceden da rede de estacións de meteoroloxía da Consellería de Medio Ambiente.

Débese ter en conta que este efluente residual urbano ten unha certa contribución de efluentes residuais industriais, debido á actividade de industrias, tales como unha papeleira, industrias alimentarias, industrias electrónicas, así como

o polígono industrial do Tambre e o Hospital Clínico, que descarga os seus efluentes residuais aos colectores da auga residual urbana.

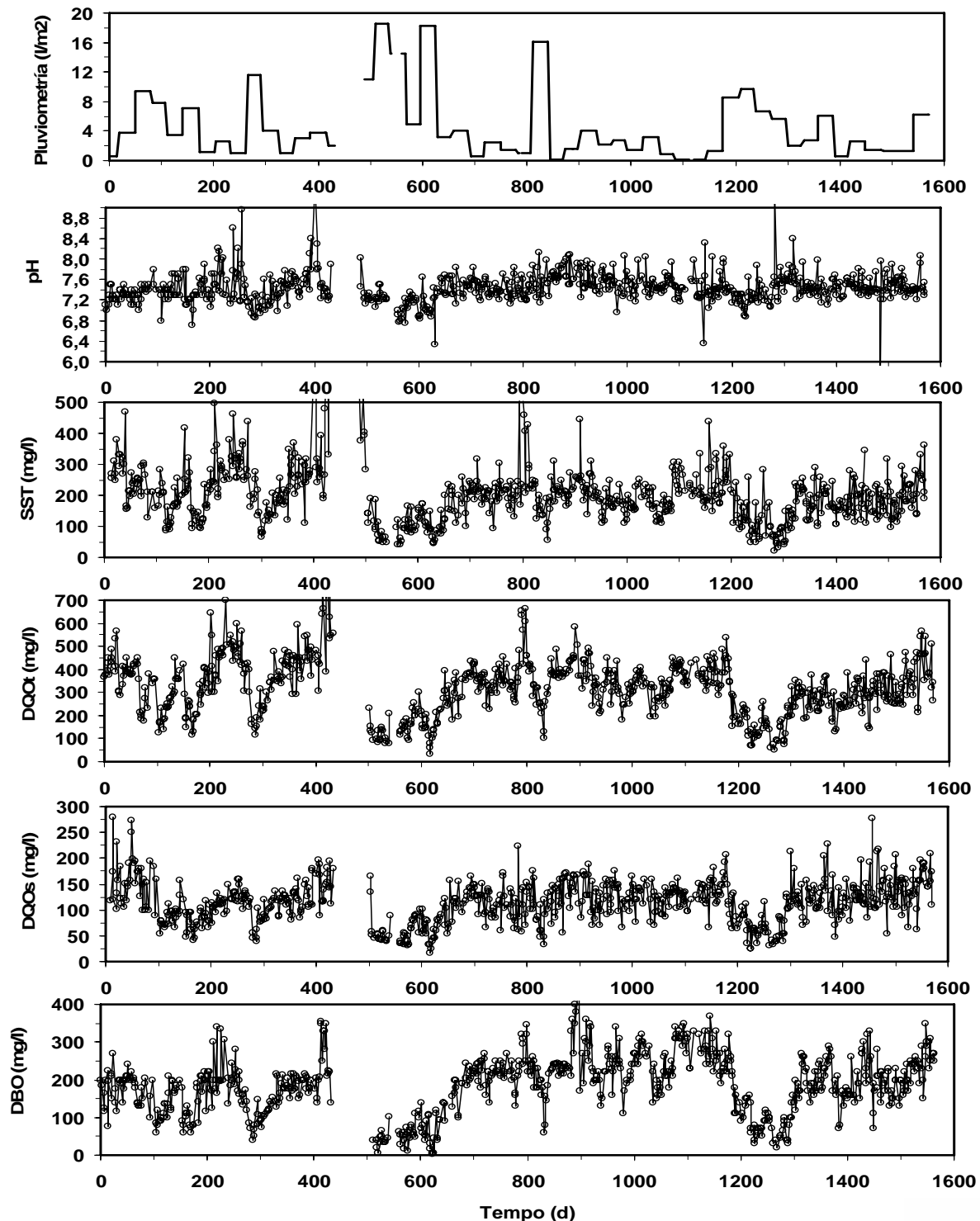


Figura 2.1. Evolución das características da auga residual urbana de Santiago de Compostela (14 de Xullo de 1999 a 30 de Outubro de 2003) (Álvarez, 2004)

Na figura 2.2 indícanse as correlacións dos parámetros de SST e DBO coa DQOt da auga residual. Obsérvase como os valores de DQOt altas (por enriba de 500 mg/l) son debidas á presenza de altas concentracións de SST pouco biodegradábeis (procedentes probablemente de vertidos esporádicos dunha

papeleira próxima), posto que a DBO mantense máis ou menos constante. Obsérvase, así mesmo, que existe sempre unha fracción de DQO non biodegradábel, que se pode estimar en aproximadamente 25-50 mgDQO/l.

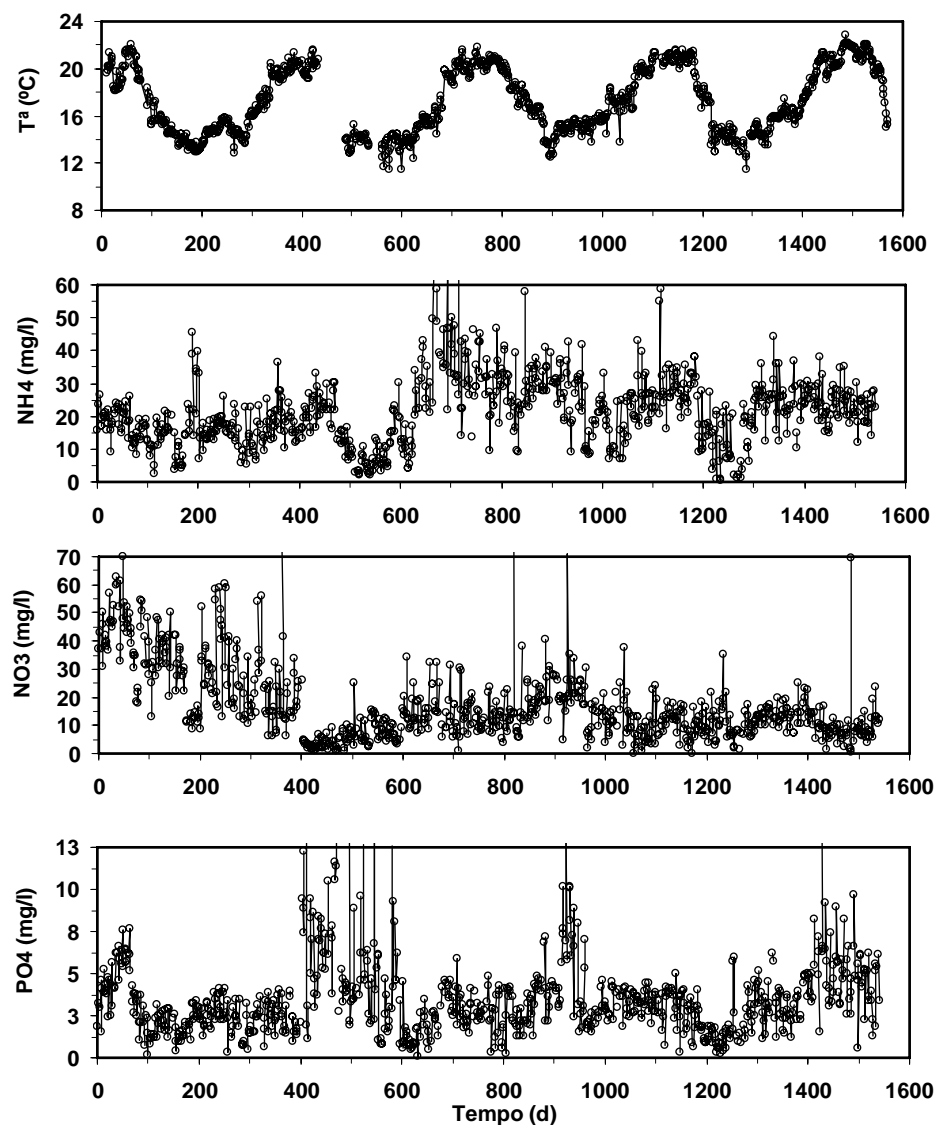


Figura 2.1 (continuación)

Táboa 2.10. Principais características da auga residual urbana de Santiago de Compostela (Álvarez, 2004)

	Promedio*	Mínimo	Máximo
T	17,3±2,8	11,5	22,9
pH	7,4±0,3	4,9	9,5
SST	200±90	19	841
SSV	167±72	19	622
DQO	323±124	34	1012
DBO <sub>5</sub>	186±78	4	470
DQOs	115±41	17	280
Ortofósforo (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> P)	4±3	0	27
Amoniaco (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N)	21±10	1	70
Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N)	17±15	0	196

\*Promedio±desviación estándar. Concentración en mg/l, excepto T (°C) e pH.

Metais pesados e contaminación microbiana

Na táboa 2.11 indícanse as concentracións de metais pesados analizados nunha mostra das augas residuais de Santiago de Compostela tomada o longo dun día por combinación de mostras horarias. Os metais pesados analizados nas augas domésticas foron: Fe, Cu, Zn, Cd, Cr, Hg, Ni e Pb. En xeral, os valores de concentración atopados foron lixeiramente máis altos que os das augas residuais de A Coruña (especialmente Pb, táboa 2.8). A elevada proporción de augas de escorrentía urbana en relación á carga doméstica en Santiago de Compostela podería explicar tanto a baixa carga orgánica como a relativamente maior concentración en metais pesados.

Por outra parte, no referido á contaminación microbiana, os valores obtidos (táboa 2.12) indican concentracións baixas destes parámetros en relación ás concentracións típicas das augas residuais urbanas (táboa 2.5).

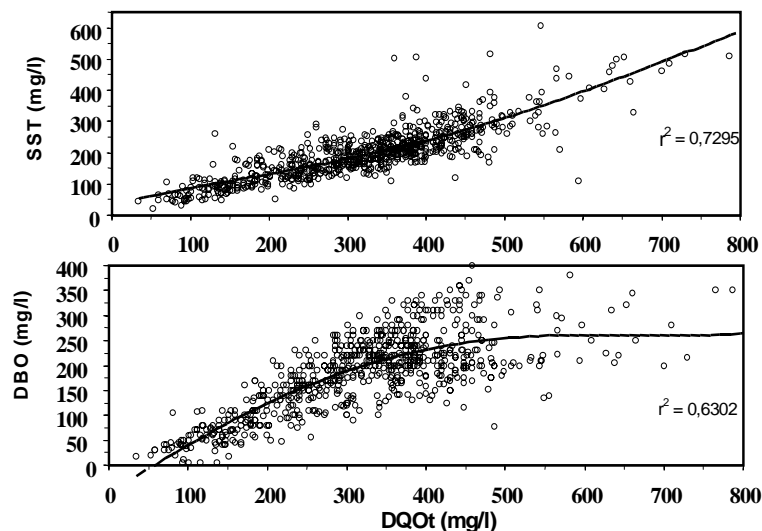


Figura 2.2. Relacións entre SST e DBO coa DQO da auga residual urbana de Santiago de Compostela analizada

**Táboa 2.11. Metais pesados nunha mostra puntual das augas residuais de Santiago de Compostela (Álvarez, 2004)**

Metal	Fe	Cu	Zn	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb
Conc. ( $\mu\text{g/l}$ )*	58.30	27.34	69.75	<2	7.29	1.66	8.57	23.22

\*Concentracións en  $\mu\text{g/l}$  ou ppb (partes por billón) na fracción solúbel

**Táboa 2.12. Patóxenos nas augas residuais de Santiago de Compostela (Álvarez, 2004)**

Concentración en unidades formadoras de colonias			
Coliformes Totais (ufc/100 ml)	Coliformes fecais (ufc/100 ml)	Estreptococos fecais (ufc/100 ml)	Clostridios Sulfito Redutores (esporas/20 ml)
$1.26 \cdot 10^7$	$2.05 \cdot 10^6$	$6.81 \cdot 10^5$	$3.90 \cdot 10^5$
$\pm 1.18 \cdot 10^7$	$\pm 1.29 \cdot 10^6$	$\pm 2.82 \cdot 10^5$	$\pm 9.35 \cdot 10^5$

Nota: Indícase o valor medio  $\pm$  desviación estándar.

## 2.5. AUGAS RESIDUAIS DE OS LIÑARES (BEARIZ)

Os Liñares é unha pequena aldea do concello de Beariz, situada perto da estrada que vai de Pontevedra ao Carballiño, a uns 20 quilómetros deste último lugar. Conta cunhas dez vivendas habitadas, incluíndo un bar-restaurante situado na beira da estrada. Para depurar os vertidos deste núcleo, o concello de Beariz construíu a depuradora que se describe no capítulo 5 deste caderno. Con motivo do seu seguimento, analisáronse as augas residuais ao longo de varios anos. Os resultados resúmense na táboa 2.13.

As características das augas residuais variaron amplamente no tempo, en



función do momento do día e da estación ou situación climatolóxica. Aliás, os promedios correspondentes aos dous períodos bianuais que se indican na táboa 2.13 víronse claramente afectados polo tipo de actividade do bar-restaurante e a súa intensidade. Unha maior actividade do restaurante provocou un incremento do caudal, reducíndose a concentración promedio en materia orgánica (DQO) do vertido global. Simultaneamente, observouse un incremento da cantidade de graxas que eran retidas no desbaste ou flotaban na parte superior dos dixestores.

**Táboa 2.13. Características do vertido residual da aldea de Os Liñares (Barros e Soto, 2002, 2004)**

	Anos 2000 e 2001		Setembro 2003-Agosto 2005	
	Mínimo – Máximo	Promedio±Desv. Estándar	Mínimo- Máximo	Promedio±Desv. Estándar
DQO (mg/l)	20-10542	1528±2200	77-4454	587±969
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	0-530	237±164	29-765	227±169
SST (mg/l)	0-4440	668±865	80-760	266±184
PH	5,8-8,8	7,0±0,8	7-10	8,1±0,6
T (°C)	5-18,3	13,0±3,5	6-22	13,0±5,0

Analísáronse mostras semanais durante os períodos indicados

## 2.6. CONCLUSIÓNS

As variábeis que determinan a composición e o caudal das ARU son os hábitos da poboación en canto a alimentación, hixiene, utilización dos recursos, etc., a recollida ou non de pluviais na rede de sumidoiros e a maior ou menor achega de efluentes industriais e do comercio.

O contido en materia orgánica dunha auga residual exprésase mediante o seu valor en Demanda Química de Oxíxeno (DQO). Segundo o valor deste parámetro, as augas residuais urbanas clasifícanse en concentradas (DQO > 750 mg/l), de concentración media (DQO < 500 mg/l), diluídas (DQO < 300 mg/l) ou moi diluídas (DQO < 200 mg/l).

Outros parámetros importantes na caracterización dunha auga residual son a Demanda Biolóxica de Oxíxeno, que determina o potencial de consumo de oxíxeno no medio natural, o contido en partículas en suspensión, a salinidade, o contido en nutrientes, o contido en metais pesados e outras substancias químicas específicas, e o potencial ou poder tóxico. Nunha situación xeral típica, estes outros parámetros variarían dunha forma proporcional á concentración en DQO. Porén, cada efluente particular vai presentar unhas características propias que deben ser analizadas en cada caso, tanto para determinar o seu impacto ambiental como para definir, deseñar e operar as instalacións de depuración.

Os efluentes residuais da área de A Coruña presentan unha concentración orgánica media-alta, mentres que os efluentes de Santiago de Compostela son diluídos ou moi diluídos. Efluentes residuais de núcleos e áreas rurais mostran características máis variábeis tanto no tempo como dun lugar a outro. O contido en nutrientes e metais pesados aparece en xeral baixo, agás casos concretos. Os vertidos de polígonos industriais mostran características de concentración moi variábeis, baixo contido en nutrientes e toxicidade media-alta.

## 3. TRATAMENTO ANAEROBIO DE AUGAS RESIDUAIS. APLICACIÓN A EFLUENTES URBANOS

Xoán A. Álvarez, Manuel Soto

### 3.1. O PROCESO DE DIXESTIÓN ANAEROBIA

O tratamento anaerobio baséase na dixestión da materia orgánica por parte de microorganismos anaerobios presentes en augas e lodos que non conteñen oxíxeno, obténdose como resultado desta degradación metano e dióxido de carbono, e trazas de sulfuro de hidróxeno, amoníaco, nitróxeno, etc. Esta situación prodúcese de forma natural nas augas semiestancadas, ou en leitos onde unha gran cantidade de materia orgánica esgota o oxíxeno existente.

O proceso de dixestión anaerobia ten lugar a través dunha serie de etapas e reaccións realizadas ou intervidas por bacterias específicas, ou por enzimas producidos polas bacterias. De acordo coa figura 3.1, estas etapas son as seguintes:

a) Primeiramente os compoñentes de alto peso molecular, tales como proteínas e polisacáridos, ou as partículas sólidas, son degradados en sustancias solúbeis de baixo peso molecular tales como aminoácidos, azúcares e ácidos graxos de cadea longa. Esta etapa coñécese como etapa hidrolítica.

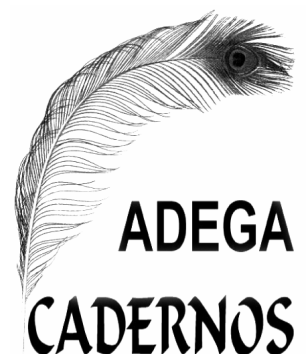
b) Posteriormente, estes compostos degradanse en ácidos graxos de cadea corta, sendo os principais o ácido butírico, ácido propiónico e sobre todo o ácido acético, denominándose os tres como ácidos graxos volátiles (AGV). Esta fase denomínase etapa acidoxénica.

c) Nunha terceira etapa, os AGV distintos do acético convértense en acético, hidróxeno e  $\text{CO}_2$ , nunha etapa denominada acetoxénica.

d) Por último, o ácido acético é convertido en metano e dióxido de carbono, na denominada etapa metanoxénica. O metano tamén se produce a partir de hidróxeno e dióxido de carbono.

Así mesmo, en función das características do medio, no proceso poden xerarse pequenas cantidades de nitróxeno, hidróxeno e sulfuro de hidróxeno. Os gases xerados reciben o nome de biogás, que polo xeral está constituído de metano ( $\text{CH}_4$ , 50-80%), dióxido de carbono (até 50%), e cantidades variábeis pero pequenas de nitróxeno, sulfuro de hidróxeno e outros gases traza. A composición do biogás depende do tipo de auga residual ou residuo, e da tecnoloxía na que se obtén.

Algúns tratamentos anaerobios poden ficar nas primeiras etapas, sen chegar á obtención de metano, como é o caso do pretratamento anaerobio hidrolítico.



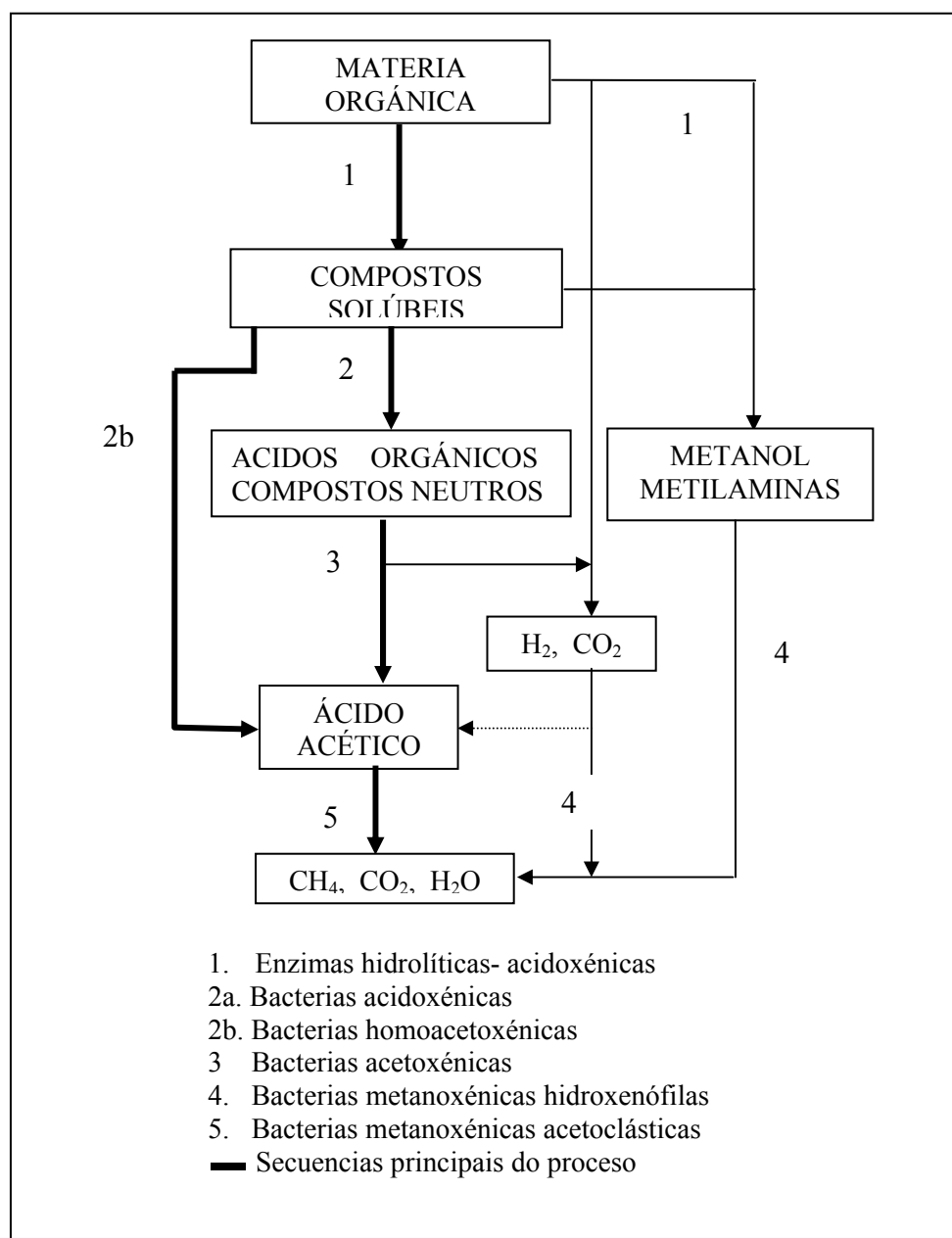


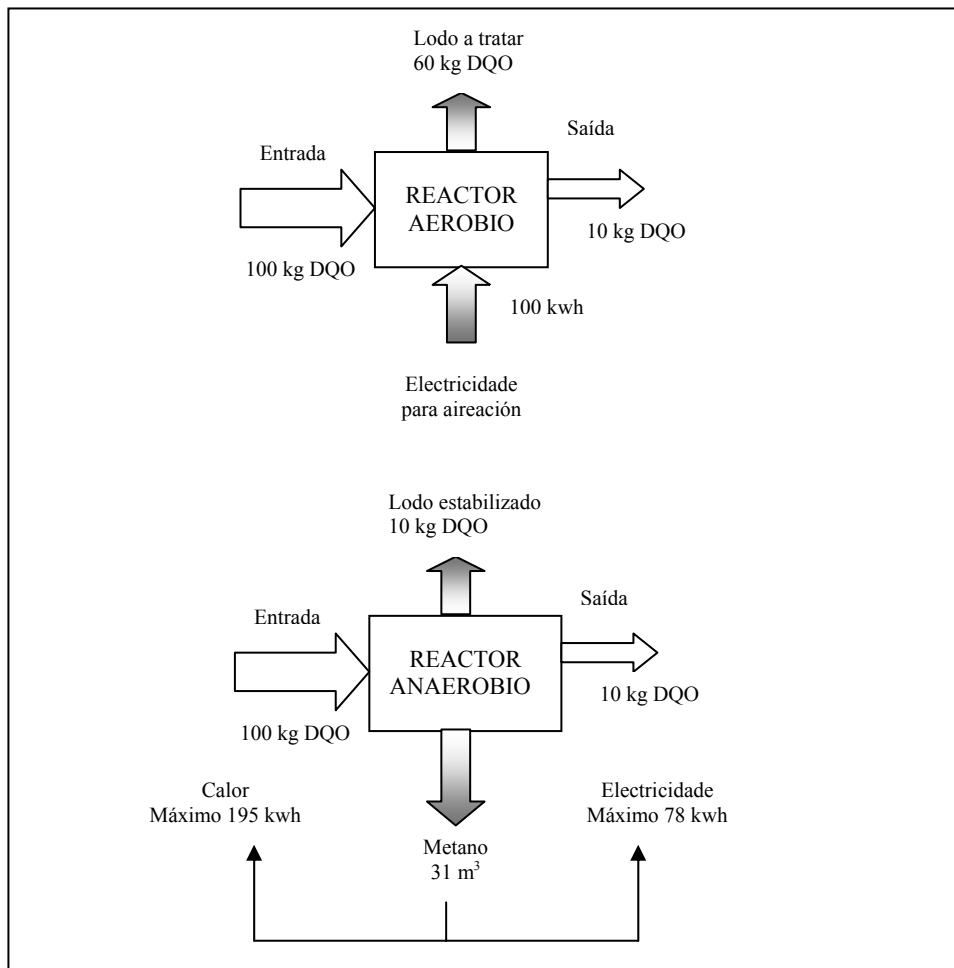
Figura 3.1. Etapas da dixestión anaerobia

