

Caracterización y Gestión de Olores en Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales

Editores:

Raúl Muñoz Torre

Raquel Lebrero Fernández

José Manuel Estrada Pérez

Caracterización y Gestión de Olores en Estaciones
Depuradoras de Aguas Residuales

Editores:

Raúl Muñoz Torre

Raquel Lebrero Fernández

José Manuel Estrada Pérez

Reservados todos los derechos. Está prohibido bajo sanciones penales y el resarcimiento civil previsto en las leyes, reproducir, registrar o transmitir esta publicación, íntegra o parcialmente por cualquier sistema de recuperación y por cualquier medio, se mecánico, electrónico, magnético, electroóptico, por fotocopia o por cualquier otro, sin la autorización previa por escrito de los autores.

Imprime: Gráficas Germinal S.C.L.

Valladolid

ISBN: En trámite

Prólogo

La existencia de una legislación ambiental cada vez más estricta, la alarmante proximidad de las zonas residenciales a las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDARs) y el aumento de las expectativas ciudadanas con respecto a los estándares de calidad ambiental exigidos a las compañías que explotan estas EDARs, han provocado un aumento substancial del número de quejas por contaminación odorífera en los últimos años. De hecho, más de la mitad de las quejas recibidas por las agencias medioambientales a nivel mundial son debidas a malos olores. Basta con una revisión rápida de los principales periódicos de tirada nacional para darse cuenta de la enorme relevancia social que la contaminación por malos olores tiene en nuestra sociedad actual.

Aunque no constituyen una causa directa de enfermedad, una exposición continuada a emisiones odoríferas intensas puede afectar negativamente a la salud humana, causando náuseas, dolores de cabeza, insomnio, pérdida del apetito, problemas respiratorios, etc. Además, estas emisiones odoríferas conllevan un alto riesgo ocupacional en recintos poco ventilados de EDARs, como pueden ser las instalaciones de la línea de tratamiento de lodos. La contaminación por malos olores conlleva también un importante coste económico derivado de la devaluación de las propiedades situadas en las inmediaciones de fuentes de malos olores. Por consiguiente, la minimización y eliminación de emisiones odoríferas se están convirtiendo en dos de los principales retos a nivel mundial de las compañías explotadoras de EDARs, cada día más preocupadas por su imagen pública. En España, la inminente aprobación del borrador de ley de contaminación por malos olores en Cataluña, junto con las vigentes legislaciones en municipios como Bañolas, Sant Vincent de Raspeig, o Lliça de Vall, etc. suponen para las EDARs una presión adicional en materia de gestión de la contaminación por malos olores.

Desde el Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente de la Universidad de Valladolid, en colaboración con el Laboratorio de Ingeniería Química y Ambiental de la Universidad de Girona, hemos querido organizar dentro del marco del proyecto CONSOLIDER-NOVEDAR una Jornada Técnica con el objeto de abordar el estado del arte de la caracterización, gestión y tratamiento de la contaminación odorífera procedente de EDARs. Dicha jornada ha sido posible también gracias al inestimable apoyo de empresas del sector como SGS, Agbar, Aqualia, y Soluciones Técnicas Ambientales.

Valladolid, 24 de Mayo de 2010



Raúl Muñoz Torre

Dpto. de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente
Universidad de Valladolid

ÍNDICE

I.	Percepción y Caracterización de Olores	1
	<i>R. Muñoz</i>	
II.	Fuentes de Olores	13
	<i>R. Lebrero y J. M. Estrada</i>	
III.	Toma de muestras para su análisis sensorial de acuerdo a la Norma UNE-EN 13725	29
	<i>G. Escorial Briso-Montiano, S. Belizón Gómez</i>	
IV.	Medición analítica de olores y otras técnicas.....	41
	<i>Manuel Almarcha Morell y Daniel Almarcha Riera</i>	
V.	Legislación y Evaluación de Impacto	71
	<i>R. Lebrero, J. M. Estrada, G. Escorial Briso-Montiano</i>	
VI.	Control Químico de Septicidad en Redes de Alcantarillado	81
	<i>J. Aguilera, M. Isidro, J. Millà, H. Villagrasa, P. Icaran</i>	
VII.	Prevención y Contención de Olores	101
	<i>R. Muñoz y M. Martín</i>	
VIII.	Procesos de Adsorción	115
	<i>María. J. Martín, Alba Anfruns, R. Lebrero, J. M. Estrada, Carla Canals, Esther Vega</i>	
IX.	Oxidación biológica	127
	<i>R. Muñoz</i>	
X.	Sistemas avanzados de tratamiento de olores: Aplicación a casos reales	141
	<i>Sílvia Nadal</i>	
XI.	Gestión de olores en el contexto empresarial: necesidades y experiencia	161
	<i>L. Bouchy, A. Pérez, M. Gullón, J.J. Morales, V. Lazárova</i>	

I

Percepción y Caracterización de Olores

R. Muñoz

Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente

Universidad de Valladolid

I.1. FUNDAMENTOS DE LA PERCEPCIÓN DE OLORES

El olfato es, junto con el gusto, un sentido con base químico-sensorial que presenta una alta subjetividad y variabilidad de respuestas debido al amplio rango de sensibilidades olfativas existentes y a las asociaciones emocionales y estéticas que acompañan al proceso de percepción de olores: “*diferentes personas encuentran ofensivos diferentes olores a diferentes concentraciones*”. Esta subjetividad y variabilidad han limitado durante años el desarrollo de técnicas olfatómetricas robustas y fiables para la caracterización de olores (Gostelow y col. 2001). De manera simplificada, el proceso de percepción consta de dos etapas secuenciales: una primera recepción de los compuestos odoríferos por parte de las células olfativas situadas en la cavidad nasal seguida de una interpretación de los estímulos recibidos por parte del cerebro, con la consiguiente creación de una impresión mental de ese olor (figura I.1).

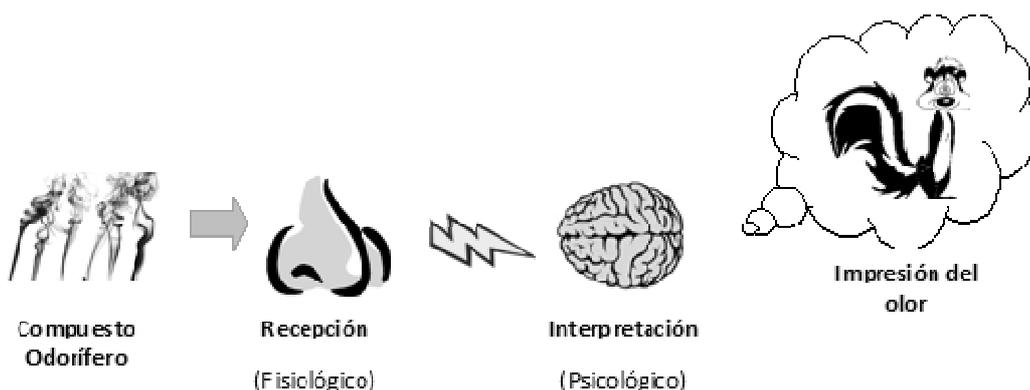


Figura I.1. Diagrama simplificado del proceso de percepción de olores (Stuetz y Frechen, 2001).

La percepción de olores se inicia por tanto en el epitelio olfativo situado en la parte superior de la cavidad nasal. Los compuestos odoríferos presentes en el aire inhalado (solo un 3 % del aire alcanza el epitelio olfativo) alcanzan primero la mucosa que cubre el epitelio y son transportados por proteínas fijadoras hasta los cilios de las células receptoras olfativas. Estos cilios, que constituyen las terminaciones de las células olfativas, contienen unas proteínas receptoras en su membrana que generan una señal eléctrica en contacto con los compuestos odoríferos (figura I.2).

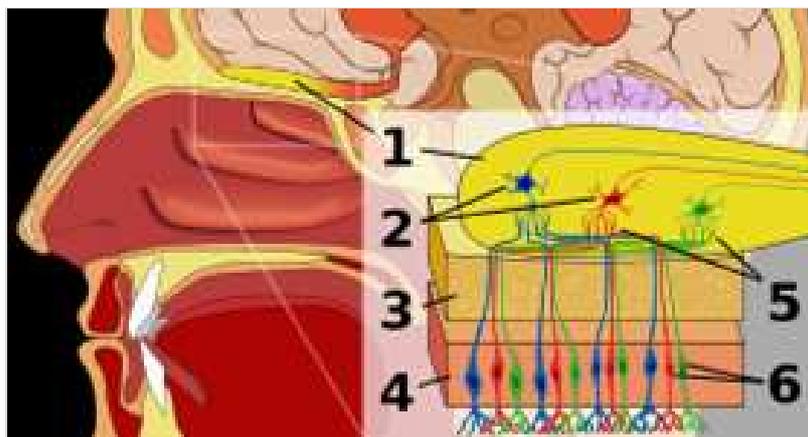


Figura I.2. Arquitectura del sistema olfativo humano. 1 bulbo olfativo, 2 células mitrales, 3 lámina cribosa, 4 epitelio nasal, 5 Glomérulos olfatorios, 6 Células receptoras olfativas.

Este impulso nervioso se transmite a través del axón de las células olfativas hasta el bulbo olfativo (compuesto por glomérulos olfatorios y células mitrales). La arquitectura de bulbo olfativo es tal que aproximadamente 1000 neuronas olfativas convergen en una célula mitral, lo que constituye un sofisticado sistema de amplificación de los estímulos nerviosos generados en los más de 20 millones de células olfativas en humanos. Finalmente, las señales son enviadas a los centros sensoriales de la corteza cerebral, donde son descodificadas e interpretadas (figura I.2).

La respuesta del aparato olfativo a un estímulo odorífero depende tanto del sujeto receptor como de las características de la muestra odorífera. Por un lado, la sensibilidad del sistema olfativo en la respuesta a estímulos disminuye con la edad, y es menor en fumadores y sujetos con mal estado de salud (Bliss y col. 1996). La capacidad de percepción se ve también atenuada tras exposiciones prolongadas a olores (lo que se conoce como *fatiga* o *adaptación*) mientras que exposiciones esporádicas pueden aumentar la sensibilidad de los sujetos (como resultado de la habilidad de los mismos para identificar ese olor en particular). Además, dentro de la población podemos encontrar desde sujetos con una alta sensibilidad (*supermoses*) a individuos sin la capacidad de detectar olores (trastorno olfativo denominado anosmia). Por otro lado, la percepción de olores está determinada por las características del compuesto odorífero ya que existen compuestos cuya intensidad en la percepción aumenta rápidamente al aumentar su concentración en un rango de concentraciones muy estrecho, mientras que otros compuestos conllevan un aumento leve/moderado en la

estimulación de las células olfativas en un intervalo de concentraciones mucho más amplio. Del mismo modo, la percepción de un determinado compuesto está influenciada por la matriz en la que se encuentra, existiendo efectos sinérgicos (un compuesto o grupo de compuestos aumenta la percepción de otro) o de adaptación cruzada (reducción en la percepción de un compuesto en presencia de otro) (Stuetz y Frechen, 2001). Estas interacciones hacen imposible las estimaciones de concentraciones de olor basadas en la determinación de las concentraciones de cada uno de los compuestos presentes en la emisión (Muñoz y col. 2010).

Los compuestos odoríferos presentes en las emisiones de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs) se encuentran a concentraciones del orden de $\mu\text{g m}^{-3}$, pero a pesar de estar presentes a concentraciones traza generan molestias significativas debido a sus bajos umbrales de detección. En este contexto, se define umbral de detección como la concentración de compuesto odorífero mínima a la cual un sujeto puede detectar la diferencia entre una muestra y un blanco. La tabla I.1 muestra valores de umbrales de detección para los compuestos odoríferos más comunes en emisiones de EDARs (Suffet y col. 2004).

Compuesto odorífero	Umbral de detección (ppm)
<i>Compuestos derivados del azufre</i>	
Sulfuro de hidrógeno	0.0005
Mercaptano de etilo	0.00001
Sulfuro de dimetilo	0.001
Disulfuro de dimetilo	0.000026
<i>Compuestos derivados del nitrógeno</i>	
Amoniaco	0.038
Trimetil amina	0.0004
Indol	0.0001
Escatol	0.001
<i>Ácidos Grasos Volátiles</i>	
Ácido acético	1.1
Ácido butírico	0.0003
Ácido isovalérico	0.0006
Ácido propiónico	0.028
<i>Cetonas</i>	
Butanona	0.25
Acetona	20
Metil etil cetona	0.25

<i>Aldehídos</i>	
Acetaldehído	0.0001
Propionaldehído	0.011
Valeraldehído	0.028
<i>Hidrocarburos</i>	
Tolueno	2.1
Benceno	1.4
Fenol	46
Estireno	0.047

Como regla general los compuestos sulfurados tienen los menores umbrales de detección (en el orden de las partes por billón). En este punto es necesario resaltar que mientras en sistemas acuosos ppm equivale a mg l^{-1} (o ppb = $\mu\text{g l}^{-1}$) por estar referidos a una base másica, en sistemas gaseosos la base de referencia es molar. Esto conlleva que $1 \text{ ppm} = (10^{-6} \text{ moles} / \text{mol de aire})$ y por lo tanto su conversión a $\mu\text{g l}^{-1}$ se llevaría a cabo mediante la siguiente expresión: $[\mu\text{g l}^{-1}] = [\text{ppm}] \times M_m \times P$ $(R \times T)^{-1}$, donde M_m es la masa molecular del compuesto odorífero [g mol^{-1}], R la constante de gases ideales [$\text{atm L mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$], T la temperatura [K] y P la presión de muestra [atm].

I.2. DE LA PERPECIÓN A LAS DENUNCIAS

La existencia de una legislación ambiental cada vez más estricta, la alarmante proximidad de las zonas residenciales a EDARs como consecuencia del crecimiento descontrolado de las ciudades y el aumento de las expectativas ciudadanas con respecto a los estándares de calidad ambiental exigidos a las compañías que explotan estas EDARS, han provocado un aumento substancial del número de quejas por contaminación odorífera en los últimos años (Easter y col. 2008; Morales y col. 2008). El bajo umbral de detección de los compuestos odoríferos provenientes de estas EDARs y su inmediata asociación mental con materia orgánica en putrefacción (y con el riesgo a la salud asociado) se encuentran detrás de las molestias y denuncias ocasionadas por esta contaminación emergente. El grado de impacto, y por tanto de molestia, de la contaminación por malos olores depende de factores tan variados como las características del olor (intensidad, tono hedónico, tipo de olor, concentración y potencial de molestia), el grado de turbulencia o estabilidad atmosférica (que determina la dilución de las emisiones), el grado de exposición (tiempo de exposición, frecuencia de exposición, etc.) y las características del receptor (áreas rurales *vs.* áreas urbanas,

historial de exposición). En este contexto, aproximadamente más del 70% de las quejas y denuncias por contaminación atmosférica en Estados Unidos estuvieron relacionadas con episodios de contaminación por malos olores (Pandey y Kim, 2009). En Holanda, el porcentaje de población afectada por olores derivados del saneamiento de aguas residuales aumentó del 6 al 13 % entre 1993 y 2003, convirtiéndose en la principal causa de contaminación por malos olores por delante de la industria, el tráfico y la agricultura. En España, este porcentaje se situó en el 11% en 2008 y también constituyó la principal causa de contaminación odorífera. La contaminación por malos olores en España presenta una distribución muy heterogénea, con menores problemas en el norte y mayores en el sur (figura I.3).

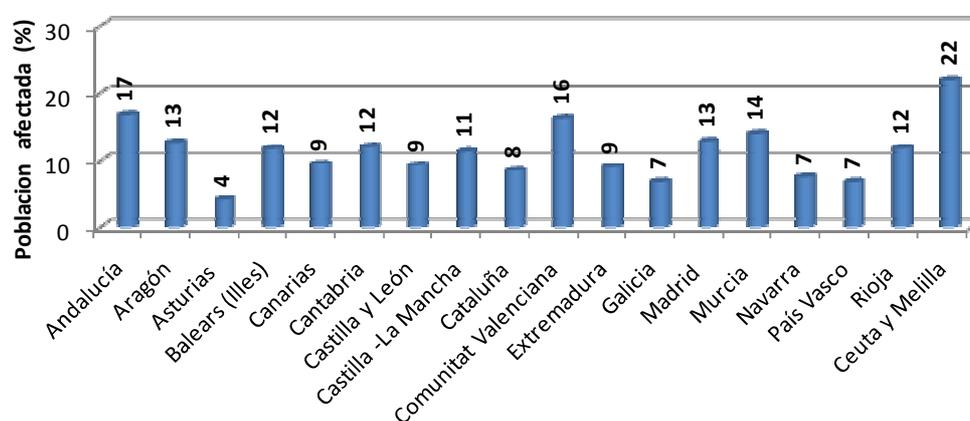


Figura I.3. Distribución por comunidades del % de hogares afectados por contaminación por malos olores derivados del saneamiento de aguas residuales (www.ine.es).

I.3. EFECTOS DE LA CONTAMINACIÓN POR OLORES

Tradicionalmente la contaminación odorífera ha recibido una menor atención que los residuos sólidos o los efluentes líquidos por conllevar un menor riesgo para la salud pública y los ecosistemas naturales. Aunque no constituyen una causa directa de enfermedad, una exposición continuada a emisiones odoríferas intensas puede afectar negativamente a la salud humana, causando náuseas, dolores de cabeza, insomnio, pérdida del apetito, problemas respiratorios, etc. (Sucker y col. 2008; Jehlickova y col. 2008). Estas emisiones odoríferas sí que pueden conllevar un alto riesgo ocupacional en recintos poco ventilados de EDARs, como pueden ser las instalaciones de la línea de tratamiento de lodos o en cabeza de planta, puesto que el sulfuro de hidrógeno en

algunas ocasiones puede llegar a alcanzar concentraciones letales de hasta 300 ppm (Stuetz y Frechen, 2001). La contaminación por malos olores conlleva también un importante coste económico. Por ejemplo, las casas situadas a una distancia inferior a 1 milla de una fuente intensa de malos olores pueden llegar a costar hasta un 15 % más baratas (Van Broeck y col. 2008). Del mismo modo, un estudio reciente realizado por van Broek y col. (2008) cifró el valor económico de una reducción del grado de molestia del 80% entre 60 y 137 euros al año, lo que confirma la magnitud social y económica del problema de contaminación odorífera.

I.4. CARACTERIZACIÓN DE EMISIONES ODORÍFERAS

Las emisiones odoríferas provenientes de EDARs y de plantas de compostaje están compuestas por mezclas complejas de varias decenas de compuestos en concentraciones traza (ppm y ppb), pero lo suficientemente elevadas como para generar molestias en la población colindante (Zarra et al. 2008). El tipo de compuesto odorífero presente en estas emisiones depende principalmente del tipo de industria y de los hábitos domésticos de la población que descarga a la red de colectores, del estado de los mismos (aparición de septicidad en algunos tramos de la red) y del correcto funcionamiento y mantenimiento de los diferentes procesos que integran la EDAR. Por otro lado, el grado de molestia depende tanto de las propiedades sensoriales de cada uno de estos compuestos como de su concentración e interacciones. Aparte del elevado número de compuestos odoríferos (con la consiguiente variabilidad en sus propiedades físico-químicas y biológicas) y de sus ínfimos niveles de concentración, estas emisiones están caracterizadas por los altos flujos de emisión (entre 1000-5000 veces los flujos de agua a tratar) (Stuetz y Frechen, 2001).

Una correcta caracterización de las emisiones odoríferas en EDARs incluye tanto un conocimiento adecuado de sus flujos (determinados mediante anemómetros y en ocasiones a partir de las mediciones de los propios sistemas de ventilación instalados en planta) como de su composición y propiedades sensoriales. Se distinguen, por tanto, dos tipos de caracterización complementarias: analítica y sensorial. Para una revisión más detallada ver Muñoz y col. (2010) y los capítulos 3 y 4 del presente libro.

I.4.1. Caracterización analítica

Una caracterización analítica comprende la identificación y cuantificación de los compuestos químicos presentes y se lleva a cabo bien mediante sensores electroquímicos específicos (muy comunes para la monitorización de H₂S y NH₃) o bien mediante técnicas de cromatografía de gases variadas (GC-MSD, GC-FID, GC-SCD, etc.) (Muñoz y col. 2010). Las técnicas analíticas presentan una mayor objetividad, repetitividad y precisión que sus homólogos sensoriales (Gostelow y col. 2001). Una correcta caracterización analítica de las emisiones, a pesar de no proporcionar una descripción del potencial de molestia de la misma, ayuda a identificar las fuentes del problema y constituye una información clave en la gestión de olores en depuradoras (p.ej. proporciona información sobre el estado de la red de colectores aguas arriba y del funcionamiento de las diferentes unidades del proceso en depuración en planta). Por último, una estimación de la naturaleza y concentración de los diferentes compuestos volátiles presentes es crucial para un diseño adecuado de los sistemas de eliminación (procesos biológicos, lavadores químicos, etc.).