### 3.2. TRATAMENTO ANAEROBIO: APLICACIÓN A AUGAS RESIDUAIS INDUSTRIAIS E URBANAS

#### Eficiencia enerxética e xeración de lodo

Os tratamentos anaerobios e aerobios constitúen as dúas grandes alternativas de depuración biolóxica de augas residuais e residuos orgánicos. O feito de non necesitar aireación e a xeración dun biogás que se pode utilizar na mesma planta con finalidades enerxéticas fan que a dixestión anaerobia resulte enerxeticamente moi favorábel, permitindo en moitos casos a autosuficiencia das plantas de tratamento. Outro aspecto moi vantaxoso é o feito de xerar lodos de depuración nunha cantidade moi inferior a que se obteñen nos procesos aerobios: a cantidade de lodo residual pódese situar entre un 5% e un 20% da carga orgánica eliminada, fronte o 50-60% do proceso aerobio. Por isto, a redución dos custos enerxéticos e dos custos derivados da xestión de lodos

converten a dixestión anaerobia na alternativa máis competitiva para o tratamento e/o pretratamento dos efluentes residuais de media e alta carga, como son moitos dos efluentes da industria. Na figura 3.2 e na táboa 3.1 obsérvanse esquematicamente estas diferencias entre o tratamento anaerobio e o aerobio.



**Figura 3.2. Cadro comparativo entre o proceso aerobio e anaerobio (suposta unha conversión do 90 %). Mediante o proceso anaerobio pódese obter enerxía. Ao mesmo tempo, a cantidade de lodos formado é 5 veces inferior, e mellor estabilizado, que no caso do proceso aerobio (Soto, 1994).**

### Menor custo económico

Un exemplo claro do aforro económico no tratamento anaerobio ven descrito en Lens et al. (2001). Cando 1 kg de DQO biodegradábel ( $DQO_b$ ) é tratada nun sistema aerobio consúmese 1 kWh por aireación, o que corresponde a un gasto de 0.1 euros. Por outra parte o proceso xera 0.5 kg de lodo seco, custando o seu procesado 0.5 euros (media en Europa). Polo tanto, o custo total é de 0.6 euros/kg  $DQO_b$ .

Por outra parte, se o kg de  $DQO_b$  se trata anaerobicamente, prodúcese 10 veces menos de lodo e 0.5 m<sup>3</sup> de biogás. Da enerxía xerada en forma de biogás, dúas terceiras partes poden ser utilizadas para manter a temperatura do reactor sobre 20°C e o resto pode ser convertido en electricidade, obténdose 1.5 kWh. Polo tanto, o proceso anaerobio ingresa 0.15 euros/kg  $DQO_b$  e gasta 0.05 euros/kg  $DQO_b$  no tratamento de lodo, dando un ingreso neto de 0.1 euros/kg  $DQO_b$ . En conclusión, o

tratamento aerobio resulta ser 0.70 euros/kgDQO<sub>b</sub> máis caro que o anaerobio, o que é unha diferenza significativa.

<b>Táboa 3.1. Aspectos comparativos dos tratamentos aerobio e anaerobio para a degradación da glicosa (C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>)</b>	
Aerobio	Anaerobio
C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub> + 6O <sub>2</sub> = 6CO <sub>2</sub> + 6H <sub>2</sub> O ΔG <sup>0</sup> = -2840 KJ/mol glicosa	C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub> = 3CO <sub>2</sub> + 3CH <sub>4</sub> ΔG <sup>0</sup> = -393 KJ/mol glicosa
- Mellor eficacia de eliminación.	- Pode necesitar postratamento.
	- Menor produción de lodos.
- Operatividade comprobada.	- Menores custos de operación.
- 50% do C é convertido en CO <sub>2</sub> , 40-50% é incorporado dentro da biomasa.	- 95% do C é convertido en biogás; 5% é transformado en biomasa.
- 60% da enerxía é almacenada na nova biomasa, 40% é perdida como calor.	- 90% da enerxía é retida como CH <sub>4</sub> , 3-5% é perdida como calor, 5-7% é almacenada na biomasa.
- Require elevada enerxía para aireación.	- Non require enerxía.
- Limitación de cargas orgánicas.	- Acepta altas cargas orgánicas.
- Require adición de nutrientes.	- Degrada compostos policlorados.
- Sensibilidade a economía de escala.	- Baixa demanda de nutrientes.
	- Demanda baixa de área superficial.
- Períodos de arranque curtos.	- Longos períodos de arranque.
- Tecnoloxía establecida.	- Tecnoloxía recentemente establecida, aínda baixo desenvolvemento para aplicacións específicas

No caso dos efluentes residuais urbanos, algúns autores indican reducións nos custos de operación ao introducir unha ou máis etapas anaerobias nos sistemas de depuración no rango do 30 ao 60 % (Wang, 1994). En xeral, podemos afirmar que as vantaxes económicas propias dos tratamentos anaerobios, derivadas da non necesidade de aireación e da menor produción de lodos, mantéñense ao aplicarlos a efluentes de carácter diluído.

Nas últimas décadas, a dixestión anaerobia converteuse no sistema biolóxico de tratamento de efluentes residuais de media e alta carga orgánica máis utilizado. Isto debeuse ás súas vantaxes económicas en relación cos tratamentos aerobios máis convencionais, e aos avances científico-técnicos que permitiron resolver as dificultades técnicas que a súa aplicación presentaba.

### **Tratamento anaerobio de ARU en dixestores UASB**

Na situación de desenvolvemento actual da aplicación anaerobia ao tratamento de augas residuais urbanas, fundamentalmente implantouse á escala industrial o dixestor de leito de lodos en fluxo ascendente (UASB, up flow anaerobic sludge bed).

O dixestor UASB permite eficacias de depuración nunha única etapa que se sitúan entre o 55 e o 70% na eliminación de DQO, 65-80 % en DBO<sub>5</sub>, e 67-81 % en SS a un TRH de 5 h (Lettinga et al, 1993). Este sistema pode tratar directamente as augas brutas, aínda que tamén se realizaron algunhas aplicacións con efluentes presedimentados.

Xa en 1997 existían 1066 dixestores anaerobios operando por todo o mundo. Destes, uns 956 (89.7 %) aplícanse o tratamento de efluentes industriais, 78 (7.3 %) para tratar ARU e só 32 (3.0 %) do total son sistemas de tratamento anaerobio

de residuos sólidos orgánicos (excluíndo a gran cantidade de plantas de biogás para o tratamento de esterco e xurros que foron instaladas por todo o mundo, que pode superar os dez mil). Nese momento, o número de plantas de tratamento anaerobio de ARU encontrábase nun moderado pero significativo crecemento en países como Brasil, Colombia, México, India e China. En países industrializados, as augas residuais urbanas non son tratadas por dixestión anaerobia, debido a factores climáticos e a unha maior capacidade de pago para acceder ao tratamento aerobio.

### 3.3. INFLUENCIA DALGÚNS PARÁMETROS NO PROCESO ANAEROBIO METANOXÉNICO

#### Influencia da temperatura e do contido en SS

Na dixestión anaerobia distínguense tres rangos de operación en relación a temperatura. Temos o rango psicrófilo (5-20°C), rango mesófilo (20-40°C) e rango termófilo (45-70°C). Os dixestores que tratan augas residuais de media ou alta carga pódense operar eficazmente en mesófilo ou termófilo. Porén, no caso de efluentes moi diluídos como as ARU, non é viábel aquecer a auga, por razóns enerxéticas, polo que o tratamento farase a temperatura ambiente. En países de clima cálido, a temperatura das ARU situase no rango de 20-30°C, pero no noso contorno atopamos que varía no rango de 10-22°C

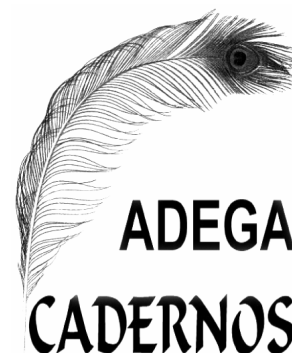
As condicións de baixa temperatura no rango psicrófilo causan velocidades de crecemento moi baixas. Debido ao alto tempo de dobramento dos microorganismos psicrófilos de aproximadamente 35 días, o cal é 3.5 e 9 veces máis alto que no caso dos microorganismos mesófilos e termófilos, respectivamente, as velocidades de conversión nos reactores son moito máis lentas á baixa temperatura. As baixas temperaturas poden ter tamén un impacto directo nos procesos físico-químicos que acontecen no reactor. Por exemplo, a solubilidade dos compoñentes gasosos presentes no biogás aumenta co descenso da temperatura.

Posto que a etapa hidrolítica é moi lenta a baixas temperaturas, incluso a longos tempos de retención de biomasa (tempo de retención de sólidos, TRS), débense aplicar baixas velocidades de carga para garantir unhas boas condicións metanoxénicas. Isto implica que o reactor debe operar a longos tempos de retención hidráulica (TRH), é dicir, alimentando baixos caudais de auga residual.

Debido a baixa hidrólise dos SS, o tratamento anaerobio metanoxénico de ARU a baixas temperaturas non está sendo recoñecido como alternativa fiable polos enxeñeiros sanitarios. Isto explica porque a maior parte das aplicacións do tratamento anaerobio a gran escala fixéronse a temperaturas superiores a 20°C, e tiveron lugar maiormente en países de clima cálido.

Polo tanto, necesítase maior investigación neste tema para afianzar o tratamento anaerobio na depuración de efluentes urbanos. Este é o obxectivo dunha liña de investigación do Grupo de Enxeñaría Química Ambiental (Departamento de Química Física e Enxeñaría Química I) da Universidade de A Coruña. Algúns dos seus resultados preséntanse neste caderno.

A dificultade máis importante do tratamento anaerobio de augas residuais urbanas é a alta concentración de SS en relación coa concentración orgánica total. En xeral, nas ARU os SST oscilan entre 0.2-0.5 g/l, de tal forma que a relación DQO<sub>s</sub>/SST é normalmente de 1, e a porcentaxe de DQO non solúbel sitúase entre o 50 e o 70%. En condicións de baixa temperatura, os SS son hidrolizados moi



lentamente. Por este motivo os SS tenden a acumularse no reactor, diminuindo o volume dispoñíbel do reactor para a biomasa (lodo) activa e, consecuentemente, redúcense as eficacias de eliminación da materia orgánica.

Porén, estes problemas só aparecen cando se intensifica en exceso o tratamento. E dicir, aplicando baixos caudais (elevados TRH) obtéñense elevados tempos de retención de sólidos (de até 100 días ou máis) e a velocidade do proceso será suficiente para degradar os sólidos en suspensión.

### Influencia do tempo de retención hidráulica (TRH)

No tratamento anaerobio de augas residuais urbanas nun reactor UASB a escala de laboratorio (Ruiz, 2004), observouse que cando os valores do TRH son superiores a 24 h, a eficacia de eliminación permanece practicamente constante con valores por riba do 85% tanto para a DQO como para os SS. A eficacia do reactor decrece progresivamente cando baixan os valores do TRH, sendo do 53% para a eliminación de DQO e do 63% para a eliminación de SS operando a TRH máis baixo (5 h). Na figura 3.3 represéntanse as porcentaxes de eliminación en función do TRH, segundo esta investigación.

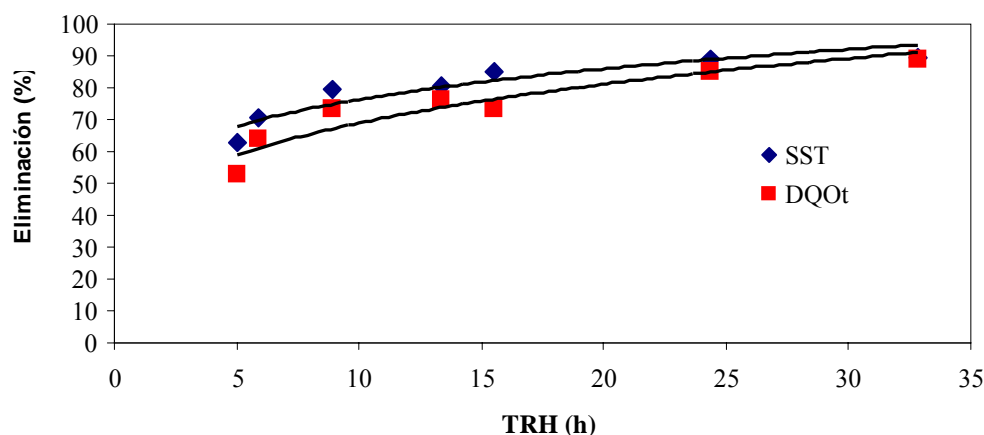


Figura 3.3. Parámetros de eficacia en función do TRH na operación dun dixestor UASB a escala de laboratorio tratando ARU a 20°C (Ruiz, 2004)

### Influencia da concentración da ARU

A concentración dunha auga residual ven dada principalmente polo valor da DQO, como parámetro indicador da concentración en materia orgánica oxidábel. A DBO e os SST tamén se poden empregar como parámetros indicadores da concentración.

En xeral, o tratamento anaerobio procede mellor con efluentes máis concentrados, e presenta con claridade un límite inferior na súa aplicación. Ese límite pódese situar arredor dos 150 mg DQO/l, mais a eficacia de depuración (medida como porcentaxe da DQO eliminada) decae apreciablemente por debaixo dos 250 mg DQO/l.

### 3.4. COMPARACIÓN DE CUSTOS PARA DIFERENTES ALTERNATIVAS

Na táboa 3.2 móstrase unha comparación dos custos de investimento de catro alternativas de tratamento. A planta convencional de lodos activos é un 35% máis cara que as demais alternativas. Isto é debido ao gran volume necesario para o

tratamento aerobio de toda a carga orgánica, posto que o tratamento anaerobio ofrece unha eliminación inicial do 70% da carga orgánica aproximadamente. Os outros procesos teñen máis ou menos o mesmo custo de inversión, presentando unha lixeira vantaxe a combinación UASB/filtro percolador. Os custos para a combinación do UASB/humidais (sistemas vexetais baseados no terreo) dependen moito das condicións da zona (custo do terreo).

**Táboa 3.2. Comparación de custos de investimento de catro alternativas para o tratamento dun efluente dunha poboación equivalente a 20000 h.e. (Hoffmann et al, 2002)**

	LA	UASB + LA	UASB + FP	UASB + H
Construción civil	383.085,91	257.855,02	331.783,75	370.968,24
Equipamento adicional	101.653,47	107.572,52	94.504,91	152.401,39
Equipamento técnico	318.679,20	222.160,12	158.578,25	89.013,03
Aspectos xerais	35.428,72	33.314,09	33.732,62	32.450,97
Custos totais	838.846,87	620.901,31	618.599,53	644.833,20
Custo por h.e. (\$ USA)	41,94	31,05	30,93	32,24

LA: Lodos activos. FP: Filtro percolador. H: Humidais

Unha vantaxe que non se indicou nos custos é a simplicidade na construción e na operación das alternativas de UASB e filtro percolador ou sistemas de humidais. Esta é unha vantaxe que é importante para o correcto funcionamento dos sistemas de tratamento.

Os custos operacionais indícanse na táboa 3.3, xunto con algúns parámetros operacionais básicos que os determinan. Baixo circunstancias de Brasil (lugar do estudo), o proceso de custos operacionais máis baixo é o sistema UASB/humidais, xa que os seus custos de funcionamento equivalen a tan só o 15% do custo de operación dunha planta de lodos activos. Isto é debido aos baixos consumos enerxéticos e os baixos custos por equipamento técnico. A produción de lodo é tamén baixa, posto que o proceso só produce lodo no UASB.

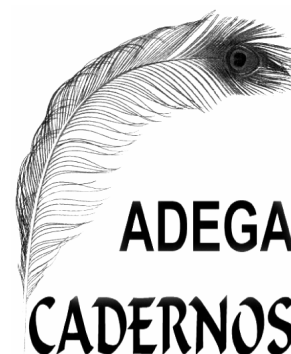
**Táboa 3.3. Datos básicos e custos operacionais de catro alternativas para o tratamento dun efluente dunha poboación equivalente a 20000 h.e. (Hoffmann et al, 2002)**

	Planta de lodos activos	UASB + lodos activos	UASB + filtro percolador	UASB + humidais
Consumo enerxético (kWh/h.e.ano)	36	16	3	1
Produción de lodo (kg/h.e.ano)*	13,1	8,1	8,1	5,9
Operarios	2,5	3,5	2,5	2,3
Custos operacionais (USAS\$)	66.592	38.463	38.463	10.784
USAS\$/h.e.ano	3,3	1,9	0,9	0,5

\* inclúe un 30% de redución da masa total por dixestión do lodo

### 3.5. CONFIGURACIÓNS TECNOLÓXICAS BASEADAS NA DIXESTIÓN ANAEROBIA

Unha opción no tratamento anaerobio é a separación de fases, na cal a auga residual pasa por unha etapa hidrolítica-acidoxénica antes da dixestión anaerobia metanoxénica. Desta forma, un pretratamento hidrolítico por dixestión anaerobia pode ser utilizado como primeira etapa en combinación cunha segunda etapa anaerobia, na que tería cabida non só o dixestor de leite de lodos (UASB) senón tamén o filtro anaerobio (FA) ou o máis recente dixestor de leite granular (EGSB),



actuando todos eles como etapa metanoxénica. O sistema de dobre etapa permite a optimización de cada proceso individual que se leva a cabo na dixestión anaerobia.

Por outra banda, a etapa hidrolítica pódese considerar como un pretratamento xenérico da auga residual, posto que o efluente hidrolizado pode ser sometido a un tratamento aerobio, tal como lodos activos, lagoas ou sistemas de humidais, en vez da etapa metanoxénica. A consideración da hidrólise dunha auga residual como un pretratamento, e a necesidade de completar a depuración dun efluente tratado por dixestión anaerobia, levaron ao desenrolo de diferentes configuracións baseados na introdución de polo menos unha etapa anaerobia no proceso global de depuración.

Outra destas configuracións é a dun sistema de dobre etapa constituído por un reactor UASB e un dixestor de lodos, no que a función deste último é de estabilizar os lodos xerados nun sistema UASB de alta carga durante os períodos de baixa temperatura da auga residual, e mellorar a operación do propio UASB.

Algunhas das configuracións posíbeis son as seguintes:

- Tratamento anaerobio completo nun sistema de etapa simple. O sistema mais empregado é o UASB (up flow anaerobic bed) aínda que tamén se emprega o filtro anaerobio. A fosa séptica tradicional entraría nesta categoría, se ben ofrece resultados inferiores, tanto en capacidade como en eficiencia.
- Pretratamento anaerobio hidrolítico, en dixestores anaerobios de fluxo ascendente (HUSB)
- Dobre etapa HUSB-UASB ou HUSB-EGSB. O postratamento anaerobio metanoxénico dun efluente prehidrolizado (HUSB) realízase nun sistema UASB ou alternativamente nun EGSB (leito expandido). O primeiro dixestor (HUSB) realiza o pretratamento consistente na retención e solubilización dos SSV e xeración de ácidos graxos volátiles (AGV), e no segundo dixestor (UASB) ten lugar a conversión dos AGV en metano.
- Dobre etapa UASB-Dixestor de lodos. Neste caso, o lodo procedente do dixestor UASB sométese a un proceso adicional de degradación anaerobia que pode ter lugar en condicións máis axeitadas para o proceso, como por exemplo, de temperatura. O lodo pode devolverse ao sistema UASB para aumentar a súa actividade.
- Pretratamento anaerobio-postratamento aerobio: UASB-LA/FB; HUSB-LA/FB. En moitas plantas aerobias xa construídas é posíbel introducir etapas de (pre)tratamento anaerobio para optimizar o proceso global, mantendo como etapas finais o tratamento de tipo aerobio.
- Pretratamento anaerobio-postratamento en zonas húmidas, nas dúas configuracións de UASB-Humidal e HUSB-Humidal.

Nos capítulos que seguen deste caderno preséntanse os resultados dunha investigación con algunhas destas tecnoloxías.

### **Pretratamento hidrolítico**

Algunhas vantaxes do pretratamento hidrolítico de ARU poden ser as seguintes (Ligero, 2001b, 2001c):

- Serve para eliminar unha alta porcentaxe de SS, substituíndo ao decantador primario cun TRH similar, ou só lixeiramente superior.