I.4.2. Caracterización sensorial

Por su parte, la caracterización sensorial de emisiones odoríferas se lleva a cabo usando la nariz humana como sensor, por lo que proporciona una estimación del efecto total de la muestra en la percepción de la población afectada (Gostelow y col. 2001). Sin embargo, a diferencia de las técnicas analíticas, los análisis sensoriales (tanto cuantitativos como cualitativos) presentan una menor precisión y repetitividad debido a la naturaleza subjetiva de la percepción humana. Una caracterización sensorial completa incluiría la determinación de las 5 dimensiones de un olor: concentración de olor, tipo de olor, intensidad, tono hedónico y potencial de molestia (Stuetz y Frechen, 2001).

A día de hoy, la concentración de olor de una muestra odorífera se determina usando técnicas de olfatometría dinámica. Estas técnicas, que varían según el país, presentan la ventaja de estar basadas en la evaluación del único componente sensorial de un olor que es objetivo: su detectabilidad. De

acuerdo a la norma europea EN-13725, la concentración de olor se define como el número de diluciones de la muestra analizada para el cual el 50 % de los panelistas empleados en la determinación (6 o más) no detectan olor o no pueden diferenciarlo de un aire libre de olor. Este número de diluciones se expresa como unidades de olor por metro cúbico (OU m⁻³). Las mediciones olfatómicas se llevan a cabo en olfatómetros (figura I.4) y son determinaciones laboriosas, costosas (200-400 € por muestra) y de alta incertidumbre, pero necesarias por constituir la base de las legislaciones en materia de olores en prácticamente la totalidad del mundo.



Figura I.4. Olfatómetro de dos puertos de elección forzada. Cortesía de University of New South Wales.

La segunda dimensión de un olor es su intensidad, que se define como la fuerza o intensidad de la sensación con la que un olor es percibido. Esta dimensión está relacionada logarítmicamente con la concentración de olor de acuerdo a la ley de Fechner:

$$Intensidad = k_1 \cdot \log([olor]) + k_2 \quad (1)$$

Donde k_1 y k_2 son constantes y $[olor]$ la concentración de olor. Para la determinación de la intensidad, se presentan al grupo de panelistas una serie de 12 muestras a concentraciones por encima del su umbral de detección y de manera aleatoria, y estos juzgan la intensidad de percepción en una escala de 0 a 6: sin olor = 0; muy débil = 1; débil = 2; distinguible = 3; fuerte = 4; muy fuerte = 5; extremadamente fuerte = 6.

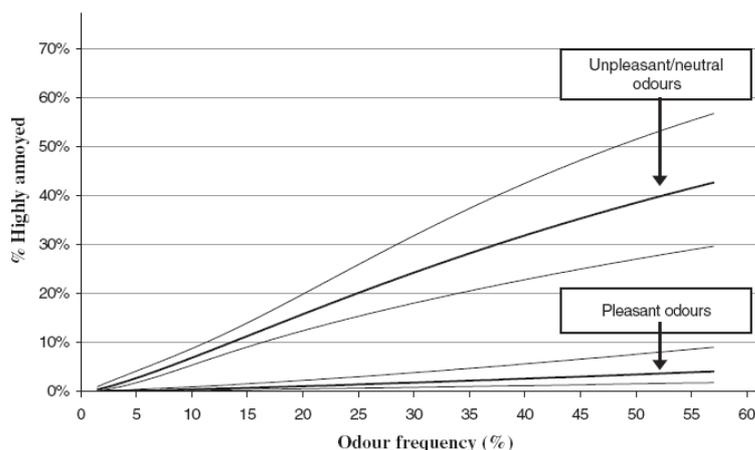


Figura I.6. Porcentaje de residentes muy molestos frente a la frecuencia del olor y el tono hedónico, con un intervalo de confianza del 90%.

Por último, el potencial de molestia de un olor describe la magnitud de la capacidad para causar molestias en humanos sometidos a exposiciones frecuentes de olores de intensidad media (de acuerdo con la escala de intensidad).

I.5. AGRADECIMIENTOS

Se agradece la financiación del contrato RYC-2007-01667, y muy especialmente de los proyectos NOVEDAR-Consolider (CSD2007-00055) y CTQ2009-07601.

I.6. REFERENCIAS

- Bliss P.J. Schulz T.J. Senger T. Kaye R.B. (1996). Odour measurement - factors affecting olfactometry panel performance. *Wat. Sci. Technol* 34(3-4), 549-556.
- Burlingame G.A. Suffet I.H. Khiari D. Bruchet A.L. (2004). Development of an odor wheel classification scheme for wastewater. *Wat. Sci. Technol*, (49),9 201-209.
- Easter C., Witherspoon J., Voig R. and Cesca J. (2008). An Odor Control Master Planning Approach to Public Outreach Programs. *Proceedings of the 3rd IWA International Conference on Odour and VOCs, Barcelona, Spain.*
- Gostelow P. Parsons S.A. Stuetz R.M. (2001). Odour measurements for sewage treatment works. *Water Res*, 35(3), 579-597.

- Jehlickova B. Longhurst P.J. y Drew G.H. (2008). Assessing Effects of Odour: A critical review of assessing annoyance and impact on amenity. *Proceedings of the 3rd IWA International Conference on Odour and VOCs*. Barcelona, Spain.
- Morales J.J. Köning H. Garcés J.A. Senante E. (2008). Integrated odour control and management in WWTP of the Región Metropolitana of Santiago de Chile. *Proceedings of the 3rd IWA International Conference on Odour and VOCs*. Barcelona, Spain.
- Muñoz R. Sivret E.C. Parcsi G. Lebrero R. Wang X. Suffet M. Stuetz R.M. (2009). Monitoring Techniques for Odour Abatement Assessment: A Review. *Water Res*, (submitted for publication).
- Pandey S.K. y Kim K.H. (2009). Simultaneous determination of odorous volatile compounds with gas chromatography and thermal desorber: A case study on methyl ethyl ketone, methyl isobutyl ketone, butyl acetate, toluene, and xylene. *Microchemical Journal*, 91, 245-252.
- Sucker K. Both R. y Winneke G. (2008). Review of adverse health effects of odours in field studies. *Proceedings of the 3rd IWA International Conference on Odour and VOCs*. Barcelona, Spain.
- Suffet I.H., Burlingame G.A., Rosenfeld P.E. and Bruchet A. (2004). The value of an odor-quality-wheel classification scheme for wastewater treatment plants. *Wat. Sci. Technol*, 50(4), 25-32.
- Suffet I.H. Rosenfeld P. (2007). The anatomy of odour wheels for odours of drinking water, wastewater, compost, and urban environment. *Wat. Sci. Technol*, 55(5), 335-344.
- Stuetz R.M. and Frechen F.B. (2001). *Odours in Wastewater Treatments: measurement, modelling and control*, IWA Publishing 2001. Cornwall, UK.
- Van Broeck G., Bogaert S. and De Meyer, L. (2008). Monetary valuation of odour nuisance as a tool to evaluate cost effectiveness of possible odour reduction techniques. *Proceedings of the 3rd IWA International Conference on Odour and VOCs*, Barcelona, Spain, October, 8-10.
- Zarra T., Naddeo V., Belgiorno M. and Kranert M. (2008). Odour monitoring of small wastewater treatment plant located in sensitive environment. *Wat. Sci. Technol*, 58(1), 89-94.

II

Fuentes de olores

R. Lebrero y J. M. Estrada

Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente

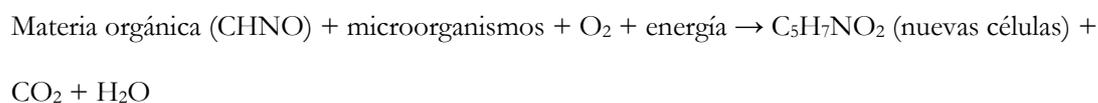
Universidad de Valladolid

II.1. INTRODUCCIÓN A LOS PROCESOS DE GENERACIÓN DE MALOS OLORES

El agua residual es una matriz compleja que comprende una gran variedad de microorganismos y sustancias que, además, varían en el tiempo y el espacio. La materia orgánica presente en el agua residual actúa como donadora de electrones, siendo el aceptor final de electrones bien el oxígeno disuelto (procesos aerobios), el nitrato (procesos anóxicos), el sulfato o el CO₂ procedente de la degradación de esta materia orgánica (procesos anaerobios de sulfatoreducción y fermentación). El grado en el que se producen estas reacciones tanto en redes de alcantarillado como en los diferentes procesos que componen una EDAR está determinado por factores como el tiempo de retención, la temperatura, el pH, el potencial redox, la concentración y naturaleza de la materia orgánica, la concentración y naturaleza de los aceptores de electrones, los nutrientes, la presencia de tóxicos y la salinidad. A continuación se describen estos procesos más detalladamente, con especial énfasis en los microorganismos y compuestos que intervienen en cada uno de ellos.

II.1.1 Procesos aerobios

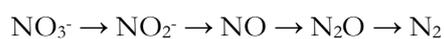
En estos procesos, las bacterias quimioheterótrofas emplean la materia orgánica del agua residual como fuente de carbono para la formación de nuevas células (reacciones de síntesis o asimilación) y como fuente de la energía necesaria para llevar a cabo las funciones de crecimiento y mantenimiento (reacciones de oxidación y respiración endógena). El sustrato actúa como donador de electrones, siendo el oxígeno el aceptor. Las reacciones que tienen lugar durante la respiración aerobia son del tipo (Hvitved-Jacobsen and Volertsen, 2001):



Los productos finales de los procesos aerobios heterótrofos son, por lo general, sustancias no odoríferas. Únicamente el amonio producido en el proceso de amonificación es susceptible de causar problemas de olores. Sin embargo, el NH₃ no genera molestias graves debido a las bajas cantidades emitidas desde el agua a la atmósfera a pH neutro.

II.1.2 Procesos anóxicos: desnitrificación

Los procesos anóxicos tienen lugar en ausencia de oxígeno. Cuando el nitrato interviene como aceptor de electrones en el proceso de oxidación de materia orgánica éste es reducido a nitrógeno gas, apareciendo nitritos, óxido nítrico y óxido nitroso como productos intermedios. Este proceso se conoce también como desnitrificación:



La desnitrificación requiere un sustrato oxidable, ya sea orgánico o inorgánico, que actúe como fuente de energía, por lo que pueden llevarla a cabo tanto bacterias heterótrofas como autótrofas.

- En la desnitrificación heterótrofa (bacterias quimioheterótrofas) un sustrato orgánico como metanol, etanol, ácido acético o glucosa actúa como fuente de energía (donador de electrones) y fuente de carbono al mismo tiempo. Un ejemplo de reacción de desnitrificación heterótrofa es la de oxidación del ácido acético:



- Algunas bacterias desnitrificantes son quimioautótrofas, pudiendo oxidar compuestos inorgánicos como hidrógeno o compuestos reducidos de azufre (H_2S , S° , $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ o SO_3^{2-}) en ausencia de O_2 . La fuente de carbono en este caso es inorgánica (CO_2).

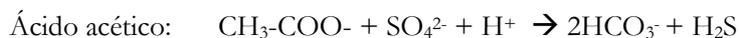
Los procesos anóxicos tampoco son una causa importante de olores. De hecho, el nitrato se suele añadir en redes de alcantarillado para controlar la emisión de sustancias odoríferas.

II.1.3 Procesos anaerobios

Procesos de reducción de sulfato

Son las reacciones más importantes desde el punto de vista de la generación de malos olores debido al H_2S liberado. Son además reacciones de interés desde el punto de vista de seguridad ocupacional debido a la alta toxicidad del H_2S (letal sobre 300 ppm) y desde el punto de vista económico por provocar corrosión en materiales como el hormigón y acero. Estas reacciones las llevan a cabo las bacterias reductoras de sulfato (BRSs), que utilizan el sulfato como aceptor final de electrones para producir energía y liberan H_2S como subproducto. En general, las bacterias sulfatorreductoras emplean los ácidos pirúvico y láctico como donador de electrones para su desarrollo, aunque

también pueden emplear ácido acético o hidrógeno (compitiendo con las metanogénicas) (Madigan y col., 2009).



Fermentación

Los procesos de fermentación no requiere la intervención de un aceptor externo de electrones, si no que el propio sustrato orgánico experimenta una serie de reacciones Redox para su llevar a cabo su oxidación. El resultado de la oxidación parcial de la materia orgánica son productos de bajo peso molecular (como CH₄) junto a CO₂. En concreto, durante la fermentación las grasas, polisacáridos y proteínas se hidrolizan inicialmente a ácidos grasos de cadena larga (AGCL), polisacáridos de cadena más corta, aminoácidos y péptidos (Figura II.1).

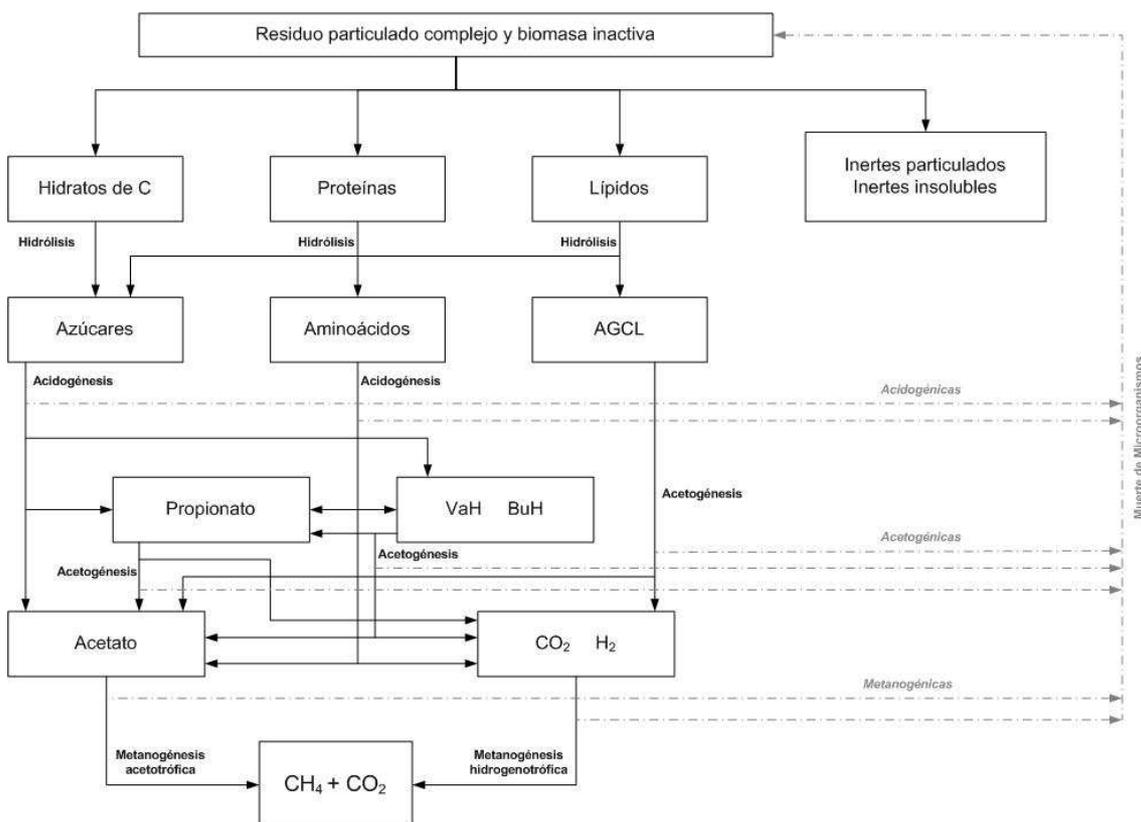


Figura II.1. Mecanismos de degradación anaerobia fermentativa. Adaptado de IWA Newsletter, junio 2001.

Por otro lado, la hidrólisis de proteínas y compuestos orgánicos sulfurados da lugar también a sulfuro de hidrógeno y compuestos orgánicos sulfurados, los cuales se encuentran entre los compuestos odoríferos más problemáticos. La siguiente etapa de la fermentación anaerobia de materia orgánica, denominada acidogénesis, conlleva la generación de ácidos grasos volátiles (acético, butírico, valérico), los cuales se caracterizan por sus bajos umbrales de detección y sus descriptores de olores de naturaleza desagradable. La transformación de todos estos ácidos en acetato, CO₂ y H₂ constituye la última etapa del proceso de fermentación antes de su conversión final a CO₂ y CH₄.

II.2 EMISIÓN DE OLORES

La segunda etapa de la contaminación por olores es la emisión del compuesto odorífero desde el agua residual a la atmósfera, ya que mientras el compuesto permanezca en la fase acuosa éste no genera problemas de olor. En general se distinguen dos procesos de transporte mayoritarios:

- El transporte del compuesto odorífero entre la fase acuosa y su atmósfera cercana.
- El arrastre de los gases contaminados desde la atmósfera a las zonas afectadas por malos olores.

El proceso de transporte y la cantidad de compuesto orgánico volátil que es transferido del agua residual a la atmósfera depende de numerosos factores, como las condiciones del agua residual (pH, temperatura, etc.), la naturaleza del compuesto (ley de Henry), el grado de turbulencia, la ventilación o los procesos químicos y microbiológicos que tienen lugar en el agua residual. En general, la emisión de un compuesto odorífero desde el agua residual puede estimarse a partir de la siguiente expresión:

$$N_{g/l} = K_L^{l/g} a \left(\frac{C_l}{H \times R \times T} - C_g \right) \quad (4)$$

Donde $K_L^{l/g} a$ [h⁻¹], C_g [g l⁻¹], C_l [g l⁻¹] y $K_{g/l}$ [M/atm] son el coeficiente volumétrico de transporte gas/agua, la concentración de compuesto odorífero en la fase gas, la concentración de compuesto odorífero en el agua residual, y la ley del Henry del compuesto, respectivamente (Stuetz y Frechen,

2001). Por su parte, $R \left[\frac{\text{atm}\cdot\text{l}}{\text{K}\cdot\text{mol}} \right]$ y $T \text{ [K]}$ representan la constante universal de los gases y la temperatura.

La ley de Henry es la descripción del equilibrio gas-líquido de un compuesto volátil más empleada y simple, y viene dada por la ecuación: $C_A = H_A p_A$.

Donde C_A es la concentración del compuesto odorífero A en el agua residual, p_A la presión parcial de A en la atmósfera y H_A su constante de la ley de Henry (M/atm).

La ley de Henry define, en condiciones de equilibrio y a temperatura constante, la cantidad relativa de compuesto volátil que se encuentra en la fase gas en función de su concentración en la fase acuosa. Así, el orden de magnitud de las constantes de Henry proporciona una primera idea de cuáles son los compuestos volátiles con mayor tendencia a ser liberados del agua residual (Tabla II.1).

Tabla II.1. Constantes de Henry de compuestos odoríferos en agua a 25°C (Sander, 1999)

Sustancia	Compuesto	Constante de Henry H_A (M/atm)
Derivados sulfurados volátiles	Metil mercaptano	$2.0-7.1 \times 10^{-1}$
	Sulfuro de dimetilo	$8.0 \times 10^{-2} - 7.1 \times 10^{-1}$
	Disulfuro de dimetilo	$8.4-9.6 \times 10^{-1}$
Compuestos nitrogenados	Metilamina	$3.6 \times 10^1 - 1.4 \times 10^2$
	Etilamina	$3.5 \times 10^1 - 1.0 \times 10^2$
	Dimetilamina	$3.1-5.7 \times 10^1$
Ácidos grasos volátiles (AGVs)	Ácido acético	$8.3 \times 10^2 - 1.0 \times 10^4$
	Ácido butírico	$1.9 \times 10^3 - 4.7 \times 10^3$
Aldehídos y cetonas	Acetaldehído	$1.7-1.7 \times 10^1$
	Butiraldehído	5.5-9.6
	Acetona	$3.0-3.5 \times 10^1$
	Butanona	$4.1-2.1 \times 10^1$
Gases inorgánicos	Sulfuro de hidrógeno	$8.7 \times 10^{-2} - 1.0 \times 10^{-1}$
	Amoniacó	$1.0 \times 10^1 - 7.8 \times 10^1$
Otros compuestos no odoríferos	Nitrógeno	$6.1-6.5 \times 10^{-4}$
	Oxígeno	1.3×10^{-3}
	Dióxido de carbono	$3.1-4.5 \times 10^{-2}$
	Metano	$9.7 \times 10^{-4} - 1.3 \times 10^{-3}$

De acuerdo a la teoría de la doble película, compuestos con leyes de Henry muy pequeñas escaparan rápidamente a la atmósfera, con los consiguientes problemas de malos olores en los casos en que estos presenten bajos umbrales de detección y tonos hedónicos desagradables.

II.3 FORMACIÓN DE OLORES EN REDES DE ALCANTARILLADO

La principal función de las redes de alcantarillado es la recogida y transporte de las aguas residuales hasta las plantas de tratamiento, donde son descargadas. Durante este proceso tienen lugar transformaciones químicas y biológicas que pueden originar malos olores, riesgos para la salud y corrosión.