- Estabilízase o lodo, total ou parcialmente.
- Aumenta a biodegradabilidade da DQO remanente, o cal favorece a posterior eliminación biolóxica dos nutrientes (N, P).

Diferentes variábeis, tales como as características da auga residual, tipo de dixestor, velocidade ascensional ( $v$ ), mecanismo de mestura, o TRH e o TRS inflúen neste proceso (Ligero, 2001; Álvarez et al, 2003). A capacidade dun dixestor HUSB é moi elevada, de forma que unha planta de 25 m<sup>3</sup> ten capacidade para tratar o efluente dunha poboación duns 500 habitantes.

### **Combinación dos tratamentos anaerobios e aerobio**

Como exemplos desta combinación pódese citar a Von Sperling et al, 2001. Neste caso operouse un UASB seguido dun sistema de lodos activos, tratando ARU procedentes dunha cidade de Brasil (clima cálido). A planta mostrou unha boa eliminación de DQO, con eficacias de 69-84% no UASB e de 43-56% no sistema de lodos activos, dando lugar a unha eliminación global de 85-93%. Tendo en conta o excelente funcionamento do sistema, pódese considerar como unha mellor alternativa para países de clima cálido que o sistema convencional de lodos activos, especialmente considerando o baixo TRH total aplicado (4 h para o UASB, 2.8 h para o reactor aerobio e 1.1 h para o decantador final). Os aforros do consumo de enerxía, a ausencia de lodo primario e a posibilidade de espesar e dixerir o exceso de lodo aerobio no mesmo reactor UASB son algunhas das vantaxes destacábeis do novo sistema.

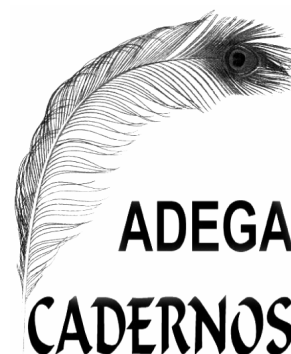
Outro estudo sobre esta configuración (pretratamento anaerobio + tratamento aerobio) foi realizada por Gonçalves (1999). Neste estudo investigouse a configuración dun UASB seguido dun biofiltro aireado somerxido. Esta investigación levouse tamén en clima cálido (Brasil). Os TRH aplicados no sistema fóronse reducindo desde 16 + 1.4 h até 4 + 0.3 h, para o UASB e o biofiltro respectivamente. Obtivéronse unhas eliminacións globais moi satisfactorias, sendo de 93%, 87% e 94% para SS, DQO e DBO respectivamente. Igual que no caso anterior, este sistema constitúe unha excelente solución para o tratamento de ARU en rexións de clima cálido, con respecto ao sistema convencional de lodos activos, debido aos enormes aforros enerxéticos e a baixa produción de lodo en exceso, posto que aproximadamente o 70% da materia orgánica do ARU elimínase anaerobicamente.

### **Substitución de lagoas anaerobias en sistemas de lagoaxe**

Outra aplicación posíbel do pretratamento anaerobio hidrolítico (HUSB) é o de substituír unha lagoa anaerobia nun sistema de lagoaxe. A tecnoloxía da lagoa úsase sobre todo en pequenas comunidades rurais; sen embargo as lagoas aerobias e as facultativas son usadas a miúdo en comunidades de tamaño medio, soas ou en combinación con outros sistemas de tratamento de augas residuais.

Como principais vantaxes da lagoa anaerobia cabe citar o baixo custo de investimento e de mantemento, e que a retirada de lodo faise unicamente a intervalos de 10-20 anos. Como desvantaxes temos:

- Requírese grandes áreas de terreo.
- Xéranse altas concentracións de algas, as cales deterioran a calidade do efluente.



- As lagoas poden causar un impacto negativo nas augas subterráneas, e non se constrúen correctamente.
- Debido ao potencial de produción de olores ( $H_2S$ ) as lagoas anaerobias deben estar cubertas ou situadas lonxe de áreas poboadas.
- A evaporación da auga causa un aumento da salinidade nela.

Por estes motivos consideramos que o pretratamento hidrolítico anaerobio en dixestores de fluxo ascendente (HUSB) pode ser unha boa alternativa a este tipo de tecnoloxía empregada cada vez menos.

### 3.6. CONCLUSIÓNS

O tratamento anaerobio baséase na dixestión da materia orgánica por parte de microorganismos anaerobios presentes en augas e lodos que non conteñen oxíxeno, obténdose como resultado desta degradación un biogás constituído por metano e dióxido de carbono, xunto con algúns outros gases en concentracións baixas. Desde o punto de vista da depuración na liña de augas, a dixestión anaerobia permite eliminar entre o 70 e o 90% das partículas en suspensión, e entre o 50 e o 80% da materia orgánica medida como DQO ou  $DBO_5$ . Nalgúns casos, por tanto, o efluente pode requirir un postratamento adicional.

O proceso de dixestión anaerobia caracterízase por unha elevada eficiencia enerxética e unha baixa produción de lodos de depuración, propiedades que se derivan directamente da microbioloxía e a cinética do proceso. Comparativamente cos procesos de depuración por aireación, tales como o de lodos activos, o proceso anaerobio resulta máis simple en canto a instalacións, non require bombeo de aire polo que mesmo pode funcionar sen abastecemento eléctrico ou calquera outra fonte de enerxía, e xera unha cantidade de lodos de depuración que pode ir desde a metade da cantidade xerada no proceso aerobio até producións nulas.

Dentro das diferentes tecnoloxías de tratamento anaerobio de augas residuais, foron os dixestores de fluxo ascendente sobre manto de lodos UASB (upflow anaerobic sludge bed) os que acadaron unha aplicación importante á depuración de augas residuais urbanas. Estas aplicacións localízanse maiormente en países de clima cálido, mentres que a aplicación en áreas con estacións frías atópase aínda en fase de desenvolvemento. Neste sentido, diferentes configuracións de simple ou dobre etapa, por unha banda, ou a consideración da dixestión anaerobia como un pretratamento da auga residual, por outra, permiten dispor dunha alternativa de grande interese desde o punto de vista da súa concorrencia económica e versatilidade para ser aplicada en diferentes esquemas e condicións de saneamento.

A aplicación dalgunhas destas configuracións do proceso anaerobio ao tratamento de efluentes residuais de Santiago de Compostela (onde as temperaturas da auga en inverno sitúanse entre os 12 e os 14 °C) descríbese no capítulo 4 deste caderno.

## 4. TRATAMENTO ANAEROBIO DE AUGAS RESIDUAIS URBANAS EN PLANTA PILOTO

Xoán A. Álvarez, Isabel Ruiz, Mariano Gómez e Manuel Soto

### 4.1. INTRODUCCIÓN

Desenvolvementos recentes do proceso anaerobio no tratamento de augas residuais urbanas deben o seu éxito o concepto do reactor UASB (upflow anaerobic sludge blanket). Existen numerosos exemplos da aplicación con éxito de dixestores UASB a gran escala tratando augas residuais en países tropicais, onde a temperatura da auga residual está por enriba de 20°C, como en Brasil (Florencio et al., 2001), Colombia (Schellinkhout e Collazos, 1992) ou India (Kalker et al., 1999). Polo tanto, a dixestión anaerobia pode ser considerada como unha alternativa tecnolóxica consolidada nestes países. Nos países de clima frío ou temperado, a temperatura da auga residual sitúase no rango de 10 a 20°C, e a viabilidade económica e ambiental da dixestión anaerobia require a súa aplicación a esa temperatura ambiente, prescindindo do quecemento do influente. A operación dos dixestores anaerobios a estas temperaturas psicrófilicas require máis investigación, especialmente no que respecta á operación a escala piloto ou industrial.

En condicións de baixa temperatura (menores de 20°C), os sólidos en suspensión (SS) contidos nas augas residuais urbanas son hidrolizados moi lentamente (Man et al., 1986). Por este motivo os SS tenden a acumularse no reactor, diminuindo o volume dispoñíbel para a biomasa activa (lodo) e consecuentemente redúcese a actividade metanoxénica do lodo e as eficacias de eliminación da materia orgánica.

Diversos autores (Van der Last e Lettinga, 1992; Wang, 1994; Zeeman e Lettinga, 1999 e Elmitwalli et al., 2001) indicaron que a baixas temperaturas é necesaria a eliminación de SS previa ao tratamento anaerobio en reactores con leito granular. Neste senso, diversos autores avaliaron o tratamento anaerobio de augas residuais urbanas presedimentadas, ben por un proceso físico (Seghezzo et al., 2002) ou físico-químico, mediante coagulantes químicos (Kalogo e Verstraete, 2000). Porén, estas solucións xeran grandes cantidades de lodo primario, o que contrarresta unha das vantaxes do proceso anaerobio.

A busca de solucións a estes problemas levou a considerar diferentes configuracións para o proceso anaerobio, sendo as principais alternativas as que se indican na figura 4.1. O noso grupo estudou o tratamento anaerobio de augas residuais urbanas brutas, nun dixestor UASB monoetapa (figura 4.1a), atopando que se require un TRH superior as 10 h. cando a temperatura é de 20°C ou inferior. Con augas brutas e TRH de 4-6 h., a 20°C, límitase o desenvolvemento da etapa metanoxénica por acumulación de SS no manto de lodo (Álvarez et al., 2005).





**Figura 4.1. Posíbeis configuracións para o tratamento anaerobio de augas residuais urbanas. A) UASB: dixestor anaerobio monoetapa; B) HUSB: pretratamento anaerobio hidrolítico; C) Sistema de dobre etapa UASB-Dixestor; D) Sistema de dobre etapa HUSB-UASB**

Unha solución a estes problemas podería consistir en dixerir o lodo do UASB, nun Dixestor operando en condicións óptimas (30-35°C) onde sería estabilizado, podendo ser posteriormente reciclado ao UASB para mellorar a actividade metanoxénica. Trátase por tanto, de experimentar un sistema UASB-Dixestor segundo a configuración da figura 4.1c, na cal o dixestor ten o obxectivo de mellorar a biodegradación do lodo retido no reactor UASB a baixas temperaturas.

Unha alternativa a aplicación dun dixestor único é a separación de fases, na cal as augas residuais sofren un proceso de hidrólise e acidificación antes da etapa de transformación en metano (figura 4.1d). Os sistemas en dobre etapa permiten a optimización de cada proceso individual que se leva a cabo na dixestión anaerobia. Sen embargo, a primeira etapa pode considerarse como un pretratamento xenérico da auga residual, posto que o efluente hidrolizado podería destinarse tamén a un postramento aerobio, tal como un sistema de lodos activos, sistemas de lagoaxe ou sistemas de humidais, en vez de utilizar a etapa metanoxénica. Como pretratamento teríamos, polo tanto, a configuración da figura 4.1b. Os deseños do dixestor anaerobio hidrolítico son similares aos UASB, aínda que poden presentar algunhas características específicas, como o uso ou non de equipos de mestura mecánica do contido do dixestor. Estes dixestores reciben o nome de HUSB (hydrolytic upflow sludge blanket). No capítulo 3 (apartado 3.5) indicáronse cales son a priori as vantaxes dun pretratamento hidrolítico.

Por outra parte, a temperaturas inferiores a 20°C, un sistema en dobre etapa podería conseguir un mellor desenvolvemento do proceso anaerobio, axudado pola hidrólise de SS retidos na primeira etapa e desenvolvemento de biomasa metanoxénica activa na segunda etapa. Trátase da configuración HUSB-UASB, segundo se mostra na figura 4.1d. O dixestor HUSB retén unha porcentaxe elevada de SS e aumenta a concentración de DQO solúbel e AGV no efluente. O

tratamento completárase nun dixestor UASB no que se pode obter un lodo cunha maior actividade metanoxénica. Esta configuración móstrase na figura 4.1d.

Nesta investigación empregouse un mesmo dixestor operando nun primeiro estudo en condicións metanoxénicas, e nun segundo estudo en condicións hidrolíticas, alimentando un maior caudal de auga residual neste caso. Posteriormente construíuse un segundo dixestor, moi similar ao primeiro, e utilizáronse ambos de forma combinada, ben como sistema UASB-Dixestor ou como sistema HUSB-UASB. Os principais obxectivos de este traballo foron:

1. investigar a viabilidade da operación dun dixestor UASB, realizándose a posta en marcha sen inóculo
2. estudar o efecto da carga orgánica do influente e a temperatura na eficacia do dixestor UASB, en especial a posibilidade do tratamento a temperaturas de 14-15°C típicas da auga residual nos invernos galegos
3. investigar o pretratamento hidrolítico de augas residuais urbanas nun dixestor HUSB
4. mellorar a etapa metanoxénica do reactor UASB, pola combinación do mesmo cun dixestor de lodo,
5. aumentar a eficacia global con respecto a un sistema UASB monoetapa, mediante o uso dun sistema de dobre etapa HUSB-UASB.

## 4.2. MATERIAL E MÉTODOS

### Planta piloto

O primeiro dixestor da planta piloto consistiu nun cilindro metálico de 2,5 m de diámetro e 7,1 m de altura, que foi adaptado e utilizouse tanto como dixestor UASB e HUSB (figura 4.1a e 4.1b). Os volumes total e activo foron de 34,9 e 25,5 m<sup>3</sup>, respectivamente. Na parte superior, o dixestor dispoñía dun separador gas/sólido/líquido. A auga residual dirixíase directamente ao fondo do dixestor onde era distribuída mediante catro puntos de entrada, circulando en sentido ascendente dentro do dixestor. Catro portas laterais permitiron tomar mostras do manto de lodo a distintas alturas: 0,10 m (P1), 1,25 m (P2), 2,50 m (P3) e 4,50 m (P4).

O dixestor (así como o sistema de dous dixestores descrito máis abaixo) localizouse na planta depuradora de Santiago de Compostela (EDAR A Silvouta), e foi alimentado con auga residual doméstica bruta, despois da eliminación de graxas e areas. O fluxo do influente foi determinado empregando un medidor electromagnético, e a produción de biogás (en fase gas) determinouse cun medidor electrónico. Na figura 4.2 obsérvase a configuración do dixestor anaerobio utilizado.

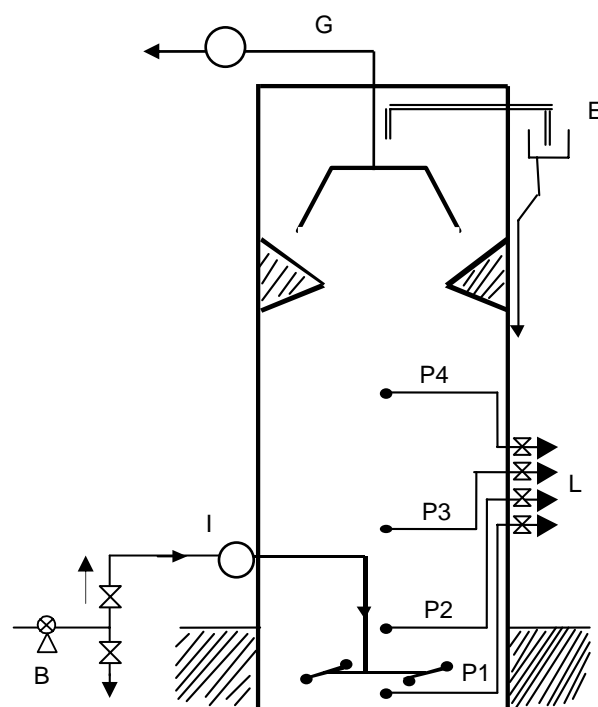


Figura 4.2. Esquema da planta piloto UASB/HUSB. I: Influyente, E: Efluente, G: Biogás, L: Lodo, B: Bomba.

O segundo dixestor consistiu nun cilindro de poliéster reforzado con fibra de vidro cun diámetro de 2,4 m e unha altura total de 6,1 m, cun volume activo de 20,3 m<sup>3</sup>. O Dixestor dispoñía de cinco portas laterais localizadas a 0,3 m (P1), 1,0 m (P2), 2,0 m (P3), 3,0 m (P4) e 4,0 m (P5). As restantes características, como o sistema de distribución do influente e o separador G/S/L, foron similares as do primeiro dixestor.

Para o sistema UASB-Dixestor, o reactor de 25,5 m<sup>3</sup> constituíu o UASB e o reactor de 20,3 m<sup>3</sup> empregouse como Dixestor, segundo o esquema da figura 4.1c. O manto de lodo foi reciclado dun reactor ao outro, bombeándoo dende a P2 ou P3 do reactor UASB (dependendo do perfil de concentración de lodo no interior do reactor) á P4 do Dixestor e despois dende a P1 do Dixestor á P1 do UASB. O TRH do Dixestor controlouse empregando un temporizador na bomba de recirculación do lodo, desta maneira esta bomba funcionou intermitentemente. Por outra parte, o manto de lodo do dixestor mantívose en suspensión mediante recirculación, e quentouse até unha Tª media de 30°C ao pasar a corrente de recirculación por un intercambiador de calor.

Para a posta en marcha do sistema UASB-Dixestor, o reactor UASB operou cun TRH entre 5 e 15 h durante tres meses aproximadamente, e o lodo en exceso orixinado empregouse como inóculo para o Dixestor. O sistema de recirculación de lodo entre ambos reactores conectouse cando a concentración de biomasa no Dixestor alcanzou os 6 gSSV/l e neste momento empezou a operar o sistema UASB-Dixestor na súa configuración definitiva.

No sistema HUSB -UASB, utilizouse para a primeira etapa o reactor de 25,5 m<sup>3</sup> e para a segunda ao de 20,3 m<sup>3</sup>. O efluente do primeiro dixestor (HUSB) pasábase como influente ao reactor UASB, segundo a configuración da figura 4.1d.

### Metodoloxía

Tomáronse mostras do influente e efluente do dixestor cada tres horas e posteriormente, estas mostras puntuais combinábanse para obter unha mostra integrada diaria; desta forma, obtivéronse mostras catro días por semana, de luns a xoves. A composición do biogás e os AGV analizáronse por cromatografía gasosa. As determinacións de SST, SSV, DQO, DQOs, DBO e pH leváronse a cabo segundo Standard Methods (APHA, 1995).

Por outra parte, periodicamente determinouse o perfil de biomasa no interior de cada reactor e a súa concentración promedio ( $X_R$ ). O tempo de residencia de sólidos (TRS) calculouse segundo a seguinte ecuación:

$$TRS = (V_R \cdot X_R) / [(Q_{vp} \cdot X_p) + (Q_{ve} \cdot X_e)]$$

Onde,  $V_R$  é o volume do dixestor (m<sup>3</sup>);  $X_R$  é a concentración media de lodo no dixestor (kgSSV/m<sup>3</sup>);  $Q_{vp}$  é o fluxo de lodo purgado (m<sup>3</sup>/d);  $X_p$  é a concentración de lodo purgado (kgSSV/m<sup>3</sup>);  $Q_{ve}$  é o caudal do efluente (que será igual ao do influente -estado estacionario-) (m<sup>3</sup>/d) e  $X_e$  é a concentración de SSV no efluente (kgSSV/m<sup>3</sup>). Esta ecuación ofrécenos o valor mínimo do TRS.

### 4.3. RESULTADOS

#### Posta en marcha dun dixestor UASB sen inóculo

Os resultados da primeira investigación móstranse na táboa 4.1 e na figura 4.3. A operación do dixestor UASB dividiuse en 4 períodos, segundo as condicións. Os períodos I e II (120 días de operación) constituíron a posta en marcha do dixestor, realizándose sen inóculo e desenvolvéndose o manto de lodo a partir dos SSV retidos no reactor. O manto de lodo desenvolveuse progresivamente durante o período de operación, aumentando a concentración de lodo de 0 a 2,8 gSSV/l no día 65 e a 11,4 gSSV/l no día 181 de operación. A operación do dixestor en estado estacionario avalíouse durante os períodos III e IV.

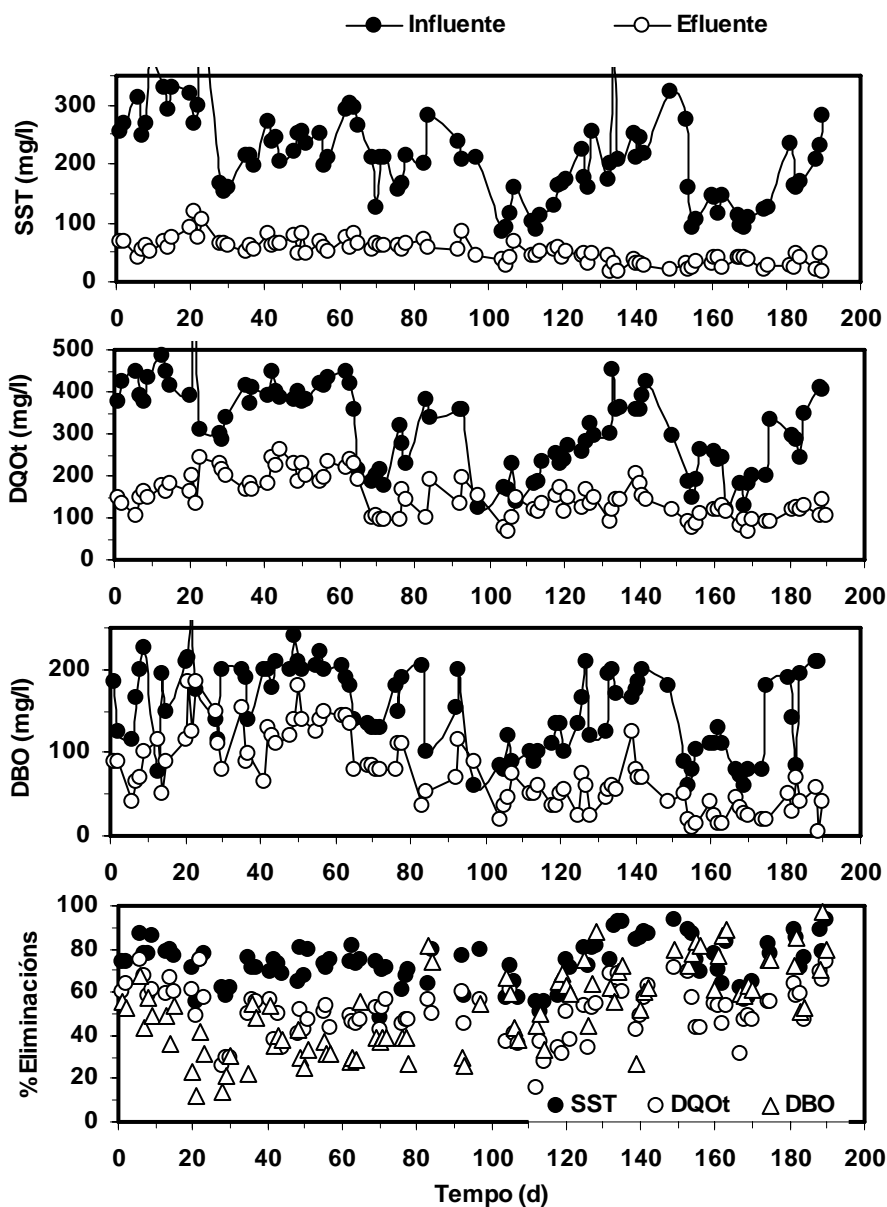


Figura 4.3. Evolución dos parámetros característicos do influente e efluente do UASB e eficacias de eliminación

**Táboa 4.1. Características do influente ao dixestor UASB e porcentaxes de eliminación obtidos**

Período	I	II	III	IV
TRH (h)	12,1	13,4	11,1	10,2
Influente (mg/l agás T e pH)				
T (°C)	20,1	17,7	14,9	13,7
PH	7,40	7,50	7,45	7,48
SST	260	180	239	151
DBO <sub>5</sub>	186	136	166	119
DQO	405	247	337	243
Eliminación				
% SST	73,4	66,4	85,3	75,6
% DBO <sub>5</sub>	38,2	47,7	63,1	72,9
% DQO	52,1	45,2	57,5	53,7

Durante as primeiras semanas, os SST do efluente variaron entre 60 e 100 mg/l, con valores esporadicamente máis altos. Despois de aproximadamente 90 días, os SST do efluente empezaron a descender e pasados 140 días, mantivéronse en valores baixos, sobre 25-40 mg/l.