Las emisiones odoríferas de redes de alcantarillado están constituidas por mezclas complejas de compuestos químicos volátiles procedentes tanto de descargas industriales o domésticas a las redes de alcantarillado como de reacciones bioquímicas que ocurren bajo condiciones anaerobias durante el transporte del agua residual (Lebrero y col., 2009). Además de sulfuro de hidrógeno, las emisiones de estas redes pueden contener un elevado número de sustancias odoríferas como:

- *Compuestos orgánicos e inorgánicos derivados del azufre* como mercaptano de metilo, sulfuro de dimetilo, disulfuro de dimetilo, etc.
- *Compuestos orgánicos e inorgánicos derivados del nitrógeno* como amoníaco y aminas.
- *Ácidos grasos volátiles (AGVs)* como ácido acético, butírico, etc.
- *Hidrocarburos aromáticos y alifáticos* como tolueno, benceno, hexano, etc.
- *Aldehídos* como acetaldehído, propionaldehído, etc.
- *Cetonas* como butanona, acetona, etc.
- *Terpenos* como alfa-pineno, limoneno, etc.

La composición típica de la atmósfera de una red de alcantarillado se muestra en la tabla II.2.

Tabla II.2. Composición típica de la atmosfera de una red de alcantarillado (Hvitved-Jacobsen T. y Volertsen J., 2001)

Grupo y componentes	Rango de concentración (en volumen)
1. Dióxido de carbono (CO ₂)	0.2-1.2%
2. Hidrocarburos e hidrocarburos clorados	
Cadenas alifáticas C ₆ -C ₁₄ y C ₈ -C ₁₂ (petróleo)	hasta 500 ppm
Hidrocarburos clorados: tricloroetileno con cloruro de etileno y tetracloruro de carbono	10-100 ppm
3. Sulfuro de hidrógeno (H ₂ S)	0.2-100 ppm
4. Gases odoríferos y vapores	
Sulfuros (metil mercaptano, sulfuro de dimetilo, etil mercaptano)	10-50 ppb
Aminas (trimetilamina, dimetilamina y dietilamina)	10-50 ppb
Aldehídos (principalmente butiraldehído)	10-100 ppb

II.3.1 Formación de compuestos odoríferos

Existen muy pocos estudios sobre la transformación de la materia orgánica en redes de alcantarillado, así como sobre las rutas y condiciones de formación de olores. Dentro de la red podemos distinguir cuatro subsistemas entre los que tiene lugar un intercambio de sustancias: la fase acuosa suspendida, la biopelícula, los sedimentos y la atmósfera del colector (Figura II.2).

Las condiciones aerobias dentro de la red de alcantarillado minimizan la formación de compuestos odoríferos, corrosivos o nocivos para la salud. Además, las moléculas más volátiles suelen ser también las más fácilmente biodegradables, por lo que son eliminadas de manera eficaz y rápida tras su descarga y/o producción en la red de alcantarillado. Sin embargo, es difícil encontrar zonas aerobias sin limitaciones de oxígeno en la red de colectores. Algo similar ocurre con las condiciones anóxicas, que requieren ausencia de oxígeno disuelto y presencia de nitratos, condiciones que sólo se producen cuando son implementadas artificialmente o en determinadas descargas industriales.

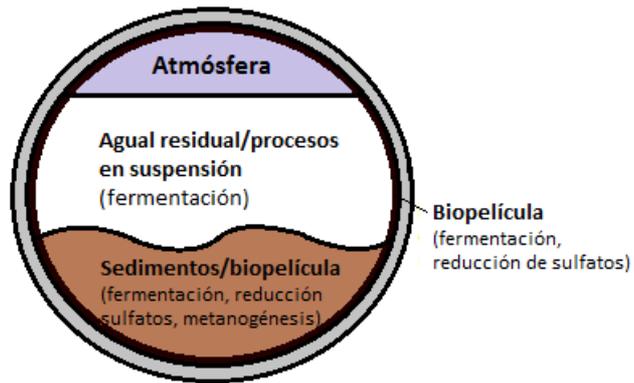


Figura II.2 Subsistemas y procesos en alcantarillados por gravedad (adaptado de Hvitved-Jacobsen y Volertsen (2001).

Los procesos de fermentación pueden tener lugar en tres de los subsistemas que se encuentran en el colector: el agua residual, la biopelícula y los sedimentos (Figura II.2). Las bacterias reductoras de sulfatos crecen lentamente, por lo que se suelen encontrar en la biopelícula y en la parte superficial de la capa de sedimentos, donde el sulfato puede penetrar desde el agua residual. La actividad de las bacterias metanogénicas, por el contrario, tendrá lugar en las partes más profundas de estos sedimentos que no pueden ser penetradas por los sulfatos. Por lo general, en colectores con cantidades reducidas de sedimentos predominarán los procesos de respiración anaerobia de acidogénesis (producción de AGVs y CO_2) y reducción de sulfatos (H_2S). En aguas residuales donde no existan sulfatos se producirán principalmente procesos de metanogénesis.

Las emisiones de olor desde la red de colectores son muy variables. Las redes de alcantarillado por gravedad deben diseñarse de tal modo que proporcionen una velocidad mínima de 0.6 m/s para prevenir la deposición de sólidos. Sin embargo, incluso a estas velocidades, se forman las biopelículas responsables de la producción de H_2S y subproductos de descomposición anaerobia. Por otro lado, mientras que unas condiciones de flujo del agua residual en el colector que minimicen la turbulencia limitan la emisión de los compuestos odoríferos a la atmósfera, estas mismas condiciones reducen la transferencia de oxígeno al agua residual, favoreciendo la aparición de septicidad (WEF Manual of Practice, 1995).

Otro punto importante de emisión de olores es el de descarga de la red de bombeo en los sistemas de gravedad. La turbulencia y la diferencia de altura entre ambos generan las condiciones ideales para la emisión de los compuestos odoríferos presentes en el agua residual.

II.4 EMISIÓN DE OLORES EN PLANTAS DEPURADORAS

Como se mencionó anteriormente, las aguas residuales de entrada a EDARs contienen una mezcla de compuestos odoríferos que provienen tanto de fuentes domésticas e industriales, a menudo diluidos con aguas subterráneas de infiltración y de escorrentía, como de reacciones bioquímicas que tienen lugar en las redes de alcantarillado. Aparte de los compuestos presentes en el agua residual de entrada, otros se originan dentro de los procesos de depuración de la misma (tanto en las líneas de aguas como de fangos). Los grupos principales que se han detectado, y que coinciden con los compuestos odoríferos comúnmente encontrados en redes de alcantarillado, son:

- Hidrocarburos alifáticos, aromáticos y clorados.
- Sulfuro de hidrógeno.
- Compuestos orgánicos sulfurados.
- Aldehídos y cetonas.
- Ácidos grasos de bajo peso molecular.
- Amoníaco y aminas.

Algunos de estos compuestos causantes de malos olores pueden ser además peligrosos para la salud y tener límites de exposición ocupacional, como es el caso del sulfuro de hidrógeno (H_2S), letal a 300 ppm. Para éste compuesto pueden excederse los límites de exposición ocupacional, llegando a concentraciones entre 200 y 300 ppm en fase gas en recintos de EDAR confinados y con ventilación pobre.

La intensidad y grado de molestia del olor emitido y el alcance del problema causado por estos olores dependerán de los componentes inicialmente presentes, de los cambios bioquímicos que tienen lugar y de los productos químicos añadidos durante su tratamiento.

II.4.1 Compuestos odoríferos asociados a aguas residuales

Las aguas residuales consisten generalmente en una mezcla de desagües de baños, bañeras, fregaderos, lavavajillas y lavadoras, junto con residuos industriales. Las aguas residuales brutas rara vez causan problemas, excepto cuando los posibles afectados se sitúan cerca de puntos de descarga o del sistema de ventilación de una estación de bombeo, dónde se produce una liberación de olores significativa. La mezcla de productos odoríferos procedentes de estas zonas de descarga y ventilación contiene típicamente:

- Hidrocarburos aromáticos, alifáticos y clorados de productos de limpieza domésticos.
- Disolventes y derivados del petróleo (hidrocarburos clorados o benceno).
- Olores asociados a residuos humanos como urea o amoníaco.

II.4.2 Olores asociados a cambios bioquímicos en el agua residual

La mayoría de los compuestos que causan problemas de olores en planta se desarrollan en aguas o fangos en condiciones anaerobias o sépticas (muy baja concentración de O_2 y NO_3^-). Las condiciones anaerobias se desarrollan muy rápidamente debido a la baja solubilidad del O_2 en el agua residual (7-9 mg/l) y a las altas tasas de consumo microbiano del mismo por microorganismos en suspensión (3-15 mg/l·h) y en biofilms adheridos a las paredes de las diferentes unidades del proceso de depuración (700 mg/l·h). Estos pasos vienen acompañados de un descenso en el potencial REDOX en el agua residual. En condiciones anóxicas, por ejemplo, se produce una caída de +50 mV a -100 mV aproximadamente mientras que en aguas sépticas este valor puede oscilar entre -300 y -500 mV.

El grado en el que se producen estas reacciones se ve afectado por diferentes factores ambientales como son el tiempo de retención, la temperatura, el pH, el potencial redox, la concentración y naturaleza tanto de la materia orgánica presente como del aceptor de electrones, concentración de nutrientes, presencia de tóxicos, salinidad y composición del agua residual.

Los procesos de respiración aerobia inhiben la producción de H₂S y promueven la oxidación bioquímica de compuestos odoríferos como compuestos orgánicos volátiles (COVs), AGVs, etc. Estas condiciones aerobias se dan generalmente en filtros biológicos y tanques de aireación de lodos activos.

Los procesos de fermentación tienen lugar típicamente en sedimentadores primarios, almacenamiento de lodos primarios, espesadores, digestores anaerobios y almacenamiento de lodos activos. Durante la fermentación se generan los componentes odoríferos más problemáticos: sulfuro de hidrógeno y sulfuros y disulfuros orgánicos. Otros productos de fermentación volátiles y odoríferos que encontramos son el amoníaco, aminas, alcoholes, aldehídos, cetonas, dióxido de carbono, AGVs de cadena corta, etc. En aguas residuales brutas o sedimentadas los productos de fermentación representan un pequeño impacto en comparación con el producido por el H₂S. Sin embargo, pueden ser la principal fuente de olores durante el almacenamiento o el espesado de lodos. La formación de AGVs en lodos disminuye los valores de pH, favoreciendo la liberación de H₂S y sulfuros orgánicos.

Los principales focos de reducción de sulfatos son desarenadores, sedimentadores primarios, tanques de tormenta, tanques de almacenamiento de lodos, espesadores por gravedad y digestores anaerobios o UASB. La cantidad total de sulfuro de hidrógeno que puede producirse se encuentra limitada por la cantidad inicial de sulfato y la presencia de nutrientes y productos de fermentación. A su vez, la concentración de sulfatos inorgánicos depende de la dureza del agua subterránea y de suministro en la zona, el método de tratamiento de agua potable y de la composición del agua residual industrial. Las infiltraciones de agua marina pueden provocar altas concentraciones de H₂S en el tratamiento de lodos o la digestión anaerobia. Algunos sulfatos pueden precipitar de forma natural como sales metálicas insolubles.

En la digestión anaerobia o metanogénesis también se pueden generar olores debido a que las bacterias metanogénicas operan al mismo potencial REDOX que las BSR, por lo que el biogás

puede contener concentraciones significativas de H₂S. Por otro lado, en este proceso tiene lugar una reducción de olores al convertir los AGVs en metano.

II.4.3 Olores asociados a reactivos añadidos en el tratamiento

En ocasiones se añaden reactivos en el tratamiento para mejorar la eliminación de sólidos suspendidos y DBO o para estabilizar el lodo. Algunos problemas que podemos encontrar son:

- La adición de sales de hierro para mejorar la eliminación de sólidos suspendidos y DBO genera la precipitación de sulfuros. Sin embargo, una alta dosis de hierro puede hacer que el pH disminuya favoreciendo la liberación de H₂S.
- La adición de sosa para mejorar la sedimentación y estabilizar el lodo aumenta el pH, disminuyendo las emisiones de H₂S, pero aumentando las de NH₃.
- Reactivos utilizados para el control del olor como el cloro o el ozono también pueden ser fuentes importantes de olor.

II.5. PRINCIPALES FUENTES DE OLOR EN EDARS.

Los compuestos odoríferos sólo constituyen un problema si son emitidos a la atmósfera, y la emisión de los mismos depende de varios factores entre los que destaca el pH. Como se mencionó anteriormente a pH bajo se produce la liberación de H₂S, mercaptanos y AGVs, mientras que el NH₃ y los compuestos nitrogenados son emitidos a pH elevado. El compuesto más abundante es el H₂S (5-30 ppm) mientras que la inmensa mayoría de los COVs están presentes a concentraciones menores de 0.5 mg/m³ (Zarra y col. 2008). Así, mientras que las concentraciones son 6 órdenes de magnitud inferiores a las encontradas en aguas residuales, los caudales de aire contaminado a tratar son en general un orden de magnitud superior. A pesar de las extremadamente bajas concentraciones de estos compuestos, el impacto sobre el bienestar que generan es significativo debido a su todavía menor umbral de detección. A modo de ejemplo, umbrales de detección de 0.5, 1.4, y 20 ppbs han sido determinados para H₂S, indol, y ácido butírico, respectivamente.

La figura II.3 muestra los flujos de emisión específicos medios y máximos correspondientes a los principales focos de emisión de olores dentro de las plantas de tratamiento de aguas residuales (emisiones por unidad de superficie).

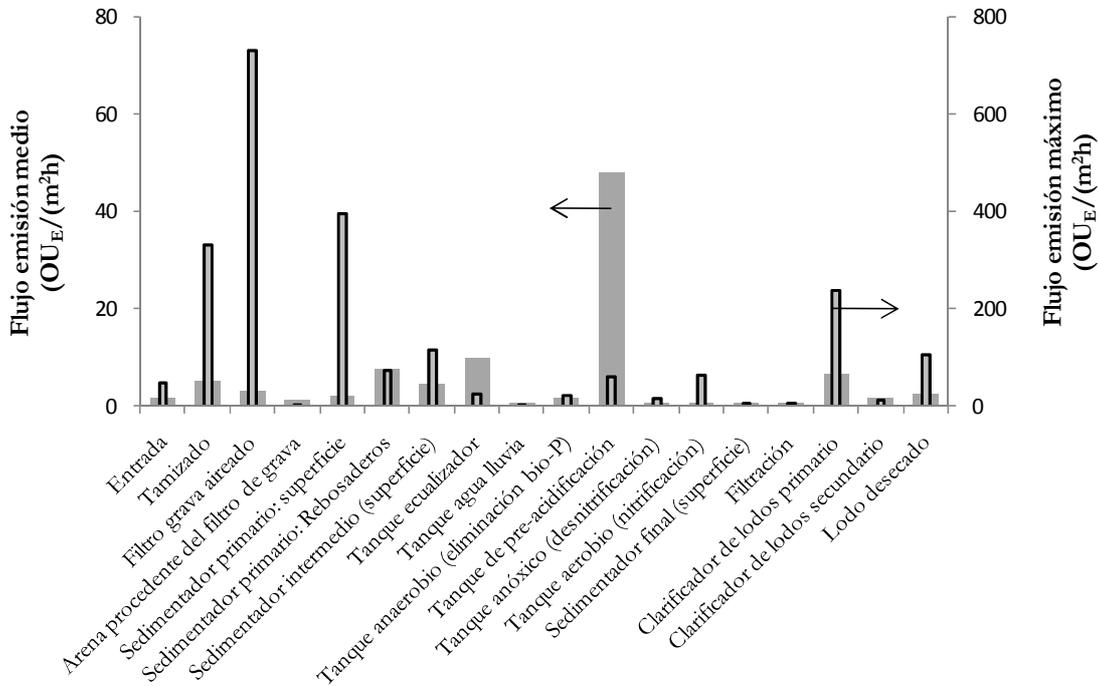


Figura II.3 Principales zonas y flujos de emisión de olores en EDARs (datos obtenidos de Frechen 2004).

El grado de emisión dependerá también de si la fuente es pasiva (los componentes difunden desde la fase acuosa proporcionalmente a la velocidad del viento) o activa (zonas con turbulencia, puntos de descarga, reboses, aeración). Estas últimas constituyen los principales focos de emisión y presentan mayor riesgo de corrosión. De acuerdo con un estudio realizado por Zarra y col. (2008), el principal foco de impacto odorífero en una EDAR es la entrada de agua residual bruta, que representa un 52% de todo el potencial de impacto por olor de la planta. Las operaciones que implican manejo de lodos representan un 40% del impacto total, mientras que los procesos de tratamiento de agua residual constituyen tan solo un 8% (Figura II.4).

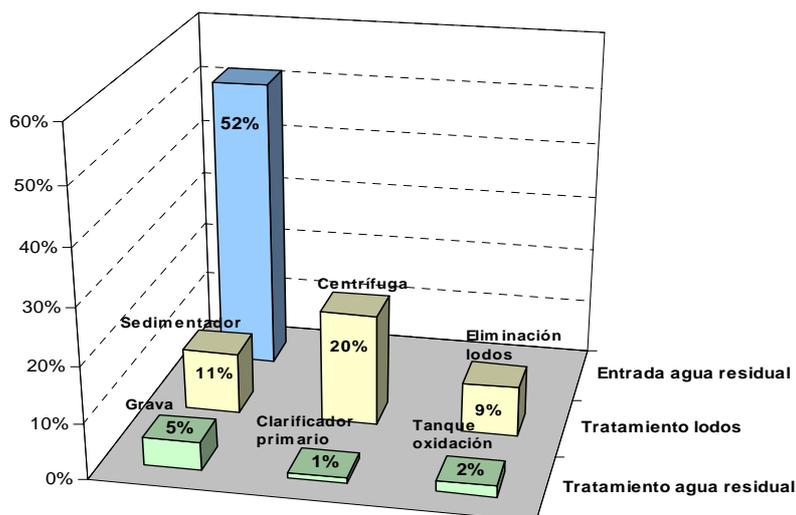


Figura II.4. Porcentajes de potenciales de impacto de olores en una planta de tratamiento de aguas residuales en Alemania (Zarra y col., 2008).

II.5. AGRADECIMIENTOS

Se agradece la financiación del contrato AP2008-01574, y muy especialmente de los proyectos NOVEDAR-Consolider (CSD2007-00055) y CTQ2009-07601.

II.6. REFERENCIAS

- Frechen, F.B (2004) Odour emissions inventory of German wastewater treatment plants-odour flow rates and odour emission capacity. *Water Science and Technology* 50 (4):139-146
- Hvitved-Jacobsen T. y Volertsen J. (2001). Sources of odours in wastewater treatment. En: *Odours in Wastewater Treatment. Measurement, Modelling and Control*. Editado por: Stuetz R. y Frechen F.B. 69-92. Cornwall, UK: IWA Publishing
- Lebrero R. Barcón T. Omil F. Fdz-Polanco F. Muñoz R. (2009). Estudio de la viabilidad técnico-económica del tratamiento de olores de EDARs. En: *El Reto de la Eficiencia Económica en EDAR: Integrando la Economía en la Concepción, Rediseño y Gestión de EDAR*. Editado por: Hernández F. y Fdz-Polanco F. 177-209. ISBN-13:978-84-692-8004-1
- Madigan, M.T., Martinko J.M., Dunlap P.V. y Clark D.P. (2009) *Nutrient Cycles, Bioremediation, and Simbioses*. En Brock, *Biology of Microorganisms*. Editado por Pearson Education Inc., 12 edición, San Francisco.
- Sander R. (2000). Henry's law Constants. En: *Chemistry WebBook*. Editores: Makkard W.G. y Lindstrom P.J. NIST Standard Reference Database Number 69, National Institute of Standards and Technology, USA.

Vincent A. (2001). Sources of odours in wastewater treatment. En: *Odours in Wastewater Treatment. Measurement, Modelling and Control*. Editado por: Stuetz R. y Frechen F.B. 69-92. Cornwall, UK: IWA Publishing.

WEF Manual of Practice No. 22. *Odor Control in Wastewater Treatment Plants*. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice 82, 1995.

Zarra T., Naddeo, V., Belgiorno V., Reiser M. and Kranert M. (2008). Odour monitoring of small wastewater treatment plant located in sensitive environment. *Water Science & Technology* 58(1): 89-94.

III

Toma de muestras y análisis sensorial de los olores mediante la Norma UNE-EN 13725

G. Escorial Briso-Montiano, S. Belizón Gómez

*Laboratorio de Olfatometría
SGS Tecnos S.A.U.*

III.1. INTRODUCCIÓN

El análisis de muestras de gas para su caracterización olfatométrica viene siendo un problema complejo desde sus inicios. El enfoque puramente químico no arroja resultados concluyentes, ya que, en muchos casos, los efectos sinérgicos de los distintos analitos potencian o reducen el efecto esperado según una simple regla de mezcla.

En el momento de plantearse la forma de afrontar las molestias producidas por los malos olores surgen dificultades que pueden complicar la evaluación objetiva de dichas molestias:

- La percepción del olor es diferente para cada persona, tanto cuantitativa como cualitativamente.
- Los olores pueden estar causados por sustancias o compuestos en una proporción ínfima dentro de la mezcla de gases, de modo que la identificación puede ser difícil y costosa.