Por outra parte, como se observa na figura 4.3, a concentración de DBO do efluente foi alta ao comezo e descendeu despois de aproximadamente 90 días de operación, seguindo unha mesma tendencia que os SST. Polo tanto, o dixestor UASB aumentou a capacidade do proceso de conversión biolóxica a través do tempo: a diferenza na eficacia de eliminación de DBO entre a posta en marcha e a operación en estado estacionario móstrase de forma evidente na táboa 4.1, ao pasar do 38-48% ao 63-73%. O comportamento de DQO do efluente e a eliminación de DQO durante a operación, mantiveron unha clara relación coa evolución dos SST e a DBO.

A a posta en marcha sen inóculo durou aproximado de 120 días, aínda que dende o comezo, o dixestor xa mostra certa capacidade de depuración.

Durante a operación do dixestor UASB en estado pseudo-estacionario (períodos III e IV) obtívose unha boa eliminación de materia orgánica a TRH de 10-11 h, temperatura de 13-15°C e 243-337 mgDQO/l do influente. No período III, alcanzáronse eliminacións do 85, 58 e 63% de SST, DQO e DBO, respectivamente. No período posterior (IV) a DQO e a temperatura do influente descenderon, dando lugar a un descenso na eliminación de SST e DQO, mentres que a eliminación de DBO aínda aumentou.

Dun balanço de SSV no dixestor, obtívose unha porcentaxe de hidrólise do 86% dos SSV retidos durante o período I e do 73% durante o período II-IV. Estes datos indicaron unha alta capacidade de hidrólise, tanto a temperaturas de 20° como a temperaturas inferiores de até 14°C. O TRS promedio durante os períodos II-IV estimouse en 88 días.

#### **Pretratamento hidrolítico anaerobio nun dixestor HUSB**

A figura 4.4 mostra os parámetros analizados no influente e efluente do dixestor anaerobio operado en condicións de pretratamento hidrolítico (HUSB), e a táboa 4.2 os valores medios para cada período de operación.

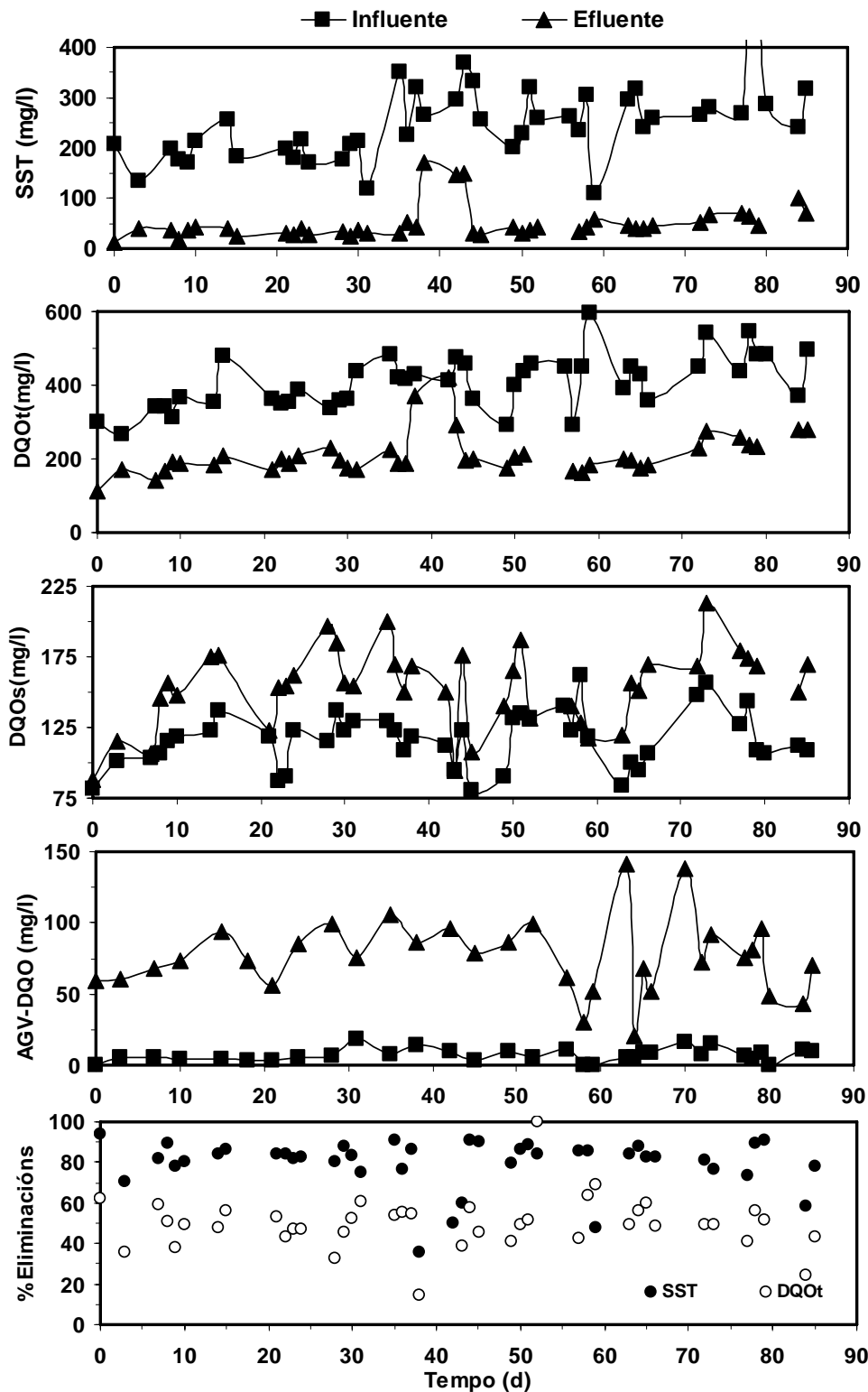


Figura 4.4. Evolución dos parámetros característicos do influente e efluente do HUSB e eficacias de eliminación

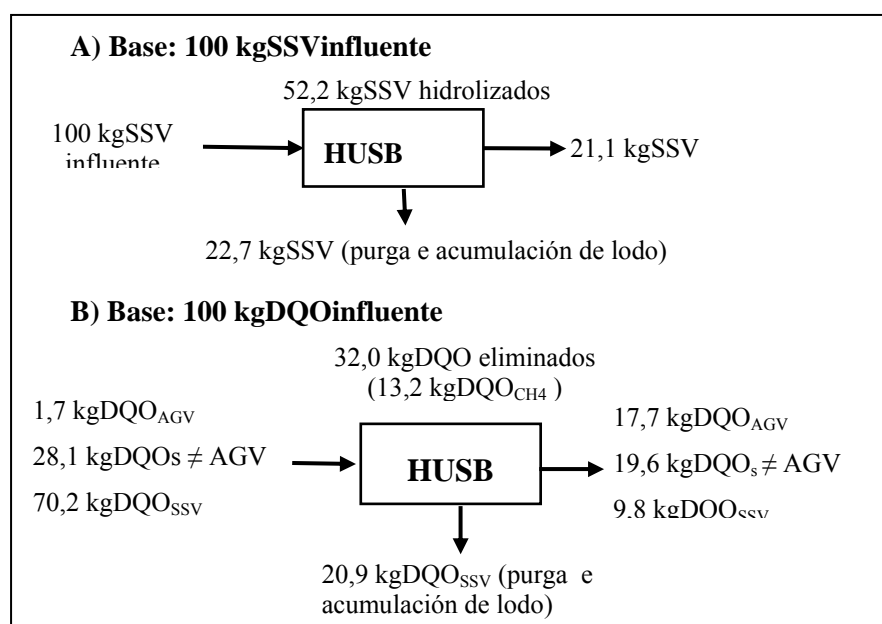
As características do influente foron máis estábeis que na experiencia anterior, e a concentración orgánica aumentou lixeiramente o longo do período de operación. As concentracións de SST no efluente foron moi baixas, permitindo unha eliminación de SST sempre superior ao 80%. A redución progresiva do TRH supuxo un lixeiro incremento da concentración de SST no efluente.

**Táboa 4.2. Características do influente do dixestor HUSB e conversión obtida**

Período	I	II	III	IV
TRH (h)	7,1	5,2	3,4	2,9
Influente (mg/l, agás T e pH)				
T(°C)	17,5	19,5	19,9	20,5
PH	7,33	7,53	7,48	7,70
SST	188	284	257	373
DBO	149	187	186	192
DQO	361	423	440	469
DQOs	115	117	121	118
DQO <sub>AGV</sub>	6	9	8	6
Eliminación				
%SST	82,4	84,9	81,7	83,6
%DQO	49,6	53,2	58,9	45,8
%DQOs	-34,8	-32,5	-28,9	-52,5
%DBO	40,3	44,7	68	52,8
Acidificación				
DQO <sub>AGV</sub> efluente/DQO <sub>influyente</sub>	0,211	0,206	0,168	0,145

A maior parte dos sólidos retidos foron hidrolizados, polo tanto contribuíron ao aumento da DQOs do efluente, mentres que outra parte dos SST foron eliminados a través da purga. O cociente DQOs/DQO aumentou do 25-32% no influente até o 71-86% no efluente. O dixestor mantivo a elevada capacidade de hidrólise incluso co TRH máis baixo aplicado (período IV).

Por outra parte, a DQOs foi convertida parcialmente en AGV. A concentración de AGV no efluente foi do 68-87 mgDQO<sub>AGV</sub>/l, dando lugar a unha acidificación do 15-21% da DQO do influente, mentres que a porcentaxe de DQO como AGV no efluente situouse no rango do 41-44% nos períodos I, II e III e reduciuse ao 27% no período IV. Isto indica que para o TRH menor descendeu a capacidade de hidrólise-acidificación do substrato solúbel e non a hidrólise do substrato en forma de sólidos en suspensión.



**Figura 4.5. Balanzas de SSV (a) e DQO (b) nos períodos II, III e IV de operación do dixestor HUSB**

No dixestor hidrolítico acadáronse concentracións de biomasa (lodo) de 6,3-7,0 gSSV/l durante os períodos II a IV, mentres que o TRS variou entre os 8,5 e os 15,6 días, nos mesmos períodos.

Para determinar o exceso de lodo producido e a porcentaxe de SSV hidrolizados, realizouse un balanço de sólidos durante o período de operación en estado estacionario (II, III e IV). Por outra parte, tamén se realizou un balanço de DQO, facendo uso dos factores de conversión de SSV en DQO obtidos para a purga. Os resultados de ambos balanços móstranse na figura 4.5. A produción de lodo en exceso resultou do 22,7% dos SSV influente, eliminándose por hidrólise un 52,2% e permanecendo no efluente un 21,1%. O balanço de DQO indica a conversión en DQOsolúbel, en AGV e en metano no dixestor HUSB.

### Operación e eficacia do sistema UASB-Dixestor de lodos

A operación deste sistema foi dividida en 5 períodos, dos que o período I foi de posta en marcha do sistema e os seguintes foron considerados como estados estacionarios. A figura 4.6 indica a evolución dos parámetros característicos do influente e do efluente, e a táboa 4.3 mostra os valores medios de cada parámetro nos diferentes períodos de operación.

A operación do dixestor UASB empezou con grandes cantidades de AGV acumuladas no efluente, até 130 mgDQO<sub>AGV</sub>/l, que rapidamente descendieron a valores de uns 40 mg/l; esta concentración mantívose durante o resto do período I. Por outra parte, a eficacia de eliminación de SST, DQO e DBO aumentou progresivamente durante este período, até alcanzar os valores máis altos sobre os días 40-50 de operación.

**Táboa 4.3. Características do influente e eficacias de eliminación do sistema UASB-Dixestor**

Período	I	II	III	IV	V
TRH <sub>UASB</sub> (d)	25,1	9,3	8,0	6,2	6,1
Influente (mg/l, excepto T e pH)					
T(°C)	14,2	15,1	15,1	15,2	15,7
pH	7,68	7,51	7,61	7,46	7,53
SST	240	155	186	164	185
DQO	412	286	358	288	327
DQOs	135	114	137	117	128
DBO <sub>5</sub>	291	186	250	213	252
DQO <sub>AGV</sub>	3	2	nd	3	2
Eficacia de eliminación (%)					
SST	56,4	70,0	79,3	62,7	79,0
DQO	32,4	46,1	53,2	36,5	51,2
DQOs	-16,1	11,7	9,6	8,0	13,3
DBO <sub>5</sub>	33,6	55,7	59,7	48,1	61,3

As eficacias en estado estacionario do sistema, a 6-8 h de TRH, 15-16°C de temperatura e 330-360 mg/l de DQO no influente (períodos III e V) foron do 79% de eliminación de SST, 51-53% de eliminación de DQO e 60-61% de eliminación de DBO. Para un influente máis diluído (períodos II e IV) a eficacia de depuración cae apreciablemente.

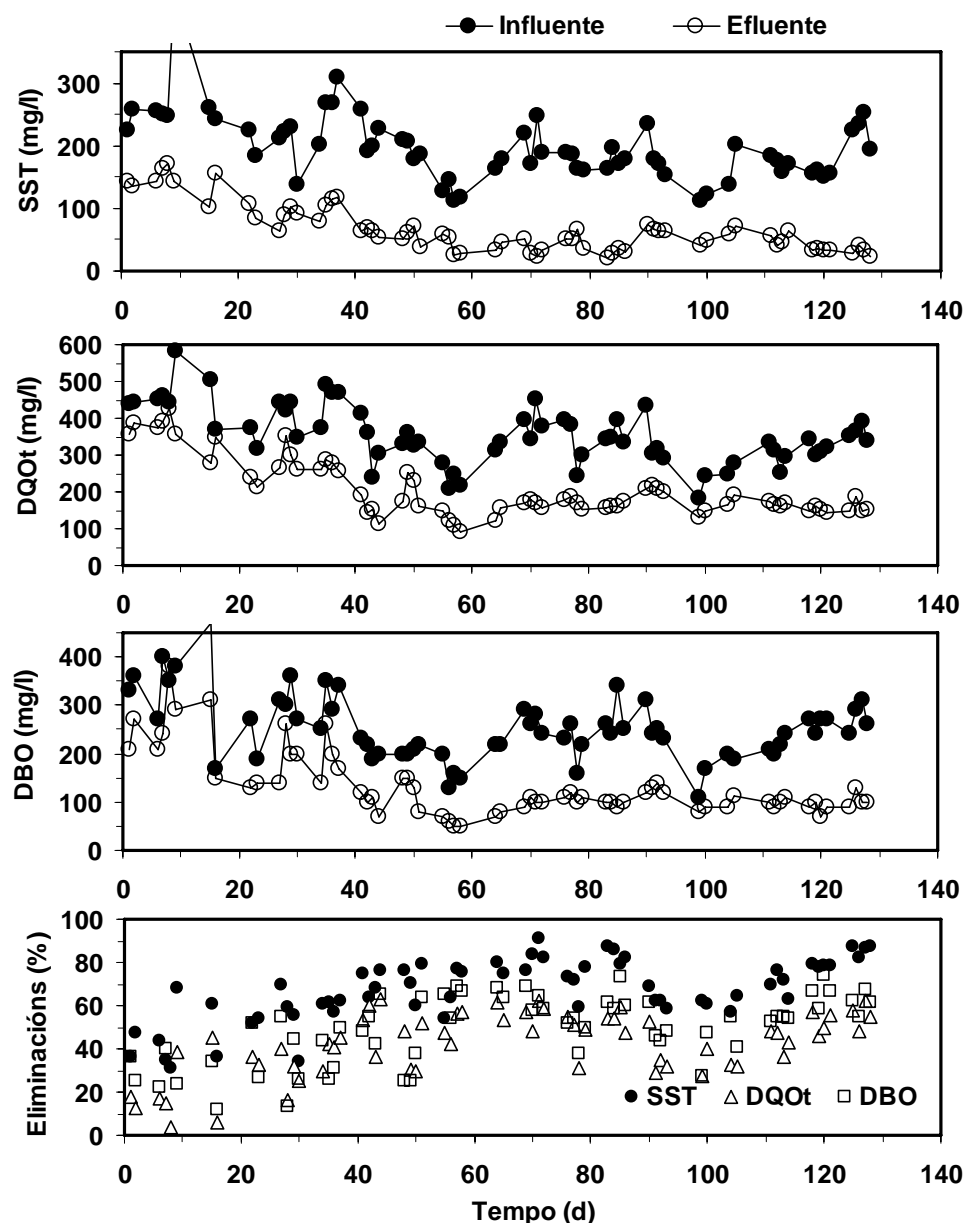


Figura 4.6. Características do influente e efluente e eficacia de depuración do sistema UASB-Dixestor

Por outra parte, o Dixestor de lodos operou a TRH de 27,1 d (períodos I, II e III) e 16,0 d (períodos IV e V); o pH na porta P3 do mesmo situouse no rango de 6.7 a 7.1. No Dixestor de lodos, a DQOs e AGV medidos foron normalmente baixos (200 e 80 mg/l de media, respectivamente), o que indica limitación do substrato. Polo tanto, ao Dixestor púdoselle aplicar maior carga orgánica, ou ben podería ser suficiente cun dixestor de menor tamaño. A velocidade de produción de metano do Dixestor foi de 400 a 2000  $\text{ICH}_4/\text{d}$ , dependendo da concentración de AGV no Dixestor. A porcentaxe de metano no biogás foi do 69%.

A concentración global de lodo do sistema UASB-Dixestor mantívose practicamente constante, nuns 7 gSSV/l, e o TRS do sistema global foi de uns 90 días. A actividade metanoxénica do lodo mediuse nos días 43 e 128 de operación. Os resultados obtidos a 20°C indican un lixeiro aumento da actividade do lodo (12-17%), mentres que este aumento foi do 44-79% a 35°C.

### Condições de operación e rendemento do sistema de dobre etapa HUSB-UASB

A evolución dos parámetros que caracterizan o influente e o efluente de cada un dos reactores do sistema móstrase na figura 4.7, mentres que a táboa 4.4 indica os valores promedio das eficacias de operación para cada período de operación. O período I considerouse de posta en marcha e os restantes períodos de estado estacionario.

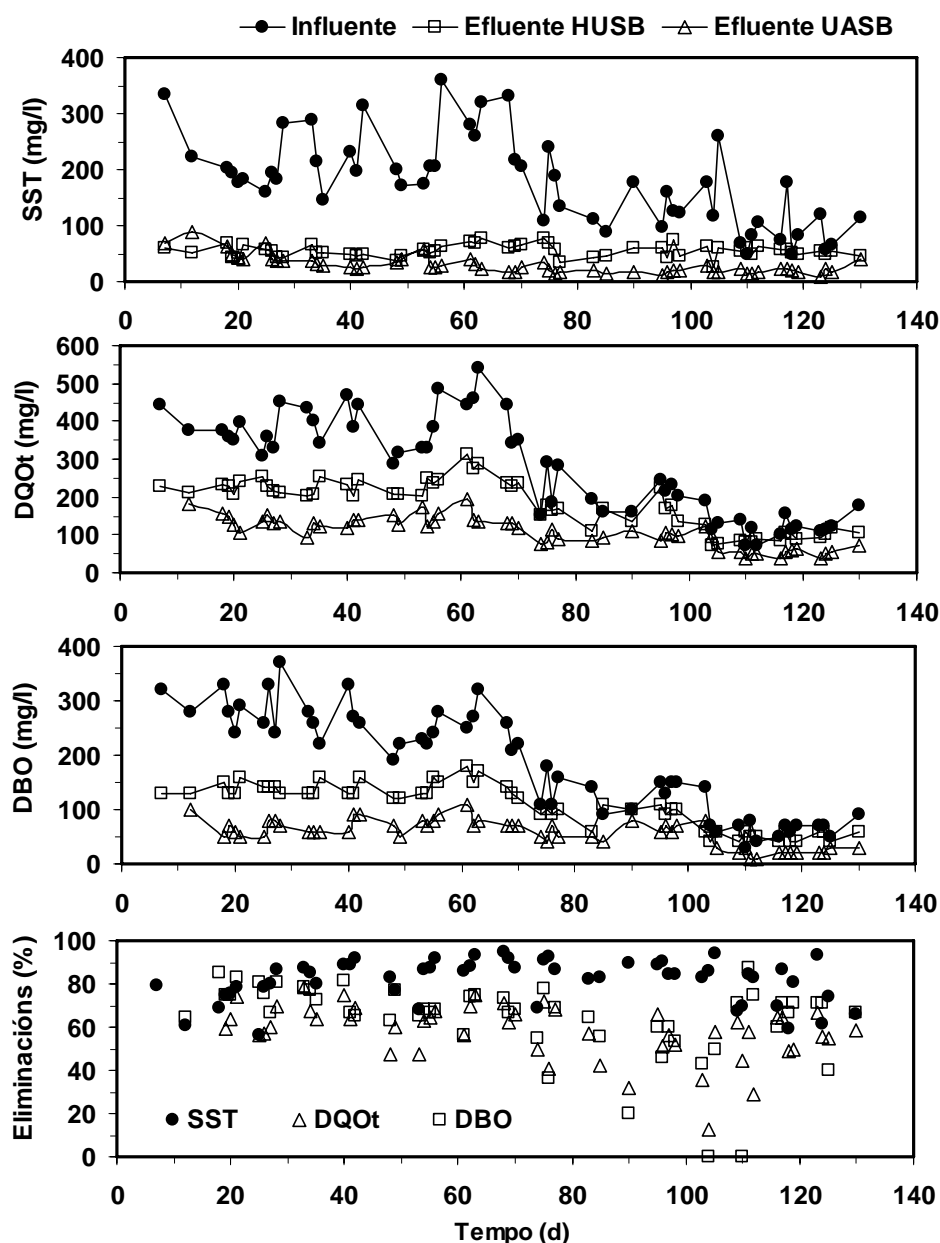


Figura 4.7. Características do influente e efluente e eficacia de depuración do sistema HUSB-UASB

Durante os períodos II e III obtivéronse os mellores rendementos do sistema, ao operar cun influente de concentración media (DQO total superior a 250 mg/l). A operación no período II tivo lugar a un TRH global de 16,9 h e unha temperatura de 20,7 °C. No período III reduciuse o TRH global ás 9,3 h (2,8+6,5) e a temperatura caeu a 18,3 °C; nestas condicións, a eficiencia de depuración foi do

89,1% de eliminación de SST, 63,5% de DQO e 66,2% de DBO, manténdose practicamente iguais ás do período anterior. Polo tanto, o período III representa as condicións de operación óptimas en canto a capacidade e eficiencia.