La olfatometría es una técnica de toma de muestras y análisis de olores que, unida al desarrollo de sistemas de modelización de la dispersión, permite evaluar las molestias producidas por malos olores y determinar el origen de las mismas. Los estudios olfatométricos constituyen una herramienta de gran utilidad para el control y reducción de los malos olores emitidos por distintos tipos de fuentes. Estos estudios permiten no sólo determinar el grado de molestia creado en el entorno, sino también identificar las fuentes de olor realmente importantes y adoptar sistemas eficaces de eliminación.

Los estudios de olores tratan de relacionar los posibles orígenes de los olores y las molestias generadas en el entorno siguiendo la difusión de las sustancias olorosas. En este sentido, es importante distinguir tres aspectos involucrados en los problemas causados por los focos emisores:

- **Generación:** como resultado de ciertos procesos industriales, se originan emisiones de olores distintas según el proceso en cuestión. La intensidad del olor se mide en olfatometría, mediante la concentración de olor producida por la fuente, en unidades de olor por metro cúbico (ou_e/m^3).

- **Emisión:** de forma general, la emisión de olor está muy vinculada al caudal de aire emitido por el foco, y la forma en que se liberan dichos olores viene determinada, en gran medida, por la naturaleza de la fuente.
- **Inmisión:** los factores determinantes en la generación de molestias por olores en el entorno de los focos de emisión son entre otros:
 - Factores climatológicos: dispersión, dirección y velocidad del viento, estabilidad atmosférica, temperatura, etc.
 - Factores locales: grado de exposición al viento, presencia de olores enmascarantes (como gases de escape de automóviles), etc.
 - Ubicación: zona residencial o industrial.

Para determinar la afección causada a la población (ver Capítulo V) hay que tener en cuenta la concentración de olor en el entorno y la frecuencia de superación de los límites de olor. De modo que, a partir de los modelos de inmisión se obtienen líneas isodoras de concentraciones y percentiles dados, que determinan las zonas donde se generan molestias.

El presente capítulo pretende describir las técnicas de captación de muestras más adecuada para cada tipo de fuente, así como el método de ensayo sensorial.

III.2 TIPOS DE FUENTES Y TOMA DE MUESTRAS PARA OLFATOMETRÍA RETARDADA

La toma de muestras para olfatometría retardada se basa en la captación de una muestra de una fuente que emita sustancias olorosas y su transferencia a un soporte adecuado para su posterior análisis garantizando la representatividad de la fuente original. La estrategia de toma de muestras también contempla la predilución de la muestra en el momento de la captación, circunstancia que está condicionada por las propiedades físicas de la corriente de gas oloroso y la posibilidad de condensación de éste en el contenedor de la muestra.

En el contexto del campo de la olfatometría, la muestra es una muestra de gas oloroso. Es una cantidad de gas, que se asume que es representativa de la masa de gas o flujo de gas objeto de investigación, y que es examinada para la concentración de olor.

Las condiciones meteorológicas durante la toma de muestras pueden afectar a la representatividad de la muestra, sobre todo para las fuentes superficiales expuestas, por lo que de forma preferente la campaña de toma de muestras se realizará en días sin lluvia.

Materiales para la toma de muestras

Durante la toma de muestras deben usarse materiales adecuados para aquellas partes de los equipos que estén en contacto con la muestra de sustancia olorosa según criterios de la norma UNE-EN 13725:2004. Los materiales usados deben seguir los siguientes criterios generales:

- Deben ser inodoros: los materiales no deben añadir sustancias olorosas a la muestra.
- Deben seleccionarse para minimizar la interacción física o química entre los componentes de la muestra y materiales de toma de muestras.
- Deben tener baja permeabilidad a fin de minimizar la pérdida de muestra causada por difusión

Son apropiados los siguientes materiales: PTFE (politetrafluoroetileno), tetrafluoroetileno hexafluoropropileno copolimero (FEP), polietileno tereftalato (PET, Nalophan), acero inoxidable, vidrio y fluoruro de polivinilo (PVF, Tedlar).

En relación a los materiales para el contenedor de la muestra (bolsas de muestreo) se consideran adecuados los siguientes materiales: tetrafluoroetileno hexafluoropropileno copolimero (FEP), fluoruro de polivinilo (PVF, Tedlar) y polietileno tereftalato (PET, Nalophan). Los materiales deben ensayarse para su idoneidad, evaluando si son inodoros y si pueden contener alguna mezcla de sustancias olorosas con cambios mínimos durante los periodos de almacenamiento.

Tipos de fuente

La Norma UNE-EN 13725:2004 diferencia tres tipos de fuentes de olor en función de sus características:

- **Fuente puntual:** fuente estacionaria discreta de emisión de gases residuales a la atmósfera a través de conductos canalizados de dimensión definida y caudal de aire (por ejemplo chimeneas, venteos)(figura III.1).

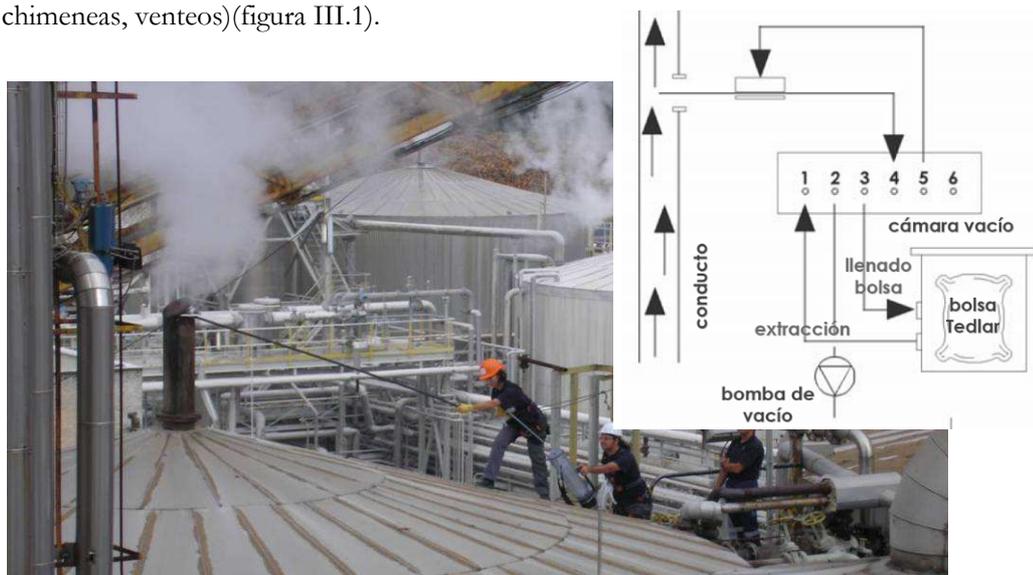


Figura III.1: esquema de muestreo puntual y toma de muestras en un venteo de tanque de almacenamiento.

- **Fuente superficial con flujo hacia el exterior (activa):** fuentes con dimensiones definidas que tienen un flujo de aire (por ejemplo biofiltros, líquidos aireados).

El muestreo en este tipo de fuentes se realiza con ayuda de una campana (figura III.2). En este caso no es necesario crear una corriente de aire ya que en la fuente existe aireación. Para tomar la muestra basta con depositar la campana (de forma piramidal con base cuadrada) sobre la superficie de la fuente aireada. El punto de muestreo se sitúa en la parte superior de la campana, donde existe un conducto de salida para introducir la sonda.

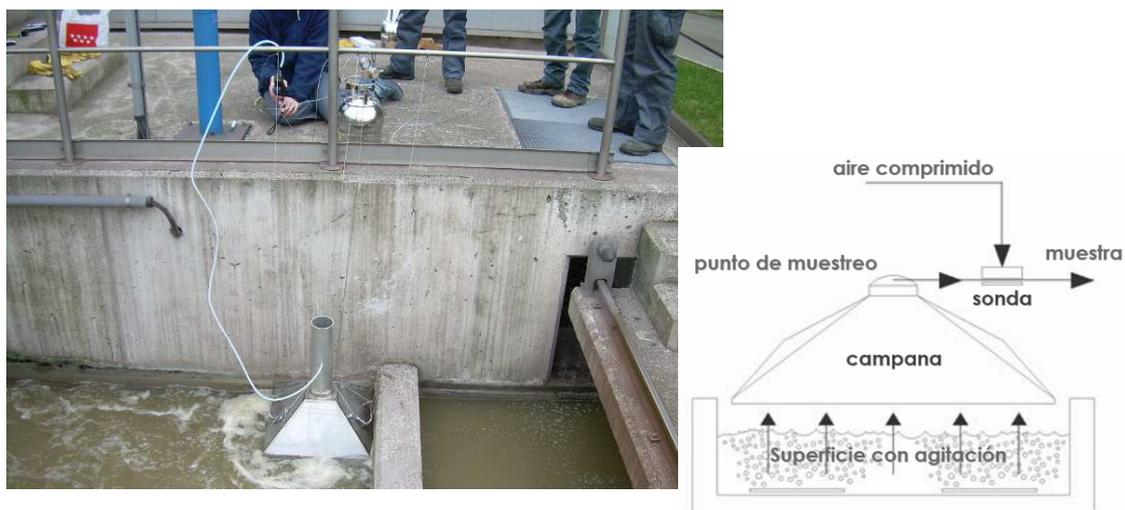


Figura III.2: Método de la campana para muestreo de fuentes activas.

- **Fuente superficial sin flujo hacia el exterior (pasiva):** fuentes con dimensiones definidas que no tienen un flujo de aire residual definido (por ejemplo vertederos de residuos, lagunas, campos después de extraer estiércol, montones de compost sin aireación).