**Táboa 4.4. Características do influente e eficacias de eliminación do sistema en dobre etapa HUSB-UASB**

Período	I	II	III	IV	V
TRH (HUSB+UASB, d)	3,5+23,1	3,0+13,9	2,8+6,5	5,0+9,3	5,7+11,6
Influente (mg/l, excepto T e pH)					
T (°C)	20,7	20,5	18,7	17,0	14,0
PH	7,43	7,41	7,55	7,25	7,19
SST	220	234	193	135	102
DQO	381	401	281	201	118
DQOs	130	156	100	83	53
DBO <sub>5</sub>	293	254	174	130	63
Eliminación en 1ª etapa (%)					
SST	75,5	76,4	69,7	58,5	48,8
DQO	41,4	40,1	34,5	18,8	22,7
DQOs	-26,1	-10,8	-12,5	-23,7	23,6
DBO <sub>5</sub>	53,1	43,3	40,3	26,4	20,5
Eliminación en 2ª etapa (%)					
SST	3,9	43,7	64,0	67,2	63,1
DQO	39,0	40,8	44,2	37,6	39,6
DQOs	39,9	37,2	25,6	15,6	9,9
DBO <sub>5</sub>	51,2	47,5	43,4	31,3	50,0
Eliminación global (%)					
SST	76,4	86,7	89,1	86,4	81,1
DQO	64,2	64,6	63,5	49,3	53,3
DQOs	24,3	30,4	16,4	-4,5	31,2
DBO <sub>5</sub>	77,1	70,2	66,2	49,5	53,3

Durante os períodos IV e V produciuse unha forte caída da carga orgánica da auga residual a tratar, o que provocou un descenso repentino das eliminacións do sistema.

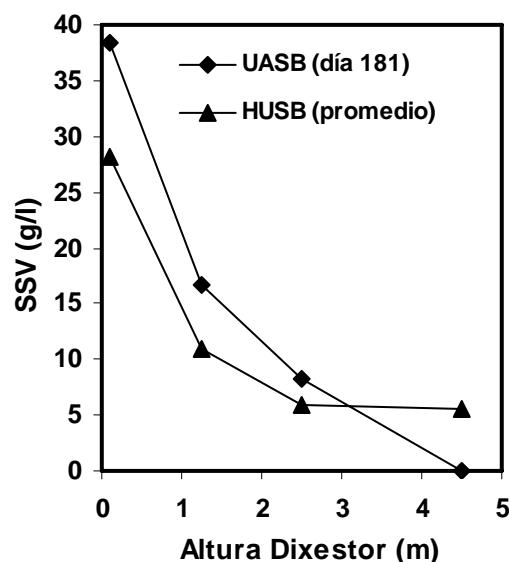
O TRS no reactor HUSB situouse no rango de 13 a 22 d (períodos I-IV), aumentando a 62 d no período V; a concentración de biomasa oscilou entre 10 e 14 gSSV/l, e a súa actividade metanoxénica foi baixa durante toda a operación (0,025 gDQO<sub>CH4</sub>/gSSVd). Por outra parte, o reactor UASB operou con TRS de 30-40 d nos períodos II-III e 110-150 d nos períodos IV-V; a concentración de lodo oscilou entre 6 e 12 gSSV/l, e a actividade metanoxénica mantívose en 0,052 gDQO<sub>CH4</sub>/gSSVd, ao menos durante os primeiros 75 días de operación.

A xeración de biogás foi nula no primeiro dixestor, mentres que no UASB obtivéronse producións de 200-600 l/d durante os períodos I e II (influente máis concentrado), que se reducirían ao rango de 30-100 l/d para os períodos de operación con augas máis diluídas. A porcentaxe de metano no biogás foi do 78% en promedio. Como consecuencia da baixa carga orgánica, a maior parte do metano xerado pérdese disolvido no efluente.

#### 4.4. DISCUSIÓN

A figura 4.8 mostra o perfil promedio do manto de lodo ao final da operación do reactor UASB na primeira investigación, e no dixestor HUSB na segunda. No

primeiro caso, no que o dixestor UASB se puxo en marcha sen inóculo, no seu interior foise acumulando lodo até superar o 11 g SSV/l no período IV. A concentración era alta na base do dixestor (38 gSSV/l) e decrecía progresivamente até a porta 4.



**Figura 4.8. Perfil de lodo no reactor UASB e HUSB**

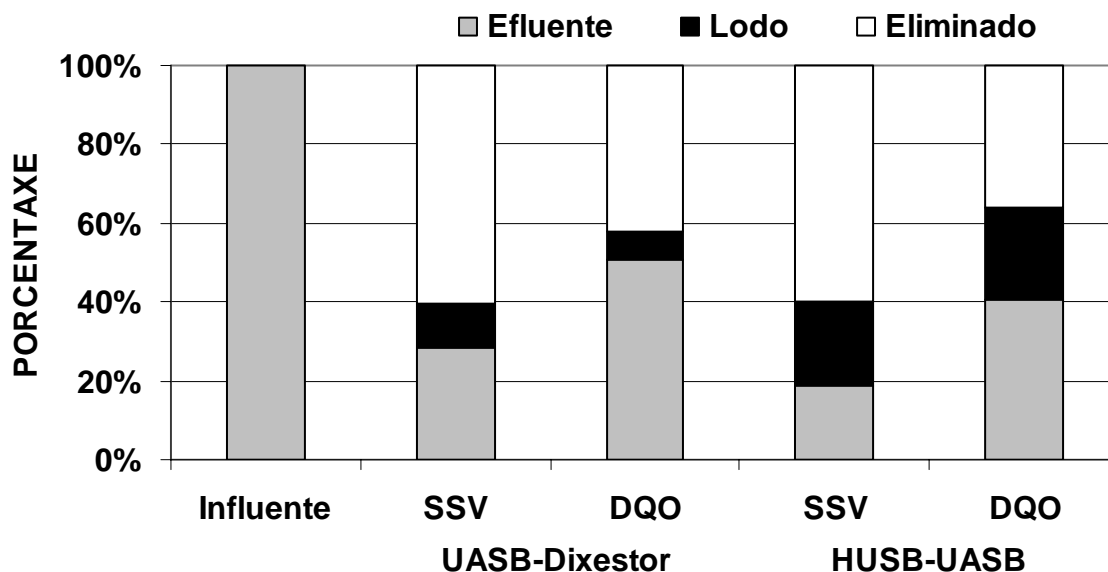
No caso do dixestor HUSB, durante todo o período de operación, o manto de lodo estivo máis expandido por todo o reactor, en comparación co perfil do UASB, o que se explica pola maior velocidade ascensional aplicada (esta resulta de 0,4 m/h para un TRH de 12 h e de 1,8 m/h para un TRH de 2,9 h). As velocidades inferiores, correspondentes a condicións metanoxénicas, xeran un manto de lodo máis denso na parte inferior do dixestor, mentres que para as velocidades superiores (condicións hidrolítico-acidoxénicas), o manto de lodo perde densidade na parte inferior e alcanza zonas máis altas do dixestor.

Por outra parte, a eficacia de depuración, especialmente a de retención de sólidos en suspensión, é función da carga orgánica influente. A eficacia de depuración reséntese cando a DQO baixa dos 250 mg/l, e o sistema pódese desestabilizar por perda progresiva de lodo no interior se opera durante varios meses a concentracións influentes por debaixo dos 150 mg DQO/l.

Por exemplo, segundo outros estudos, a operación durante uns tres meses cun influente de 169 mg DQO/l, 107 mg SST/l e 68 mg DBO/l en promedio, a 11 h de TRH e 14 °C, deu lugar a depuracións do 58%, 40% e 54% en SST, DQO e DBO. A concentración do lodo no dixestor situouse en 4 g SSV/l, moi baixa para permitir eficacias máis elevadas (Álvarez et al, 2004).

Dende o punto de vista da comparación de resultados, débese ter en conta que o pretratamento hidrolítico só se estudou para unha situación de temperatura elevada (condicións de verán); por esa razón, non se incluírá na comparación cos demais sistemas. A eficiencia das dúas tecnoloxías de tratamento pódese comparar mediante un balanço de SSV e DQO (figura 4.9). No caso do sistema UASB-Dixestor débese destacar a baixa produción de lodo en exceso (só o 7% da DQO de entrada) mentres que no sistema de dobre etapa HUSB-UASB alcanza o 23%. A metanización obtida foi lixeiramente superior neste último sistema (36% da DQO

influyente) que no anterior (30%). Tamén a eliminación de DQO foi superior no sistema HUSB-UASB (59,3%) que no sistema UASB-Dixestor (49%).



**Figura 4.9. Balanzo comparativo de SSV e DQO nos sistemas UASB-Dixestor e HUSB-UASB**

A hidrólise dos SSV retidos no sistema é similar nos dous casos (60%), polo que a maior depuración do sistema HUSB-UASB fronte ao UASB-Dixestor tradúcese nunha maior xeración de lodo no primeiro. Porén, débese ter en conta que o TRH global foi lixeiramente superior para o sistema HUSB-UASB (14,5 h) que para o UASB-Dixestor (12,8 h).

Comparada coa operación dos sistemas monoetapa, as dúas configuracións en dobre etapa permitiron mellorar o comportamento dos sistemas, observándose en ambos casos unha mellor calidade do lodo anaerobio en canto á súa actividade metanoxénica, así como unha maior produción de metano.

Aliás, os lodos do Dixestor encontrábanse moi estabilizados, mentres que os do reactor HUSB eran os que tiñan maior potencial de biodegradabilidade. A biodegradación anaerobia resultou en 288 e 56 mlCH<sub>4</sub>/gSSV para os lodos do UASB e Dixestor, respectivamente, e en 386 e 76 mlCH<sub>4</sub>/gSSV para o lodo do HUSB e UASB, respectivamente.

Identificáronse diferentes aspectos que poderían mellorar a eficacia de ambos sistemas. Por unha parte, no sistema UASB-Dixestor, observouse un maior aumento da actividade metanoxénica específica cando se mediu a 35°C (temperatura de operación do Dixestor) que a 25°C. Este feito podería significar que as bacterias metanoxénicas que medraban no lodo do Dixestor non foran activas no reactor UASB. Esta observación indica que sería interesante o estudo da operación do Dixestor a temperaturas máis baixas, como por exemplo 25°C.

Por outra parte, o pH no Dixestor foi considerado adecuado para favorecer o desenvolvemento das bacterias metanoxénicas, pero no reactor UASB obtivéronse valores baixos de pH, xa que o lodo de maior concentración tivo un valor de pH inferior a 6,3 durante parte do período de operación. Este baixo pH limitou probablemente a produción de metano e o crecemento de bacterias metanoxénicas no

reactor UASB. Un mellor control do pH podería permitir, polo tanto, un aumento na eficacia de operación.

En canto ao sistema HUSB-UASB, tense que ter en conta que parte da operación tivo lugar cun influente altamente diluído, o que influíu negativamente na eficacia de depuración. Sen dúbida, as medidas tendentes ao aforro de auga e a corrección das redes non separativas, evitando a entrada nas mesmas de augas de chuva, comportarían melloras importantes na viabilidade e o interese da dixestión anaerobia na depuración deste tipo de vertidos. Ademais, a operación dun dixestor hidrolítico de lodos combinado co dixestor HUSB do sistema en dobre etapa permitiría unha redución importante na xeración de lodo, ao tempo que incrementaría a concentración de substrato facilmente biodegradábel entrante á segunda etapa.

Todas estas cuestións fan conveniente a realización de novas investigacións tendentes a un mellor coñecemento destes procesos e á optimización das correspondentes tecnoloxías. Estas investigacións están xa en marcha dentro de novos proxectos do grupo de Enxeñaría Química e Ambiental da Universidade da Coruña.

#### 4.5. CONCLUSIÓNS

Os resultados en canto a eficiencia na eliminación e capacidade de tratamento das diferentes tecnoloxías e configuracións investigadas só son comparábeis se temos en conta as diferentes condicións de operación (temperatura, concentración no influente, etc), que variaron fortemente de un a outro caso.

De todas formas, os resultados obtidos confirman a viabilidade e interese do tratamento anaerobio, por aplicación de calquera das tecnoloxías desenvolvidas, podendo tirar as seguintes conclusións:

- Nun dixestor monoetapa (UASB) obtívo-se unha eliminación de materia orgánica de aproximadamente un 60% a 11 h de TRH e temperatura de 15 °C.
- Co pretratamento hidrolítico (HUSB) de augas residuais domésticas, a 20 °C, obtívo-se a TRH tan baixos como 3,4-2,9 h unha elevada retención e eliminación de SST (82-85%), así como unha porcentaxe de hidrólise dos sólidos retidos superior ao 80%.
- A hidrólise anaerobia de augas residuais domésticas brutas en dixestores HUSB pode ser considerada como un bo método de pretratamento para a depuración secundaria mediante un proceso de dixestión en dobre etapa, ou ben como substituto do decantador primario en calquera proceso de depuración secundaria, incluíndo os lodos activos ou as zonas húmidas construídas.
- A combinación de calquera das alternativas investigadas neste estudo cun postratamento en zonas húmidas ou en lagoas aerobias permite unha depuración avanzada dos efluentes residuais, mantendo as vantaxes relativas á baixa xeración de lodo e consumo enerxético da dixestión anaerobia.
- Investigáronse dúas novas configuracións anaerobias de dobre etapa en planta piloto para o tratamento de augas residuais urbanas, co obxectivo de evitar o deterioro do manto de lodo causado pola retención de sólidos inactivos e



substancias biodegradábeis inhibitorias nos sistemas de etapa simple cando tratan augas residuais brutas a baixas temperaturas.

- A combinación dun reactor UASB con un dixestor de mestura completa para a estabilización do lodo do UASB, permitiu reducir a xeración de lodo en exceso e aumentou a estabilización do lodo retido no dixestor UASB e a súa actividade metanoxénica. O sistema UASB-Dixestor permitiu unha eliminación de materia orgánica de aproximadamente un 60% a 6-8 h de TRH no UASB e temperatura de 15-16 °C.
- Un sistema de dobre etapa constituído por un reactor hidrolítico (HUSB) e un reactor metanoxénico (UASB) combinados en serie, tamén permitiu obter un lodo activo e estabilizado no dixestor UASB. Cun TRH global de 9,3 h (2,8+6,5) e unha temperatura de 18,3 °C, a eficiencia de depuración foi do 89,1% de eliminación de SST, 63,5% de DQO e 66,2% de DBO<sub>5</sub>. Comparativamente, este sistema ofrece unha eficacia superior na liña de augas, pero cunha maior xeración de lodo en exceso

#### **AGRADECEMENTOS**

Este traballo foi financiado por fondos europeos, proxecto IFD 1997-0473, da UE, e un convenio da UDC con AQUAGEST e a Fundación Agbar.

## 5. DEPURACIÓN CON SISTEMAS NATURAIIS: HUMIDAIIS CONSTRUIDOS

*Joan García, Jordi Morató e Josep M. Bayona*

### 5.1. INTRODUCCIÓN Á DEPURACIÓN CON HUMIDAIIS

Os humidais construídos son sistemas pasivos de depuración constituídos por lagoas ou canais pouco profundos (normalmente de menos de 1 m) plantados con plantas propias de zonas húmidas (macrófitos acuáticos) e nos que os procesos de depuración son executados simultaneamente por compoñentes físicos, químicos e biolóxicos. Estes humidais tamén se poden utilizar para restaurar ecosistemas, e entón a depuración pode ser un obxectivo secundario.

Os humidais construídos clasifícanse tradicionalmente en dúas tipoloxías atendendo a se a circulación da auga é de tipo subterránea (subsuperficial) ou superficial. Nos humidais de fluxo superficial (en inglés *surface flow constructed wetlands* ou *free water surface constructed wetlands*) a auga está exposta directamente á atmosfera e circula preferentemente a través dos tallos dos macrófitos (Figura 1). Na realidade este tipo de humidais pódese entender como unha modificación das lagoas convencionais con menor profundidade (non máis de 0,4 m) e con plantas. Nos humidais de fluxo subsuperficial (en inglés *subsurface flow constructed wetlands*) a circulación da auga é subterránea a través dun medio granular (cunha profundidade da lámina de auga de arredor de 0,6 m) e en contacto cos rizomas e raíces dos macrófitos (Figura 1). Este tipo de humidais poderíanse entender como unha modificación dos sistemas clásicos de infiltración no terreno. Así pois os humidais de fluxo subsuperficial forman parte dos sistemas naturais de depuración baseados na acción do terreno (como os filtros verdes e os sistemas de infiltración-percolación), mentres que os de fluxo superficial pertencen ao grupo dos baseados na acción de mecanismos que suceden na auga (como as lagoas).

A terminoloxía aplicada aos humidais de fluxo subsuperficial é particularmente confusa. En linguas románicas é corrente escoitar en foros técnicos ou ler na literatura termos como: filtros con plantas, leitos de plantas, leitos de xuncos ou biofiltros. Inclusive é moi frecuente a utilización do termo inglés *wetland* en forma de neoloxismo cando existe un equivalente perfecto: humidal. A terminoloxía pode resultar confusa inclusive en inglés, xa que tamén se utilizan termos como *vegetated submerged beds* e *reed beds* entre outros. En galego, o termo máis correcto probablemente sexa o de filtro de plantas, xa que en definitiva trátase de filtros plantados, e a palabra filtro ten un significado moi ben delimitado en tecnoloxía de augas. Porén, un filtro verde, que é un sistema de tratamento moi



ben coñecido no Estado español (en comunidades como Madrid, por exemplo), tamén é un filtro de plantas. Un filtro verde é un sistema de infiltración no terreno con aplicación superficial constituído por chans con baixa permeabilidade plantados con árbores como chopos. Por outra parte, un filtro de plantas tamén é un biofiltro. Os filtros percoladores, que son sistemas convencionais de depuración con biomasa fixa, tamén se acostuma denominalos biofiltros. Á vista de todas estas dificultades, recomendamos empregar o termo humidal construído de fluxo subsuperficial.

Os humidais de fluxo subsuperficial clasifícanse segundo o sentido de circulación da auga en horizontais ou verticais. Os humidais con fluxo horizontal funcionan permanentemente inundados, aunque hai algunhas experiencias recentes satisfactorias con sistemas intermitentes (Vymazal e Masa, 2003). Os humidais con fluxo vertical deséñanse con funcionamento intermitente, é dicir, teñen fases de recheo, reacción e vertido. A intermitencia e o asolagamento permanente confiren propiedades moi diferentes aos sistemas verticais e horizontais respectivamente. En particular afectan moito a transferencia de oxíxeno e polo tanto ao estado de oxidación-redución do humidal. Os sistemas con fluxo horizontal tratando augas residuais urbanas, operando con cargas superficiais razoábeis (2-6 g DBO/m<sup>2</sup>.día, García (2003)) producen efluentes con ausencia de oxíxeno, potencial redox moi negativo ( $E_H$  menor en moitos casos de -100 mV) e posibilidade de maos cheiros (García *et al.*, 2004a; Huang *et al.*, 2004). Ademais estes efluentes poden tornar de cor brancacenta debido á precipitación de carbonatos e en relación coa sulfatoredución (Hammes e Verstraete, 2002). Todos estes problemas poden se evitar operando con cargas menores ou segundo traballos recentes con profundidades da lámina de auga de 0,3 m (García *et al.*, 2004a, b). Hai que indicar que os humidais con fluxo horizontal deseñáronse xeralmente cunha profundidade de 0,6 m.

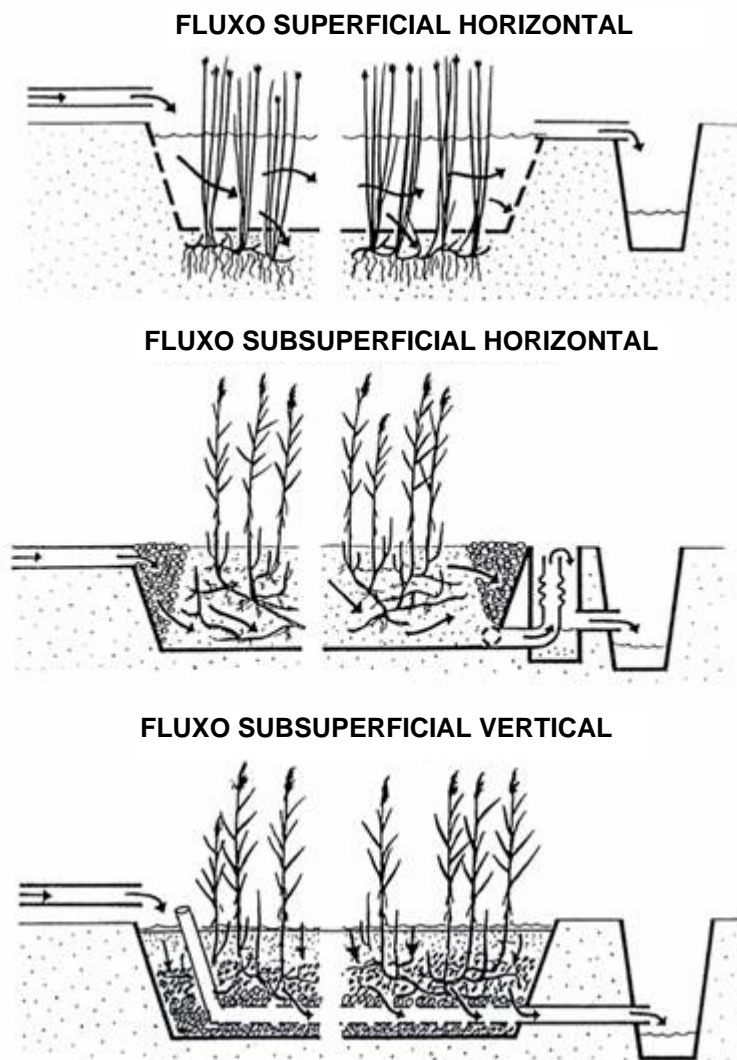
Os sistemas con fluxo vertical operan con cargas superiores que os horizontais (entre 20 e 40 g DBO/m<sup>2</sup>.día, segundo estimacións realizadas a partir de datos de Cooper (2003)), producen efluentes máis oxixenados (valores de concentración de oxíxeno de até 13 mg/L, preto do 90% de saturación segundo experiencias recentes de Marta (2003) en Dinamarca e durante inverno) e libres de maos cheiros. Porén, a experiencia dispoñíbel con sistemas verticais corresponde principalmente a estudos realizados no norte e centro de Europa, onde as condicións ambientais e as características das augas residuais son moi diferentes ás do Mediterráneo. É necesario no noso caso realizar experiencias ao respecto.

## 5.2. HUMIDAIIS DE FLUXO SUBSUPERFICIAL E SUPERFICIAL

As principais vantaxes dos humidais de fluxo subsuperficial respecto aos de fluxo superficial son:

- Menor incidencia de maos cheiros debido á natureza subterránea do fluxo. Esta vantaxe é relativa xa que os sistemas de fluxo superficial acostúmanse aplicar para mellorar a calidade de efluentes secundarios, co que xa reciben augas bastante tratadas, con baixo potencial para a emisión de maos cheiros.

- Baixo risco de exposición directa das persoas e de aparición de insectos grazas tamén ao fluxo subterráneo. O control de insectos pode chegar a ser unha actividade custosa en sistemas con fluxo superficial.



**Figura 1. Esquema de humidais construídos de fluxo superficial e subsuperficial con fluxo horizontal e con fluxo vertical. Cedido por Hans Brix (Universidade de Aarhus, Dinamarca)**

- Protección térmica debida á acumulación de restos vexetais e do fluxo subterráneo. Esta é unha vantaxe interesante nos países nórdicos, onde a cobertura de xeo e neve invernal non afectan desta forma ao proceso. Tamén evita a aparición de gradientes térmicos acusados. Por exemplo, nun humidal sen plantas nin restos vexetais, o gradiente térmico medido no verán foi de até  $12\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{m}$ , mentres que nun humidal con plantas ( $1800\text{ g}/\text{m}^2$  de biomasa aérea expresada en peso seco) e restos vexetais ( $310\text{ g}/\text{m}^2$ ) foi de  $3,4\text{ }^{\circ}\text{C}/\text{m}$  (García *et al.*, 2003).

Entre os inconvenientes cabe destacar:

- Maior custo de construción debido fundamentalmente ao material granular. Segundo os estudos de Collado (2000), baseados en proxectos construtivos de sistemas de lagoas e humidais de fluxo subsuperficial, o custo pode chegar a ser até un 30% superior como consecuencia do material granular.

- Menor valor como ecosistemas para a vida salvaxe debido a que a auga é dificilmente accesíbel á fauna.

Os humidais de fluxo superficial acostúmanse usar como tratamento adicional de efluentes previamente tratados en depuradoras de tipo convencional. Hai moi poucos sistemas á escala real que traten directamente augas residuais (Kadlec e

Knight, 1996). Os humidais de fluxo superficial acostuman ser sistemas de grande tamaño con extensións de varias e incluso até centenas de hectáreas. Ademais, neste tipo de proxectos, os obxectivos de restauración e creación de novos ecosistemas en xeral teñen unha grande importancia. Na Catalunya destacan instalacións como a de Empuriabrava con unhas 7 hectáreas e integrada no Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordá (García e Mujeriego, 1997) e a de Granollers de 1 hectárea, que forma parte dun parque periurbano. Son instalacións que producen de forma fiable efluentes de grande calidade, por exemplo no caso de Granollers menos de 2 mg NH<sub>3</sub>-N/L -con excepción de inverno- e menos de 100 CF/100 mL de forma bastante sistemática (datos non publicados do Axuntamento de Granollers). Aliás, en xullo do ano 2004 estaba en construción un humidal de fluxo superficial de 17 hectáreas no delta do río Llobregat.

Os humidais de fluxo subsuperficial son instalacións de menor tamaño e que na maioría dos casos utilízanse como sistema de tratamento das augas residuais xeradas nas casas, vivendas illadas e núcleos de menos de 2000 habitantes. En Catalunya hai un bo número de instalacións destas características, que combinan humidais de fluxo subsuperficial con outros tipos de sistemas naturais de depuración. Destacan sistemas como o da urbanización Can Suquet en Les Franqueses del Valles (110 hab-eq, 440 m<sup>2</sup>), e diversas EDARs xestionadas pola Axencia Catalana de l'Aigua como Arnes (1301 hab-eq, 3750 m<sup>2</sup>), Cervia de Ter (800 hab-eq, 2990 m<sup>2</sup>), Corbins (2000 hab-eq, 2450 m<sup>2</sup>), Verdú (2000 hab-eq, 2210 m<sup>2</sup>), Vilaplana (576 hab-eq, 2240 m<sup>2</sup>) e Els Hostalets de Pierola (1200 hab-eq, 800 m<sup>2</sup>) entre outras. Os datos numéricos destas instalacións obtivéronse dos traballos de Collado (2000) e de García *et al.* (2003). Corresponden fundamentalmente a datos de deseño obtidos a partir dos proxectos construtivos; a superficie fai referencia á ocupada como mínimo por humidais de fluxo superficial, e non inclúe outras unidades de tratamento, de aquí que non haxa unha relación clara entre poboación equivalente servida e superficie. En xeral trátase de instalacións que reciben desde decenas até varias centenas de m<sup>3</sup>/d de auga residual. Os niveis de depuración conseguidos nestas instalacións son en xeral os correspondentes a un tratamento secundario (menos de 25 mg/L de DBO e de materia en suspensión).

Resumindo, e de forma intuitiva, pódese afirmar que nos humidais de fluxo subsuperficial priman os aspectos de tratamento de auga e nos superficiais os de restauración ambiental.

### 5.3. VANTAXES E INCONVENIENTES DOS HUMIDAI

Ao igual que outros sistemas naturais de depuración, os humidais construídos presentan algunhas vantaxes fronte aos sistemas convencionais mecanizados, entre as cales cabe destacar (García *et al.*, 1997; García *et al.*, 2001a):

- Simplicidade na operación. Requiren un tempo baixo de operarios e poucos equipos electromecánicos. O tempo de operario necesario estimado nunha avaliación sobre os sistemas de depuración de augas residuais urbanas mediante lagoaxe na Catalunya, similares aos humidais, levada a cabo baixo o patrocinio da Axencia Catalana da Auga, foi en media de 0,6 horas/día (García *et al.*, 2001b). Poden ser explotados por operarios con pouca experiencia en tratamento de augas residuais.

- Consumo enerxético mínimo ou nulo. En xeral limitado ao pretratamento ou elevacións (bombeo) das augas residuais. En sistemas de lagoaxe con requirimentos similares de pretratamento e elevacións el consumo oscilou entre 0 e

0,19 kWh/m<sup>3</sup> (García et al., 2001b).

- Baixa produción de residuos durante a operación do sistema. Os residuos e lodos acostúmanse limitar aos xerados polo pretratamento e o tratamento primario. No sistema da urbanización de Can Suquet en Les Franqueses del Valles (110 hab-eq) desde marzo de 2001 até xuño de 2004 só se tiveron que evacuar dúas veces os lodos acumulados no tratamento primario con un camión cuba.

- Baixo custo de explotación e mantemento na operación do sistema. Os custos actuais dos sistemas que xestiona a Axencia Catalana da Auga (EDARs de menos de 2000 hab-eq) encóntranse arredor dos 24000-30000 €/ano (Robusté, 2004). Esta vantaxe é na realidade unha consecuencia das anteriores.

- Fiabilidade na operación do sistema de tratamento. Son sistemas con tempos de permanencia hidráulicos moi altos, polo que as variacións puntuais de caudal ou carga contaminante afectan pouco ao nivel de depuración.

- Baixo impacto ambiental sonoro e boa integración no medio natural.

- Creación e restauración de zonas húmidas aptas para potenciar a vida salvaxe, a educación ambiental e as zonas de recreo.

Os principais inconvenientes fronte aos sistemas convencionais son:

- Requiren unha superficie netamente superior (entre 20 e 80 veces superior).

- Custo de construción similar, ou inclusive maior se se debe adquirir o terreno no que se realiza a obra. A baixa necesidade de equipos en instalacións convencionais vese contrarrestada, en determinados casos, polos grandes movementos de terra que se precisan en sistemas de humidais. Débese estudar cada proxecto en particular.

- Longa posta en marcha. Desde algúns meses ou un ano en sistemas con fluxo subsuperficial até varios anos en sistemas con fluxo superficial (Kadlec *et al.*, 2000).

- Difíciles de deseñar ben, dado o alto número de procesos e mecanismos implicados na eliminación dos contaminantes. Non hai un acordo claro en canto aos valores de parámetros necesarios para o deseño. A modo de exemplo, na Táboa 1 móstranse os valores das constantes cinéticas de primeira orde de eliminación da DBO en humidais de fluxo subsuperficial horizontal segundo diferentes autores.

- Poucos ou ningún factor de control durante a operación. En moitos casos só se pode controlar a profundidade da auga. Os erros de deseño ou construtivos son moi difíciles de corrixir de forma simple. Se o efluente non ten a suficiente calidade é complicado melloralo sen a necesidade de facer un elevado investimento.

- Os de fluxo subsuperficial son moi susceptíbeis á colmatación do medio granular se a auga ten un contido elevado en determinados contaminantes, como por exemplo graxas e aceites. Tamén se colmatan se reciben aportes continuados de materiais finos inertes, por exemplo debido á escorrenta superficial. É moi custoso substituír o medio granular, e en principio pártese da idea que non se deberá substituír.

- É posíbel que xeren en maior proporción gases do efecto invernadoiro con un gran potencial de quecemento global (CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O) (Mander *et al.*, 2003). Este é un aspecto que require investigación.



**Táboa 1. Valores das constantes cinéticas de eliminación da DBO en humidais de fluxo subsuperficial horizontal segundo diferentes autores**

Referencia	Valor da constante, m/día	Comentarios
Kadlec y Knight (1996)	0,085-1	-
Vymazal et al. (1998)	0,19	Segundo Kickuth
Schierup et al. (1990)	0,083	Dinamarca
Cooper (1990)	0,067-1	Gran Bretaña
Kadlec et al. (2000)	0,133	República Checa
García et al. (2004)*	0,011-0,091	En planta piloto
Rango	0,01-1	-

Os datos tomáronse do traballo de recopilación de Rousseau et al. (2004), con excepción dos sinalados con \*.

#### 5.4. APLICACIÓNS DA TECNOLOXÍA DE HUMIDAIŠ

Os humidais construídos utilizáronse para tratar unha gama ampla de augas residuais, segundo se expón á continuación, a partir das descrições máis detalladas de Reed *et al.* (1995) e Kadlec *et al.* (2000):

- Augas residuais domésticas e urbanas. É a aplicación máis coñecida e pode ir destinada a obter efluentes secundarios (eliminación de materia en suspensión e DBO) ou efluentes terciarios (en xeral, eliminación de nutrientes).

- Augas residuais industriais, correspondentes aos sectores de fabricación de papel, produtos químicos e farmacéuticos, cosmética, alimentación, refinarias e matadoiros, entre outros. Na maioría dos casos os humidais utilízanse como unha etapa posterior ao tratamento convencional aplicado. As experiencias proceden sobre todo de Estados Unidos.

- Lixiviados de vertedoiros. En todos os casos trátase de etapas posteriores á tratamentos convencionais como poden ser as lagoas aireadas.

- Augas de drenaxe de extraccións mineiras. Neste caso acostúmase utilizar humidais de fluxo superficial xa que se trata de augas que poden ter un alto contido de materia en suspensión ou pode haber moitos precipitados.

- Augas de escorrentía superficial agrícola e urbanos. Anque hai diferentes variantes, quizás a máis coñecida é o tratamento de augas de escorrentía urbana mesturada con augas residuais das redes de saneamento unitarias durante episodios de chuvia intensa. Nestes episodios acostuma suceder que se supera o caudal punta horario e o exceso de caudal residual desvíase até un humidal, no que se trata.

- Tratamento de lodos de depuradora. Os lodos depositanse superficialmente en humidais de fluxo subsuperficial onde se deshidratan e mineralízanse. Na realidade trata se de eiras de secado con plantas, que promoven a perda de auga e a aireación do lodo. É unha técnica que se utiliza fundamentalmente nos países nórdicos.

#### 5.5. RESOLVER ALGUNHAS CONFUSIÓNS COMÚNS

A partir da década de 1990 desenrolouse unha grande actividade de estudo e investigación sobre humidais construídos que se manifesta no elevado número de manuais e informes técnicos que foron publicados. A pesar desto, hai catro afirmacións que se fan de forma habitual e que non son completamente certas, e sobre as cales reina unha confusión xeneralizada (USEPA, 2000).

Unha destas afirmacións é a seguinte: “O deseño de humidais pódese realizar

facilmente mediante a utilización de ecuacións dispoñíbeis na literatura”. En primeiro lugar cabe destacar que os humidais construídos son sistemas complexos en termos físicos, químicos e bióticos. Seu funcionamento é difícil de resumir en ecuacións moi simplificadas. Por outra parte, hai unha falla xeneralizada de datos de suficiente calidade, o que obrigou a estimar os parámetros de deseño a partir de datos orixinados en humidais moi diversos. Obviamente, isto crea unha grande incerteza sobre a validez dos valores dos parámetros. A todo isto débese engadir unha falla de datos de mostras tomadas sistematicamente, de mostras integradas, de medidas de caudal fiables e de información incidental como precipitacións e fallos de equipas ou sistemas. Ademais, en moitas ocasións, utilizáronse datos de humidais que tratan augas pouco contaminadas para deseñar sistemas que depuran augas máis concentradas.

A afirmación de que “os macrófitos teñen un papel significativo na eliminación da materia orgánica” está relacionada co feito demostrado de que os macrófitos transportan oxíxeno cara as raíces e este pasa logo ás zonas adxacentes (Brix, 1994). Este fenómeno, xunto co feito de que moitos estudos foron realizados con sistemas tratando augas con baixa carga orgánica, fixo supor que nos humidais existen numerosas zonas con microambientes oxidados. En consecuencia, con certa frecuencia concluíuse que a respiración aerobia é o principal mecanismo de eliminación da materia orgánica. Esta conclusión non é certa para a maioría de augas residuais, as cales teñen una demanda de oxíxeno moi superior ás taxas de transferencia dos macrófitos, que acostuman estar normalmente entre 0,5 e 6 g O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>.día (Tanner y Kadlec, 2003). As taxas de transferencia de oxíxeno non son pois suficientemente elevadas para eliminar a DBO dunha auga residual no tempo de permanencia que habitualmente se ten (5 a 10 días). Por tanto o papel dos macrófitos depende das características das augas a tratar e é menos importante canto maior é a carga orgánica da auga.

Unha terceira afirmación é que “Os humidais poden eliminar niveis significativos de nutrientes”. A grande capacidade de eliminación de nitróxeno que frecuentemente se atribuíu aos humidais relaciónase con dúas ideas: a asimilación por parte dos macrófitos e a dispoñibilidade de oxíxeno. Numerosos estudos demostraron que mediante a asimilación e colleita dos macrófitos como moito elimínase entre un 15 e un 20% do nitróxeno (Stottmeister *et al.*, 2003). Isto fai que a nitrificación combinada coa desnitrificación sexa en realidade o principal mecanismo de eliminación de nitróxeno (tendo en conta que a principal especie de nitróxeno na auga residual é habitualmente o amoníaco). Porén, a nitrificación require oxíxeno, que como se comentou no parágrafo anterior transfírese cunha taxa moi baixa. Polo tanto, os humidais solo poden eliminar ben o nitróxeno se operan con cargas baixas, tratan augas diluídas ou se deseñan con fluxo vertical.

A afirmación de que os humidais poden eliminar significativamente fósforo é debida a dous factores: en primeiro lugar a que moitos estudos leváronse a cabo con augas moi pouco concentradas, co que as porcentaxes de eliminación foron altas, e en segundo lugar a que un bo número de investigacións realizáronse en humidais de nova construción, os cales non son representativos do funcionamento a longo prazo. Os macrófitos que crecen en humidais de recente construción asimilan máis fósforo que os macrófitos de humidais maduros. Medios granulares recen instalados teñen dispoñíbeis máis lugares para a adsorción do fósforo que medios con un certo tempo de operación. A eliminación de fósforo de forma continuada require a utilización de substratos específicos que o reteñan e que se teñen que repoñer periodicamente (Arias *et al.*, 2003).



En canto á consideración de que “os humidais son máis eficientes en lugares temperados e quentes” compre ter en conta que numerosos estudos demostraron que a eficiencia dos humidais non mellora coa temperatura (Kadlec e Knight, 1996). Non se ten unha idea clara de porqué isto sucede. Incluso en algúns casos un aumento da temperatura podería ser negativo. Por exemplo, nos sistemas que tratan lodos de depuradora, un aumento de temperatura podería fomentar a fermentación do lodo e xerarse maos cheiros, que á baixa temperatura posiblemente non teñen lugar. Non hai estudos sobre este tema que permitan contrastar a afirmación anterior.

## 5.6. CONCLUSIONES

Os humidais construídos son sistemas naturais de depuración simples de operar, con baixo ou nulo consumo enerxético, que producen poucos residuos durante a súa operación, con baixo impacto ambiental sonoro e con unha boa integración no medio ambiente natural. Requiren dunha superficie de tratamento entre 20 e 80 veces superior que requiren as tecnoloxías convencionais e por iso o seu uso está en xeral limitado á dispoñibilidade de terreno cun custo asequíbel.

Os humidais construídos máis empregados clasifícanse en humidais de fluxo superficial ou subsuperficial, atendendo a se a circulación da auga é de tipo superficial ou subterránea a través dun medio granular. Os humidais de fluxo superficial acostuman ser grandes instalacións (de varias hectáreas) que tratan efluentes secundarios e que se utilizan para criar e restaurar ecosistemas. Os de fluxo subsuperficial acostuman ser instalacións máis pequenas que tratan augas residuais de pequenos municipios (menos de 2000 hab-eq).

A maioría dos humidais existentes construíronse para tratar augas residuais domésticas e urbanas. Porén, tamén hai experiencias con diversos tipos de augas industriais, lixiviados de vertedoiros, augas de drenaxe de actividades extractivas, augas de escorrentía superficial agrícola e urbana, e lodos de depuradora.

Os humidais construídos non son fáciles de deseñar e construír, xa que se se cometen erros dificilmente se poderán corrixir durante a súa exploración normal. A contribución das plantas para o tratamento da auga é variábel dependendo sobre todo da carga contaminante tratada. O nivel de tratamento conseguido con humidais non parece ser moi dependente da temperatura.

## AGRADECEMENTOS

O noso máis sincero agradecemento a estudantes, técnicos, investigadores e profesores que estiveron involucrados nos proxectos que desenrolamos sobre humidais construídos. Estes proxectos elaboráronse grazas a sucesivas subvenciones do Ministerio de Ciencia e Tecnoloxía, proxectos: 2FD1997-1298, REN2000-3162-E e REN2002-04113. Tamén desexamos agradecer a contribución do *Consorti per a la Defensa de la Conca del Besòs* y o concello de Les Franqueses del Vallès.

## 6. TRATAMENTO DE EFLUENTES DUN NÚCLEO RURAL NUN SISTEMA DIXESTOR-HUMIDAL

Pilar Barros, Ramsés Pérez, Virginia Rodríguez e Manuel Soto

### 6.1. INTRODUCCIÓN

O enfoque tradicional do saneamento urbano baséase na centralización de pequenos e grandes efluentes mediante complexas, longas e custosas redes de transporte das augas residuais, para aplicar ao final, de ser caso, un tratamento primario, secundario ou terciario. A complexidade chega ao seu máximo cando se require un tratamento terciario, que polo xeral se fai por adición sucesiva de operacións (tratamento primario +secundario +eliminación de nitróxeno +eliminación de fósforo +eliminación de olores +desinfección +...) no canto dunha optimización global do sistema de saneamento. Esta complexidade explica a carestía do modelo convencional de saneamento, e tamén algunhas disfuncionalidades ambientais, tales como o elevado consumo enerxético, a xeración de grandes cantidades de lodo, ou a transferencia de contaminantes desde o medio hídrico ao solo ou á atmosfera.

As medidas de saneamento e depuración sustentábel poden abordarse en función da redución do caudal, aforrando auga limpa procedente do medio natural, e da redución da contaminación e recuperación de nutrientes, aforrando enerxía e materias primas. Entre estas medidas, unhas son compatíbeis cos actuais sistemas de saneamento mentres que a aplicación doutras require unha reformulación de todo o sistema desde o inicio.

O saneamento descentralizado alternativo baséase na satisfacción das necesidades de saneamento dentro da comunidade, tanto a pequena como a grande escala. Baséase igualmente na preferencia de solucións de baixa tecnoloxía e baixo custo. Tratamentos mais económicos e cun menor consumo enerxético tamén poden ser viábeis dentro dun sistema de saneamento centralizado.

Comparativamente cos sistemas de tratamento por lodos activos ou arexamento estendido, a dixestión anaerobia e a depuración mediante macrófitas en zonas húmidas construídas mostran grandes vantaxes en aspectos tales como a simplicidade tecnolóxica, a baixa xeración de lodo, o nulo consumo enerxético e os custos altamente competitivos (Lens et al, 2001; Ruiz et al, 2001; Soto et al, 2001). A depuración mediante macrófitas, en zonas húmidas construídas móstrase especialmente competitiva no caso de pequenas poboacións e en modelos de saneamento descentralizados. A súa vez, a dixestión anaerobia mostra baixa eficacia de depuración e require moi pouca superficie para a súa instalación, ao



contrario das zonas húmidas, polo que ambos procesos poden ser complementarios. A combinación das zonas húmidas cun pretratamento en dixestores anaerobios tipo UASB ofrece unha das alternativas mais viábeis desde o punto de vista económico e ambientalmente sustentábeis.

## 6.2. OBXECTIVOS E METODOLOXÍA EXPERIMENTAL

O obxectivo práctico do presente traballo é a experimentación dunha planta de depuración composta por un dixestor anaerobio como sistema de pretratamento e unha zona húmida (figura 6.1) para alcanzar con un baixo custo unha depuración efectiva dos efluentes residuais dun pequeno núcleo rural, Os Liñares (Beariz, Ourense), cunha poboación duns 35 habitantes. O custo total de construción desta instalación foi de 5.000 euros.

### Os dixestores anaerobios

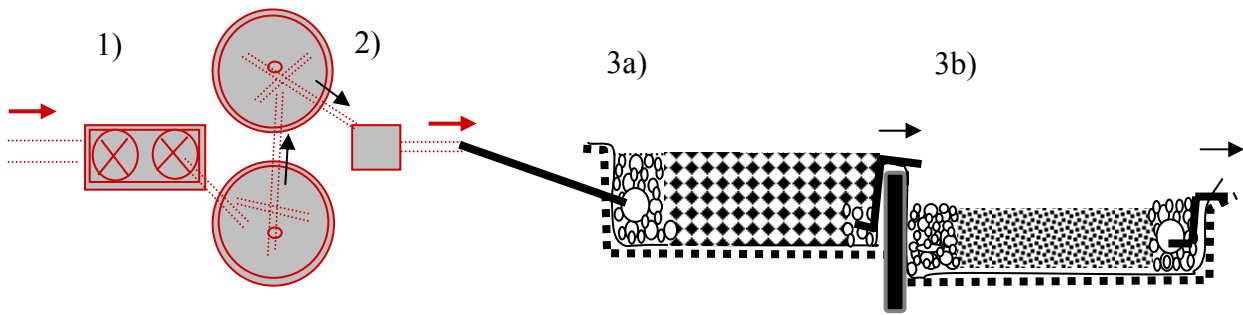
A capacidade da planta considerada no momento do seu deseño foi de 35 habitantes equivalentes, cunha dotación de 285 l/hab.día, do que resulta un caudal promedio a tratar duns 10 m<sup>3</sup>/d. Despois da inspección do terreo, considerouse que a altura axeitada dos dixestores sería de 4 m. En lugar dun único dixestor decidiuse a construción de dous dixestores para o seu funcionamento en paralelo ou en serie. Nesta investigación, os dous dixestores operáronse en serie entre si, e tamén en serie coa zona húmida.

Os dixestores (Barros e Soto, 2002a, 2002b) consisten en dous cilindros colocados verticalmente e construídos con aneis ou aros de formigón prefabricados, selándose as xuntas con cemento hidrófugo. O volume total de cada un dos dixestores foi de 4,5 m<sup>3</sup>, e o seu volume activo de 3,6 m<sup>3</sup>. O tempo de retención de deseño resulta de 17 h, estimándose que pode variar entre as 8 e as 24 h ao longo do día. A auga residual influente atravesa primeiro unha reixa vertical cunha luz de paso de 8 cm, e desde o pozo de alimentación é conducida directamente á zona inferior dos dixestores, circulando dentro dos mesmos en sentido ascendente. Aproximadamente a uns 40 cm por debaixo da tapa superior dos dixestores colócase un sistema de rebose constituído por tres puntos de captación que conducen o efluente fora do dixestor. O dixestor non conta con ningún tipo de sistema de retención sólido-líquido-gas, realizándose a separación dos sólidos influentes por filtración a través do manto de lodos e decantación no propio dixestor.

### O humidal

A área total do humidal (72 m<sup>2</sup>) divídese en 2 módulos ou vasos de 6 x 6 m conectados en serie, e cunha profundidade de 50 cm. A configuración foi de fluxo subsuperficial no primeiro vaso, con grixo como material de recheo, e de fluxo superficial ou libre no segundo vaso, con solo ou terra como recheo.

O desnivel entre os dous vasos era superior aos 10 cm. O fluxo foi en serie, pasando o efluente residual do primeiro ao segundo vaso. O efluente do segundo dixestor anaerobio é conducido ao distribuidor de fluxo ao primeiro vaso. Este distribuidor consiste nun tubo horizontal de 30 cm de diámetro, con perforacións circulares situadas lateralmente por encima do seu plano medio. O tubo atópase mergullado, cos orificios a media altura na capa de auga.



**Figura 6.1. Representación esquemática da instalación depuradora: 1) Desbaste, 2) Dixestores anaerobios, 3a) Zona húmida con grixo, 3b) Zona húmida con solo**

A separación entre o primeiro e o segundo vaso está constituída por un zócalo de solo de 50 cm de ancho. Na zona anterior deste sitúase o sistema de recollida do efluente do vaso nº1 e transvase ao vaso nº2. Esta operación realízase mediante un total de 6 tubos en forma de S, segundo se indica na figura 6.1. Na zona posterior do zócalo atópase o sistema de distribución do influente á segunda balsa, que nesta ocasión consistiu unicamente nun recheo de pedra de 60 mm.

A impermeabilización das dúas balsas consistiu nunha película de polietileno que cubría toda a base e os laterais de cada vaso, erguéndose lixeiramente sobre o nivel máximo da auga. Colocouse unha capa de xeotéxtil debaixo e outra enriba do plástico.

Nas zonas de carga e captación de cada vaso, nun largo de 50 cm e en toda a profundidade do leito (50 cm), colocouse grixo grosso e pedras de tamaño variábel (até 60 mm). O resto do vaso reencheuse cun grosor de 50 cm de grixo de 3-12 cm (no módulo de fluxo subsuperficial) ou con 30 cm de solo (no módulo de fluxo superficial). Na plantación empregáronse plantóns de xunco da propia zona e lirios, á razón de 1 por m<sup>2</sup>.

### Operación e análises

Aínda que o funcionamento da planta non require a penas mantemento nin supervisión técnica, no presente traballo realizouse un seguimento continuado da operación dos dixestores no seu conxunto e das zonas húmidas. Coa finalidade de comprobar o seu funcionamento e eficacia de depuración, determináronse diferentes parámetros de carga orgánica á entrada da planta, á saída do segundo dixestor, e á saída da zona húmida (efluente tratado final).

Os métodos analíticos empregados foron principalmente os procedementos normalizados da APHA (APHA, 1995). Determinouse nos tres puntos indicados a demanda química de oxíxeno (DQO), a demanda bioquímica de oxíxeno aos 5 días (DBO<sub>5</sub>), os sólidos en suspensión totais (SS), o pH e a temperatura. Ocasionalmente determinouse a acumulación de lodo no interior dos dixestores e a súa actividade metanoxénica. As análises de contaminantes microbianos (Araujo et al, 2001) e de compostos de nitróxeno e fósforo foron realizadas por Labaqua.

### 6.3. RESULTADOS OBTIDOS NO SISTEMA DIXESTORES-HUMIDAL

A evolución dos diferentes parámetros do influente e efluente de cada unidade móstrase na figura 6.2, mentres que a táboa 6.1 indica os valores promedio obtidos

para o período que vai desde o día 30 ao 282 de operación. Destes promedios exclúese o primeiro mes por consideralo de posta en marcha, xa que na figura 6.2 obsérvase unha clara evolución de mellora na depuración durante este período.

O período de operación considerado vai desde setembro 2003 a maio de 2004, polo que coincide maiormente coa época de temperaturas baixas e maior dilución do influente. A temperatura promedio situouse entre os 10 e os 11 °C, se ben durante a maior parte da operación (días 50-200) roldou os 8 °C. As temperaturas de entrada e saída aos dixestores anaerobios son practicamente coincidentes, mentres que a temperatura de saída do humidal reflite en maior grao as condicións climáticas, podendo caer até os 5°C nalgúns días de inverno, e situándose varios graos por riba no comezo da época de verán.

**Táboa 6.1. Características do influente e efluente, e eficacia de depuración por etapas**

	Concentración (mg/l)			Depuración (%)		
	Influente	Efluente anaerobio	Efluente final	Dixestores anaerobios	Humidal	Global
DQO	352	154	41	56.4	73.4	88.4
DBO	211	110	24	47.7	78.4	88.7
SST	354	36	23	89.9	35.0	93.4
PH	8.1	7.3	7.6	-	-	-
T (°C)	10.5	10.4	11.2	-	-	-

O pH do influente situouse arredor de 8 (promedio de 8.1), con picos de pH de até 10, o que indica a presenza de substancias alcalinas empregadas na limpeza doméstica. O pH promedio no efluente anaerobio resultou de 7.3, elevándose a 7.6 para o efluente final, sen que en ningún dos casos se manifeste influencia dos picos de pH rexistrados na entrada á planta. En ambos casos, os pH rexistrados son axeitados para o desenvolvemento do proceso biolóxico de depuración.

A concentración orgánica no influente vese afectada pola entrada de auga de chuvia nos colectores, polo que se aprecian fortes variacións nas concentracións de SS, DQO e DBO<sub>5</sub> no influente. Segundo podemos observar na figura 6.2, a concentración de SS varía entre 50 e 400 mg/l, con puntas ocasionais mais elevadas, e cun valor promedio de 354 mg/l. Igualmente, a DQO varia entre 200 e 800 mg/l, mostrando un valor promedio de 352 mg/l, moi parecido ao de SS. Por último, a DBO<sub>5</sub> no influente residual sitúase entre 0 e 500 mg/l cun promedio de 211 mg/l.

A pesar destas fortes variacións no influente, as concentracións de materia orgánica nos efluentes dos dixestores anaerobios e do humidal mostraron variacións pouco apreciábeis, aínda que con comportamentos claramente diferenciados segundo o parámetro considerado. Así, os dixestores anaerobios eliminan a maior parte dos SS, cunha eficacia promedio do 90% (táboa 6.1), e cunha concentración efluente inferior aos 50 mg/l. No humidal ten lugar unha clarificación adicional, cun 35% de eliminación de SS en promedio, o que conduce a unha depuración superior ao 93% en SS no sistema global.

Os dixestores anaerobios tamén achegan unha eliminación significativa de DQO e DBO<sub>5</sub>, cun promedio do 56% e 48%, respectivamente. A capacidade dos dixestores anaerobios para a eliminación de DQO e DBO<sub>5</sub> é por tanto inferior que para a eliminación de SS, de tal forma que a concentración no efluente anaerobio aumenta cando aumenta a concentración influente.

O humidal mostrou, pola contra, unha elevada capacidade de eliminación de DQO e DBO<sub>5</sub>, que se traduciu en depuracións do 73% e 78%, respectivamente. Desta forma, a depuración global situouse por encima do 88%, tanto para DQO como DBO<sub>5</sub>, e a calidade do efluente viuse pouco afectada polas variacións na concentración influente.

A eficacia de depuración pode correlacionarse coa concentración en DQO influente, de tal forma que ao aumentar esta aumenta a porcentaxe de depuración. Porén, non se aprecia a mesma correlación coa concentración de SS no influente, de acordo co feito de que a concentración efluente en SS sexa practicamente independente das características do influente. A influencia da concentración orgánica influente, medida como DQO, sobre a eficacia de depuración e a calidade do efluente podémola ver na táboa 6.2.

**Táboa 6.2. Depuración e calidade do efluente por intervalos de DQO influente**

DQO influente	Depuración global (%)			Concentración efluente final (mg/l)		
	DQO	DBO	SS	DQO	DBO	SS
< 100 mg/l	43.0	44.5	74.2	33,0	16,0	25,0
100-200 mg/l	78.8	88.7	75.9	36,1	20,0	25,7
200-400 mg/l	85.2	86.1	81.9	42,7	25,1	21,0
400-1000 mg/l	92.2	90.8	83.1	55,0	34,7	28,0
GLOBAL	88.4	88.7	93.4	41	24	23

Nota: Os valores globais inclúen datos con DQO influente superior a 1000

#### 6.4. VALORACIÓN DOS RESULTADOS

A Directiva 91/271/CE relativa á depuración de augas residuais urbanas establece uns obxectivos para depuración en zonas normais do 70-90% de eliminación de DBO, 75% de eliminación de DQO e 90% de eliminación de SS, con concentracións no efluente inferiores a 25, 125 e 35 mg/l de DBO, DQO e SS, respectivamente. O sistema empregado nesta investigación permite cumprir fogaadamente estes obxectivos e garantir unha boa calidade do efluente.

A planta anaerobia operou durante dous anos previamente á presente investigación (11,12). Durante ese período, as augas residuais a tratar mostraron concentracións orgánicas en promedio moi superiores, con valores medios de DQO e SS duns 1500 e 1000 mg/l. Os resultados obtidos na planta anaerobia durante eses dous anos anteriores foron unha eliminación de sólidos en suspensión do 80-98%, de DQO do 60-90% e de DBO do 50-60%. Estes resultados son lixeiramente superiores aos obtidos polos dixestores anaerobios durante a presente investigación, o que se explica pola maior concentración orgánica naquel momento. En conclusión, por terceiro ano consecutivo, os dixestores anaerobios mostran unha operación estábel e eficaz.

A xeración de lodo no sistema resultou nula, xa que non se realizaron purgas de lodo nos dixestores anaerobios ao longo dos tres anos de operación que duraron ambos estudos. Segundo inspeccións realizadas, cada dixestor conta cun manto de lodo de entre 0.5 e 1 m de altura, no que non se aprecia crecemento durante os últimos anos. A actividade metanoxénica do lodo é moi baixa, indicando pouca incidencia do proceso metanoxénico. A nula xeración de lodo é posíbel cando se manteñen elevados tempos de retención de sólidos nos dixestores anaerobios, grazas a unha forte actividade hidrolítica, segundo se demostrou en diferentes estudos realizados en laboratorio e planta piloto (Álvarez et al, 2003, 2004, 2005).



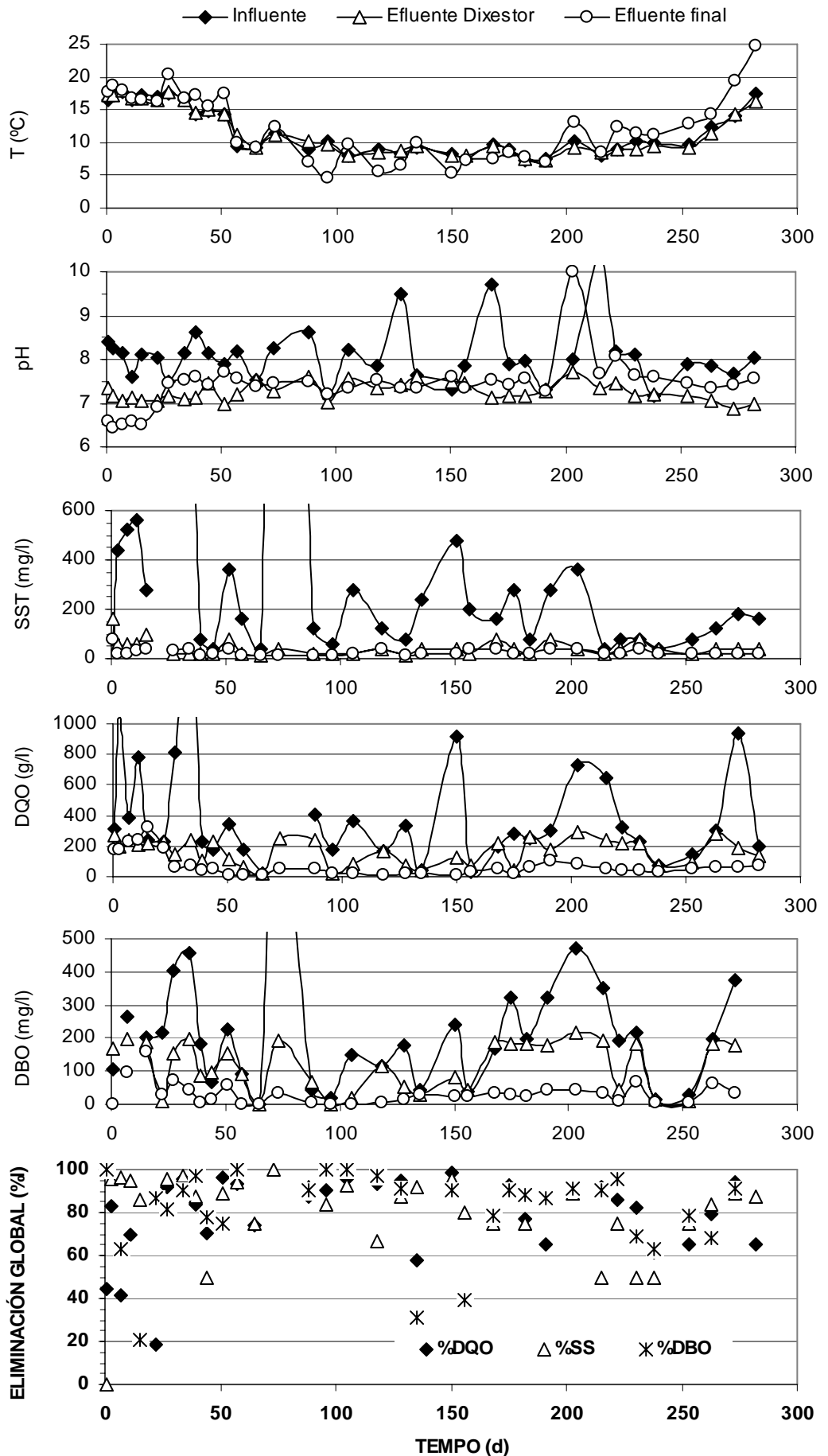


Figura 6.2. Características de operación e eficacia da planta de tratamento

Porén, durante o último ano, observouse un forte incremento da presenza de graxas no influente, como consecuencia dun incremento da actividade nun restaurante que verte os seus residuos ao colector que chega á planta. Estas graxas eran retidas na cámara de entrada e tamén como flotantes nos dixestores anaerobios. Isto incrementou a xeración de lodos orgánicos procedentes do desbaste, que eran eliminados semanal ou quincenalmente nun pequeno composteiro situado ao lado da planta.

A plantación no humidal tivo lugar en setembro-outubro, a poucas semanas da caída das temperaturas, o que fixo que non se cubrira de vexetación até entrada a seguinte primavera, transcorridos xa 200 días de operación. Tras máis de 300 días, toda a superficie conta con xuncos, aínda que a súa densidade terá que seguir aumentando. Pola contra, os lirios non se expandiron, e mantéñense só nos bordes do humidal. A comezos do verán procedeuse á eliminación doutras herbas e plantas que se propagaron por si mesmas.

O pretratamento anaerobio permitiu reducir o custo global da planta en máis do 30% e evitar ou reducir posíbeis problemas de colmatación e maos olores. A operación da planta ten lugar sen subministro eléctrico nin consumo de produtos químicos, cunha xeración nula de lodo e baixas necesidades de mantemento.

## 6.5. DEPURACIÓN MICROBIANA E NUTRIENTES

Por outra parte, e aínda que o dimensionado do humidal realizouse só para alcanzar depuración secundaria (eliminación de sólidos e materia orgánica), tamén achega unha eliminación importante de contaminación microbiana e de elementos nutrientes. Este aspecto valorouse durante o segundo ano de operación do humidal (setembro de 2004 a xuño de 2005) e permitiu unha primeira estimación da capacidade de depuración microbiana e de eliminación de nutrientes. Os resultados correspondentes á campaña analítica do mes de setembro de 2004 preséntanse na táboa 6.3.

Resultados similares foron obtidos para as campañas de marzo e xuño de 2005, coas seguintes consideracións. A eliminación de microorganismos patóxenos situouse polo xeral entre o 95-99%, con valores ocasionais inferiores determinados maiormente pola concentración inicial de entrada. A eliminación de nitróxeno total, amoníaco, fósforo e ortofosfatos aumentou lixeiramente ao longo do ano de estudo, situándose en xuño de 2005 en valores do 64,1%, 50,6%, 60,2% e 56,7%, respectivamente. A maior parte do nitróxeno non eliminado ficou no efluente na forma de nitrato. En calquera caso, estas eliminacións non son suficientes para consideralas equivalentes a un tratamento terciario avanzado, pero si son superiores ás que ofrecen os sistemas convencionais de tratamento secundario.

## 6.6. PROYECCIÓN ECONÓMICA E SOCIAL DESTA ALTERNATIVA

A carestía do modelo convencional de saneamento é unha das causas da súa non sustentabilidade. Esta carestía ponse de manifesto no plano de saneamento de Galiza (Xunta, 1998), que prevé custos de operación e mantemento duns 50 millóns de euros ao ano (entre 10 e 24 euros/hab.ano) e uns investimentos acumulados até o ano 2015 de 1587 millóns de euros (580 euros/hab), dos que o 70% aproximadamente corresponden á rede de saneamento e un 30% (174 euros/hab) aos sistemas de depuración, en promedio. Actuacións aínda máis caras estanse levando a cabo para resolver o problema nos pequenos núcleos rurais, ao



optar polas pequenas depuradoras compactas, que só na parte de depuración requiren un investimento superior aos 500 euros/habitante, e un consumo de enerxía eléctrica que supera os 6 euros/hab.ano (La Voz de Galicia, 2004).

**Táboa 6.3. Depuración microbiana e eliminación de nutrientes para o sistema anaerobio-humidal (setembro 2004)**

	Coliformes totais <sup>a</sup>	Coliformes fecais <sup>a</sup>	Estreptococos fecais <sup>a</sup>	Nitróxeno total <sup>b</sup>	Amoníaco <sup>b</sup>	Ortofosfatos <sup>c</sup>
Concentración						
Influente	15625000	5777500	364250	76.00	62.02	2.00
Efluente anaerobio	10250000	6050000	357500	61.00	42.23	2.50
Efluente final	103000	53500	4448	42.00	33.13	1.40
Porcentaxes de eliminación						
Anaerobio	34.4	-4.7	1.9	19.7	31.9	-25.0
Humidal	99.0	99.1	98.8	31.1	21.5	44.0
Global	99.3	99.1	98.8	44.7	46.6	30.0

Promedios de catro mostras semanais correspondentes a setembro de 2004

<sup>a</sup> (ufc/100 mL), <sup>b</sup> (mgN/L), <sup>c</sup> (mg PO<sub>4</sub>/l)

**Táboa 6.4. Custos de investimento e prestacións das instalacións experimentadas en Galiza**

Planta	Tamaño	Condições de utilización	Investimento (euros/hab)	Prestacións
UASB Os Liñares	7.2 m <sup>3</sup>	>10h (estimado)	50	90%SS, 56% DQO e 48%DBO
UASB en A Silvouta	25 m <sup>3</sup>	TRH 10 h (metanoxénico)	30	>80%SS, >60% DQO e DBO
HUSB en A Silvouta	25 m <sup>3</sup>	TRH 3-5 h (hidrolítico)	15	>80%SS, >40% DQO e DBO
Humidal Os Liñares	72 m <sup>2</sup>	2 m <sup>2</sup> /hab	85	73% DQO e 78%DBO
Humidal A Silvouta	150 m <sup>2</sup>	2 m <sup>2</sup> /hab	120-160	En posta en marcha

Fronte a estes custos, un pretratamento anaerobio sitúase entre os 15 e os 50 euros/hab e ano, e un tratamento secundario completo mediante un proceso anaerobio seguido dun humidal, nuns 100-200 euros/hab.ano, para realizacións de pequena escala (30-150 habitantes equivalentes) (ver a táboa 6.4). No caso de realizacións de maior escala, estes custos veranse reducidos. Por outra parte, os custos de mantemento sitúanse nos rangos máis baixos das tecnoloxías dispoñíbeis hoxe en día, ao non requirir consumo enerxético nin mantemento tecnolóxico. O factor principal dos custos de mantemento corresponde á limpeza e supervisión periódica do funcionamento hidráulico do sistema. Estas actividades pódense realizar con persoal local, previo adestramento, polo que contribúe á creación de emprego no ámbito local.

## 6.7. PROXECTO EDUCATIVO DA ASOCIACIÓN ADEGA

A aplicación da dixestión anaerobia á depuración de augas residuais urbanas é novidosa en todo o mundo, con realizacións á escala de campo unicamente en países de clima máis cálido. Por outra parte, a depuración en zonas húmidas construídas pódese considerar unha tecnoloxía consolidada, mais non se coñecen realizacións no ámbito galego diferentes das descritas aquí. Da combinación dunha e outra a penas existen a nivel internacional.

En consideración desta situación, a Asociación ecoloxista ADEGA elaborou un proxecto educativo consistente en utilizar como recurso de educación ambiental unha

instalación de depuración baseada na tecnoloxía anaerobia como pretratamento seguida dunha zona húmida como postratamento (tecnoloxía similar ao humidal de Beariz descrito enriba). O proxecto foi concibido como instalación demostrativa sobre as alternativas de depuración das augas residuais (dixestor anaerobio + zona húmida *versus* o sistema de tratamento tradicional) e sobre a problemática da contaminación da auga. Sitúase no recinto dunha depuradora convencional, a de Santiago de Compostela, consistente esta nun tratamento primario por decantación e un proceso de lodos activos. O proxecto conta coa colaboración económica da Fundación La Caixa, participando a Universidade da Coruña na dirección científica e achegando soporte técnico a empresa Aquagest. O concello de Santiago facilita os terrenos no que está instalada a depuradora, e financia parte do programa de educación ambiental deste proxecto.

A experiencia ven a dar continuidade e complementar o programa de educación ambiental que ADEGA ten sobre o ciclo da auga na cidade, presentando propostas de solución que atinxan a esta así como aos medios rurais, moitas veces esquecidos. Por outra banda, este proxecto ven a consolidar a aposta que ADEGA ten feito pola colaboración con diversas entidades así como na procura de novas vías de financiamento para os seus programas, como recomenda a Estratexia Galega de Educación Ambiental (EGEA) (Xunta de Galicia, 2000).

A EGEA pretende fomentar en diversos ámbitos e desde diferentes sectores o desenvolvemento sustentábel mediante a educación ambiental, e presenta a contaminación das augas como un dos principais problemas de ámbito galego: "Durante as últimas décadas produciuse un empeoramento da calidade das augas continentais (...) ocasionado principalmente polo aumento dos vertidos de augas residuais" (p. 42). Afirmar así mesmo a importancia do movemento ecoloxista "na sensibilización do público, na denuncia diante do conxunto da poboación das problemáticas locais, rexionais ou globais máis evidentes e na presentación de posíbeis alternativas para a súa solución" (p. 67).

Ao igual que ADEGA ven facendo en relación coa problemática dos residuos, achegando experiencias e programas de compostaxe caseira como proposta de solución á xestión dos residuos orgánicos, nesta nova experiencia liga conxuntamente a EA e a xestión, no eido do tratamento de augas residuais, e contribúe á busca de solucións aos problemas ambientais ligados á contaminación dos ríos.

O proxecto educativo inclúe a realización de charlas informativas en centros de ensino, asociacións de veciños/as, amas de casa, .... e visitas en grupo ás instalacións, así como a elaboración de material divulgativo e educativo. Nestas actividades abórdase o problema da contaminación das augas residuais, a redución en orixe, e a comparación entre diferentes tecnoloxías de depuración. Con tal finalidade aproveítanse tanto as instalacións convencionais da EDAR de A Silvouta (Axuntamento de Santiago de Compostela) como as do novo proxecto demostrativo.

A parte anaerobia da instalación empregouse xa nos últimos anos para a realización dalgunhas das investigacións descritas no capítulo 3 deste caderno. A construción da zona húmida tivo lugar na primavera de 2005 e comezou a operar en xuño dese ano, con moi bos resultados durante os seis meses de operación transcorridos desde entón. O proxecto prevé manter o funcionamento e uso educativo-demostrativo destas instalacións durante dous anos, sen prexuízo de que poidan continuar nun futuro. As instalacións están pois abertas á visita de calquera persoa interesada, para o que se debe contactar coa Asociación ADEGA.

O programa educativo iniciouse en xaneiro de 2004. A longo dese ano



realizáronse 37 charlas e 37 visitas. O total de participantes ascendeu as 860 persoas, correspondentes a 11 grupos de centros de educación primaria, 20 grupos de centros de educación secundaria (inclúense algúns ciclos formativos) e 6 grupos de centros universitarios (tanto da vertente social como tecnolóxica). A maioría procederon da zona de Santiago de Compostela, pero tamén houbo centros doutras zonas de Galiza. Unha vez completadas as instalacións ampliárase a oferta a outros sectores diferentes do educativo.

## 6.8. CONCLUSIÓNS

Os sistemas de depuración descentralizados e de baixo custo resultan axeitados para a súa aplicación a zonas rurais, e os seus baixos requirimentos tecnolóxicos e enerxéticos son factores claves de sustentabilidade. Neste sentido, unha fórmula novedosa é a combinación dixestión anaerobia con tratamentos naturais con base no terreo, como as zonas húmidas. Neste traballo descríbese un pretratamento anaerobio consistente en dous dixestores de  $3,6 \text{ m}^3$ , de construción simple, combinado cunha zona húmida de  $72 \text{ m}^2$  de superficie para o postratamento da auga residual dun núcleo rural de 35 habitantes. O pretratamento anaerobio reduciu o custo global da planta en algo máis do 30%, ao tempo que axuda a evitar problemas de colmatación e maos olores. A operación da planta ten lugar sen subministro eléctrico nin consumo de produtos químicos, nula xeración de lodo e baixas necesidades de mantemento.

Os resultados indican que os dixestores anaerobios achegaron a maior parte da eliminación de sólidos en suspensión (SS), e unha parte significativa da eliminación de demanda química de oxíxeno (DQO) e demanda biolóxica de oxíxeno ( $\text{DBO}_5$ ), cun promedio do 90% en SS, 56% en DQO e 48% en  $\text{DBO}_5$ . O humidal completou a eliminación de SS (35%) e mostrou unha elevada capacidade de eliminación de materia orgánica solúbel, con depuracións do 73% en DQO e 78% en  $\text{DBO}_5$ . A depuración global foi do 93% en SS e do 88% en DQO e  $\text{DBO}_5$ , e a calidade promedio do efluente tratado foi de 23 mgSS/l, 24 mg  $\text{DBO}_5$ /l e 41 mgDQO/l.

A eliminación de microorganismos patóxenos situouse polo xeral entre o 95-99%, con valores ocasionais inferiores determinados maiormente por baixas concentracións de entrada. A eliminación de nitróxeno total, amoníaco, fósforo e ortofosfatos aumentou lixeiramente ao longo do segundo ano de operación do humidal, situándose finalmente en valores do 64,1%, 50,6%, 60,2% e 56,7%, respectivamente.

## AGRADECEMENTOS

O proxecto tecnolóxico e educativo posto en marcha pola asociación ADEGA coa participación da Universidade da Coruña conta coa colaboración económica da Fundación La Caixa. Participan así mesmo no mesmo a empresa Aquagest, a empresa Labaqua e o Concello de Santiago de Compostela. Os resultados de operación da zona húmida descritos neste artigo corresponden ao humidal construído polo Concello de Beariz (Ourense) e xestionado pola Asociación ADEGA coa participación da Universidade da Coruña.



## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Álvarez, J.A.; Zapico, C.A.; Gómez, M.; Presas, J. e Soto, M. (2003). Anaerobic Hydrolysis of a Municipal Wastewater in a Pilot Scale Digester. *Wat. Sci. Technol.* **47**(12), 223-230.
- Álvarez, J.A. (2004). "Tratamiento anaerobio de aguas residuales urbanas en planta piloto". Tesis Doutoral. Dpto Química Física e Enxeñaría Química I. Universidade da Coruña.
- Álvarez, J.A.; Armstrong, E.; Gómez, M. e Soto, M. (2004). Performance of an UASB-Digester System Treating Domestic Wastewater. *Environmental Technology*, **25**(11), 1189-1199.
- Álvarez, J.A.; Ruiz, I.; Gómez, M. e Soto, M. (2005). Start-up Alternatives and Performance of an UASB Pilot Plant treating Diluted Municipal Wastewater at Low Temperature. *Bioresource Technology* (in press).
- APHA, AWWA & WPCF (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19<sup>th</sup> Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/ Water Environment Federation, Washington D.C., USA.
- Araujo, M.; Sueiro, R. A.; Gómez, M. J.; Santos, C. J. y Garrido, M. J. (2001). Evaluation of Coli-ID and Mug Plus media for recovering E. coli and other coliform bacteria from groundwater samples. *Wat. Sci. Technol.*, **43**, 213-216.
- Arias C., Brix H. y Johansen N. (2003). Phosphorus retention in subsurface constructed wetlands: investigations focused on calcareous materials and their chemical reactions. *Wat. Sci. Tech.*, **48**(5), 51-59.
- Barros, P. e Soto, M. (2002a). Anaerobic systems for domestic wastewater treatment in rural areas. International Conference on "Small Wastewater Technologies and Mangement for the Mediterranean Area". Sevilla, 20-22 de marzo.
- Barros, P. e Soto, M. (2002b). Saneamiento descentralizado en núcleos rurales mediante la combinación de digestores anaerobios y zonas húmedas. 4º Seminario y Taller Iberoamericano sobre Vivienda Rural y Calidad de Vida en los Asentamientos Rurales. Puerto Montt, Región X Chile, 21-25 de octubre.
- Barros, P. e Soto, M. (2004). Depuración natural avanzada en núcleos rurais. II Congreso Internacional de Enxeñaría Civil, Territorio e Medio Ambiente. Santiago de Compostela, pax. 1611-1622. 22-24 setembro.
- Brix H. (1994). Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Wat. Sci. Tech.*, **30**(8), 209-223.
- Collado, N. (2000). *Análisis Económico de Sistemas Naturales de Depuración en Núcleos Rurales*. ETSECCPB dissertation, Technical University of Catalonia, 89 pp.
- Cooper P. (2003). Sizing vertical flow and hybrid constructed wetland systems. In: *The Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in constructed Wetlands*, 1<sup>st</sup> International Seminar. Dias V. y Vymazal J. (eds.), Instituto Nacional da Água, Lisbon, Portugal, pp. 195-218.
- Elmitwalli T.; Zeeman, G. e Lettinga, G. (2001). "Anaerobic treatment of domestic sewage at low temperature". *Water Science and Technology*, **44**(4), 33-40.
- Florencio, L.; Kato, M.T. e Morais, J.C. (2001). "Domestic sewage treatment in full-scale UASB plant at Mangueira, Recife, Pernambuco". *Water Science and Technology*, **44**(4), 71-77.
- García J. (2003). Design factors of horizontal flow constructed wetlands. In : *The Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in constructed Wetlands*, 1<sup>st</sup> International Seminar. Dias V. y Vymazal J. (eds.), Instituto Nacional da Água, Lisbon, Portugal, pp. 497-520.
- García J., y Mujeriego R. (1997). Humedales construídos de fluxo superficial para tratamento terciario de augas residuais urbanas en base a la creación de novos ecosistemas. *Tecnambiente*, **75**, 37-42.
- García J., Ruíz A. y Junqueras X. (1997). Depuración de augas residuais mediante humedales construídos. *Tecnología del Agua*, **165**, 58-65.
- García J., Mujeriego R., Obis J.M. y Bou, J. (2001). Wastewater treatment for small communities in Catalonia (Mediterranean region). *Wat. Pol.*, **3**, 341-350.
- García J., Bourrouet A., Mujeriego R., Freixes A., y Peñuelas G. (2001). Wastewater treatment by pond systems: experiences in Catalonia, Spain. *Wat. Sci. Tech.*, **42**(10-11), 35-42.



- García J., Ojeda E., Sales E., Chico F., Píriz T., Aguirre P., y Mujeriego R. (2003). Spatial variations of temperature, redox potential, and contaminants in horizontal flow reed beds. *Ecol. Eng.*, **21**, 129-142.
- García J., Aguirre P., Mujeriego R., Huang Y., Ortiz L. y Bayona, J. M. (2004a). Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Wat. Res.*, **38**(7), 1669-1678.
- García J., Aguirre P., Barragán J., Mujeriego R., Matamoros V. y Bayona, J. M. (2004b). Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands: long term performance. *Wat. Res.*, submitted.
- Gonçalves, R.F.; Charlier, A.C. e Sammut, F. (1994). "Primary fermentation of soluble and particulate organic matter for wastewater treatment". *Water Science and Technology*, **30**(6) 53-62.
- Gonçalves, R.F.; Araújo, V.L. de y Bof, V.S. (1999). "Combining upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors and submerged aerated biofilters for secondary domestic wastewater treatment". *Water Science and Technology*, **40**(8), 71-79.
- Hammes F., y Verstraete W. (2002). Key roles of pH and calcium metabolism in microbial carbonate precipitation. *Re/Views in Environmental Science and Bio/Technology* **1**, 3-7.
- Henze, M.; Harremoës, P.; La Cour Jansen, J. E y Arvin, E. (2000). "Wastewater treatment: biological and chemical processes. 3<sup>rd</sup> ed., Springer- Verlag, Berlín.
- Henze, M. y Ledin, A. (2001). "Types, characteristics and quantities of classic, combined domestic wastewaters". En "Decentralised Sanitation and Reuse. Concepts, systems and implementation". *Integrated Environmental Technology Series*. IWA Publishing, 57-72.
- Hoffmann, H.; Platzer, C.; Heppeler, D.; Barjenbruch, M.; Tränckner, J. y Belli, P. (2002). "Combination of anaerobic treatment and nutrient removal of wastewater in Brazil". *Proceed. of the 3<sup>rd</sup> Water World Congress*. Melbourne, 9-12 April.
- Huang Y., Ortiz L., García J., Aguirre A., Mujeriego R. y Bayona J.M. (2004). Use of headspace solid-phase microextraction to characterize odour compounds in subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.*, **49**(9), 89-98.
- Huang Y., Latorre A., Barceló D., García J., Aguirre A., Mujeriego R. y Bayona, J.M. (2004). Factors affecting linear alkylbenzene sulfonates removal in subsurface constructed wetlands. *Environ. Sci. Tech.*, **38**, 2657-2663.
- Kadlec R.H. y Knight R.L. (1996). *Treatment Wetlands*. CRC Press, Florida, 893 pp.
- Kadlec R.H., Knight R.L., Vymazal J., Brix H., Cooper P. y Haberl, R. (2000). *Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation*. IWA Specialist Group on use of Macrophytes in Water Pollution Control, IWA Publishing. 156 pp.
- Kalker, T.J.; Maas, J.A. e Zwaag, R.R. (1999). "Transfer and acceptance of UASB technology for domestic wastewater: two case studies". *Water Science and Technology*, **39**(5), 219-225.
- Kalogo, Y. e Verstraete (2000). "Technical feasibility of the treatment of domestic wastewater by a CEPS-UASB system". *Environmental Technology*, **21**, 55-65.
- La Voz de Galicia (2004). El alcalde confía en las depuradoras compactas para sanear la zona rural. 28 de xaneiro. <http://www.lavozdegalicia.es>.
- Lens, P.; Zeeman, G. e Lettinga, G. (Ed.) (2001). *Decentralised sanitation and reuse; concepts, systems and implementation*. IAW Publishing, London.
- Lettinga, G.; de Man, A.; Van der Last, A.R.M.; Wiegant, W.; Van Knippenberg, K.; Frijns, J. y Van Buuren, J.C.L. (1993). "Anaerobic treatment of domestic sewage and wastewater". *Water Science and Technology*, **27**(9), 67-73.
- Ligero, P. (2001a). "Hidrólise e granulación no tratamento anaerobio de augas residuais urbanas". Tese Doutoral. Departamento Química Física e Enxeñaría Química I. Universidade da Coruña.
- Ligero, P.; Vega, A. e Soto, M. (2001b). "Pre-treatment of urban wastewaters in a hydrolytic up flow digester". *Water SA*, **27**(3), 1-6.
- Ligero, P.; Vega, A. e Soto, M. (2001c). "Influence of HRT (hydraulic retention time) and SRT (solid retention time) on the hydrolytic pre-treatment of urban wastewater". *Water Science and Technology*, **44**(4), 7-14.
- Man, A.W. de; Grin, P.C.; Roersma, R.; Grolle, K.C. e Lettinga, G. (1986). "Anaerobic treatment of sewage at low temperatures". *Proceed. of Anaerobic Treatment a grown-up Technology*, Amsterdam, The Netherlands, 451-466.

- Mander Ü., Kuusemets V., Lohmus K., Mauring T., Teiter S. y Augustin, J. (2003). Nitrous oxide, dinitrogen and methane emission in a subsurface flow constructed wetland. *Wat. Sci. Tech.*, **48**(5), 135-143.
- Martí E. (2003). *The Recycling Effect in the Nitrification-Denitrification Process in Vertical Flow Constructed Wetlands*. ETSECCPB dissertation, Technical University of Catalonia, 120 pp.
- Metcalf & Eddy (1995). "Ingeniería de aguas residuales, tratamiento, vertido y reutilización". Volumen II, 4ª. Edición, Edit. MacGraw-Hill, España.
- MMA (2005). "Perfil ambiental de España 2004. Informe basado en indicadores". Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Reed S.C., Crites R.W. y Middlebrooks E.J. (1995). *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. 2nd Edition. MCGraw-Hill, New York, 431 pp.
- Robusté, J. (2004). Humedales en explotación, experiencia en Catalunya. In : *Nuevos Criterios para el Diseño y Operación de Humedales Construidos. Una Alternativa de Bajo Coste para el Tratamiento de Aguas Residuales*. García J., Morató J. y Bayona J.M. (eds.). Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona.
- Rousseau D.P.L., Vanrolleghem P.A. y De Pauw N. (2004). Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Wat. Res.*, **38**(6), 1483-1493.
- Ruiz, I., Álvarez, J.A. e Soto, M. (2001). El Potencial de la Digestión Anaerobia en el Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas y Efluentes de Baja Carga Orgánica. En GRANDE, Nuno, ARROJO AGUDO, Pedro y MARTÍNEZ GIL, Javier (coords.), Una cita europea con la nueva cultura del agua: la Directiva Marco. Perspectivas en Portugal y España. II Congreso Ibérico sobre Planificación y Gestión del Agua. Junta de Andalucía, Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Fundación Calouste Gulbenkian, Universidad de Zaragoza, Institución "Fernando el Católico", Zaragoza, 2001. I.S.B.N. 84-7820-620-5. Libro CD-ROM.
- Ruiz, I. (2004). Tratamiento anaerobio de augas residuais urbanas en dixestores UASB. Tese doctoral, Universidade da Coruña.
- Schellinkhout, A. e Collazos, C.J. (1992). "Full-scale application of the UASB technology for sewage treatment". *Water Science and Technology*, **25**(7), 159-166.
- Seghezzo, L.; Guerra, R.G.; González, S.M.; Trupiano, A.P.; Figueroa, M.E.; Cuevas, C.M.; Zeeman, G. e Lettinga, G. (2002). "Removal efficiency and methanogenic activity profiles in a pilot-scale UASB reactor treating settled sewage at moderate temperatures". *Water Science and Technology*, **45**(10), 243-248
- Soto, M. (1994). Depuración de augas residuais. En *Os residuos na Galiza*. VV.AA. Baia Ed., A Coruña.
- Soto, M.; Gómez, M. e Presas, J. (2001). Depuración de augas residuais mediante zonas húmidas: proxecto para a sua aplicación nun núcleo rural. <http://www.cepis.ops-oms.org>. 1º Premio do I Concurso Medioambiental do Concello de Santiago - Modalidade Ecoideas.
- Soto, M. (2003). Alternativas de saneamento e sustentabilidade. *ADEGA-Cadernos*, **11**, 37-48.
- Stottmeister U., Wiessner A., Kunschik P., Kappelmeyer U., Kästner M., Bederski O., Müller R.A. y Moormann H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, **22**, 93-117.
- Tanner C.C. y Kadlec R.H. (2003). Oxygen flux implications of observed nitrogen removal rates in subsurface-flow treatment wetlands. *Wat. Sci. Tech.*, **48**(5), 191-198.
- USEPA. (United States Environmental Protection Agency) (2000). *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. EPA/625/R-99/010, USEPA Office of Research and Development, Cincinnati, OH.
- Van der Last, A.R. e Lettinga G. (1992). "Anaerobic treatment of domestic sewage under moderate climatic (Duth) conditions using upflow reactors at increased superficial velocities". *Water Science and Technology*, **25**(2), 167-178.
- Vázquez, M. (2005). "Implantaremos o concepto medioambiental dunha maneira transversal". Entrevista ao Conselleiro de M.A. *Cerna* **45**, 18-21.
- Vymazal J. y Masa, M. (2003). Horizontal sub-surface flow constructed wetland with pulsing water level. *Wat. Sci. Tech.*, **48**(5), 143-148.
- Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B. y Haberl, R. (1998). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, 366 pp.

- Wang, K. (1994). "Integrated anaerobic and aerobic treatment of sewage". Tesis Doctoral, Departamento de Biotecnología, Universidad de Wageningen, Holanda.
- Xunta (1998). Segundo plano de saneamento de Galicia. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela.
- Xunta (2000). Estratexia Galega de Educación Ambiental. Consellería de Medio Ambiente Santiago de Compostela 2000.
- Zeeman, G. e Lettinga, G. (1999). "The role of anaerobic digestion of domestic sewage in closing the water and nutrient cycle at community level". *Water Science and Technology*, **39**(5), 187-194.
- VVAA Auga e Educación Ambiental: Nuevas propuestas para la acción (Ponencias y comunicaciones do congreso)CAM Alicante, 2004

# ...DE COLECCIÓN! ADEGA CADERNOS



## MONOGRAFIAS

**Nº 1: MINICENTRAIS HIDROELÉCTRICAS. ENERXÍA EÓLICA.M.**  
Soto e R. Varela. 44 páx.

**Nº2: A ECONOMÍA E A ECOLOXÍA DO MEDIO MARIÑO.**  
G. Alejandro Muinhos, X. Paz, J. Varona, M.A. Murado, M. Soto, J.M. Lema e L.Mª Pérez, 52 páx.

**Nº 3: XESTIÓN DO LIXO: UNHA ALTERNATIVA ECOLÓXICA AO PLANO DE SOGAMAM.**  
Soto, 64 páx.

**Nº 4: AGROECOLOXÍA NA GALIZA**  
X.M. Vilas, L.F. Prieto, X. Simón, F. Malvar, I. Torres, L. Touza, Y. Pouliquen. 56 páx.

**Nº5: TRANSPORTE E MEDIO AMBIENTE.**  
Varios autores, 72 páx.

**Nº6: A COMPOSTAXE DE RESIDUOS.**  
Varios autores, 64 páx.

PEDIDOS A ADEGA: PVP: 600 Ptas. (socias/os, 300 Ptas. no caso de suscripción)