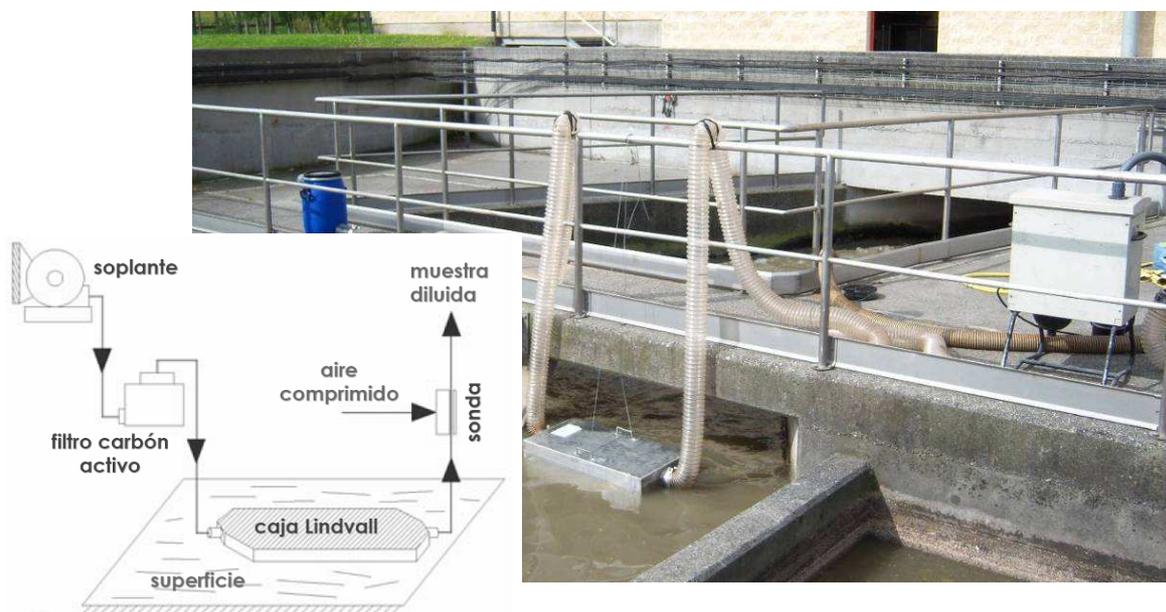


Figura III.3: Esquema y tren de muestreo para fuente superficial pasiva mediante la caja Lindvall.

En este tipo de fuentes, el flujo de aire emitido es difícil de evaluar. Para este tipo de casos, la USEPA recomienda, utilizar la denominada cámara de flujo (Flux chamber), que consiste en un túnel cerrado depositado sobre la superficie a muestrear sobre el que se inyecta una corriente de aire

exento de contaminación que arrastra las sustancias olorosas de la superficie a muestrear hacia la salida del túnel donde se toma la muestra. El Comité Europeo de Normalización comparte este planteamiento y propone la cámara de flujo Caja Lindvall (diseñada por Lindvall en 1974)(figura III.3).

III.3. ENSAYOS OLFATOMÉTRICOS (UNE-EN 13725)

La generación de episodios de olor como consecuencia del desarrollo de actividades humanas supone un impacto ambiental que ha suscitado la necesidad de desarrollar un método que permita su cuantificación. Bajo este escenario surge la norma UNE-EN 13725:2004 “Calidad del Aire – Determinación de la concentración de olor por olfatometría dinámica”, que sienta las bases metodológicas para el ensayo cuantitativo de olores mediante esta técnica.

La olfatometría dinámica se basa en un sistema de dilución en el que una mezcla de olores es diluida con aire neutro para que sea juzgada por un panel de evaluadores. La concentración de olor se mide determinando el factor de dilución requerido para alcanzar el umbral de detección del panel (figura III.4).

Este sistema consiste en proporcionar una mezcla de gas oloroso y gas neutro en niveles de dilución prefijados, y evaluar la respuesta del panel de evaluadores. La dilución de la muestra de gas oloroso es progresivamente menor hasta que es detectada por todos los panelistas, lo que determina el umbral de detección del panel.

Durante el ensayo se intercalan las muestras de gas oloroso y gas neutro con un doble propósito. Por un lado se evita las respuestas mecánicas y la fatiga olfativa de los evaluadores. Por otro, al ofrecer el aire neutro y la mezcla en dos secuencias consecutivas de periodos de respiración los miembros del panel tienen la posibilidad de realizar una comparación directa, con lo que aumenta la fiabilidad del resultado.

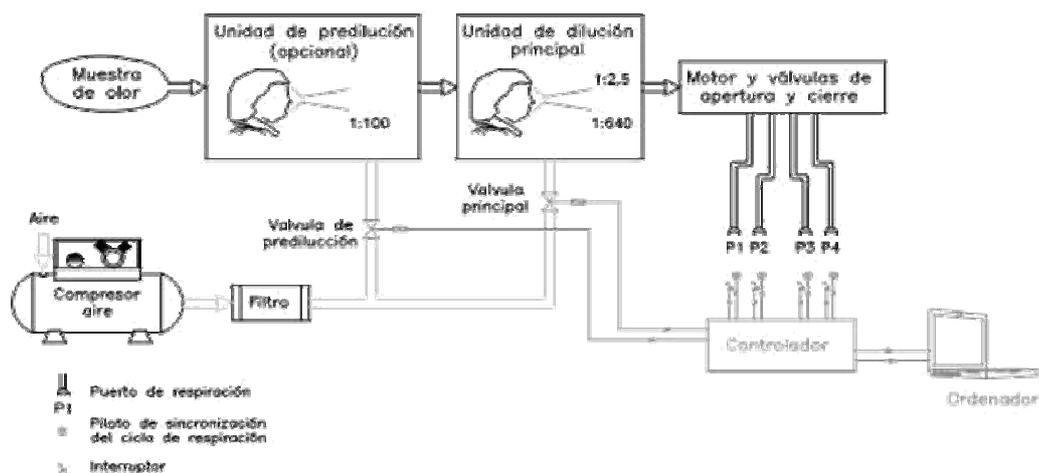


Figura III.4: Esquema de funcionamiento de un olfatómetro por dilución dinámica.

El proceso está controlado por una aplicación informática que da soporte al analista en el manejo del olfatómetro (figura III.5) y que procesa los parámetros de respuesta del panel para calcular la concentración de olor de la muestra de gas oloroso.

La determinación de la concentración de olor ha de realizarse bajo unas condiciones ambientales específicas. Por ello el Laboratorio Olfatométrico se encuentra en una habitación de olor permanente a disposición del equipo de ensayo especialmente adaptada en la que se cumplen los siguientes requisitos de calidad del aire interior:

- La temperatura del espacio olfatométrico no debe superar los 25°C, y su fluctuación durante el análisis debe ser inferior a $\pm 3^\circ\text{C}$.
- La fracción en volumen de CO₂ ha de ser inferior a 0,15% para mantener un ambiente de trabajo confortable.

El suministro de gas neutro (inodoro) se realiza de forma prioritaria a través de un compresor, previo paso por un filtro (compuesto de materiales como una malla textil, carbón activo, sílica-gel, etc.). En caso de fallo del suministro de aire desde el compresor se opta por la alternativa de inyectar aire limpio desde una bombona de aire sintético comprimido directamente al olfatómetro.

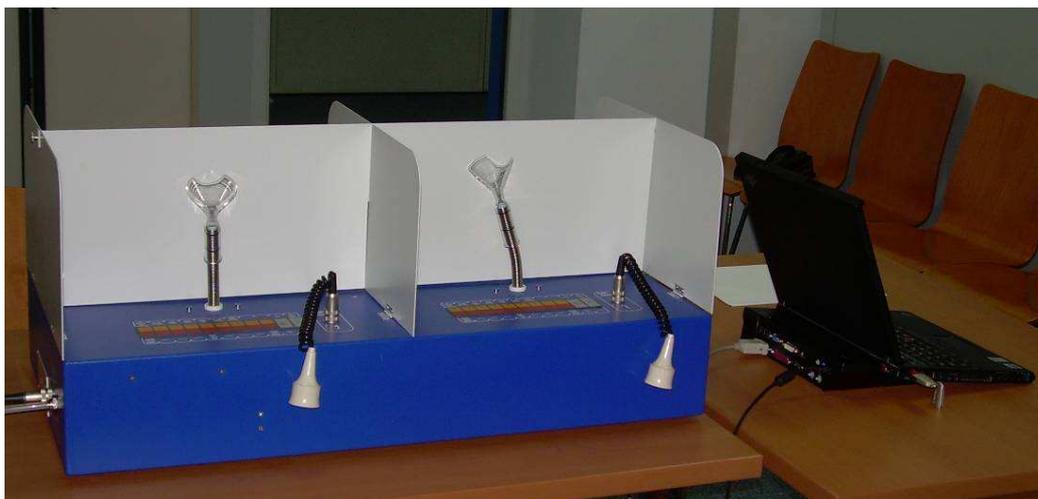


Figura III.5: Olfatómetro por dilución dinámica. Todo el proceso es controlado mediante un software a través del analista. Las muestras deben ser analizadas antes de 30 horas tras su toma, de acuerdo a los requisitos de la Norma UNE-EN 13725.

Durante el ensayo el panelista debe diferenciar cuál de los ofrecimientos corresponde a la muestra y cuál al blanco de referencia, de forma que la ronda termina cuando al menos 4 panelistas consiguen identificar correctamente al menos las dos últimas presentaciones. La Estimación del Umbral Individual (EUI) es el umbral de detección aplicado a un individuo estimado en base a una serie de dilución como la media geométrica de los factores de dilución de las dos últimas presentaciones en las que se verifica un cambio significativo del estímulo oloroso.

La dilución de la muestra de gas odorante es progresivamente menor, hasta que es detectada por todos los panelistas, lo que determina el umbral de detección del panel. Los panelistas reciben muestras de aire neutro intercaladas entre cada muestra de gas, para evitar la fatiga olfativa. Adicionalmente se les presentan, de forma aleatoria, muestras de aire neutro, para evitar respuestas mecánicas.

La concentración de olor se halla a partir del umbral de olor de la muestra, determinando el número de diluciones realizadas para alcanzar dicho umbral. Es importante considerar las prediluciones realizadas en la toma de muestra y las que realizadas por el olfatómetro para llegar al citado umbral.

La medición del olor está sujeta a la subjetividad de los miembros que constituyen el panel, ya que éstos son el mecanismo sensor del olor. Para amortiguar los efectos de la subjetividad y poder garantizar la reproducibilidad de los datos obtenidos es necesario que los panelistas tengan una

respuesta constante ante un mismo impulso olfativo, y una sensibilidad olfativa en un rango más estrecho al de la población media.

Para conseguir ambos requisitos todos los miembros de un panel deben ser calibrados frente a un gas de referencia. De acuerdo con la normativa UNE-EN 13725, este gas de referencia debe ser el n-butanol, asumiendo que un MORE¹ de n-butanol equivale a 123 µg evaporados en 1 m³ de gas neutro, en condiciones normales, y tiene una concentración de 1 ou_E/m³. Hay una relación entre la ou_E para la sustancia olorosa de referencia y el de cualquier mezcla de sustancias olorosas. Esta relación se define tan sólo a nivel de respuesta fisiológica D₅₀ (umbral de detección), donde:

$$1 \text{ MORE} = 123 \text{ µg n-butanol} = 1 \text{ ou}_E \text{ para la mezcla de sustancias olorosas}$$

Esta equivalencia es la base de la trazabilidad de las unidades de olor para cualquier sustancia olorosa a la de la sustancia de referencia: la concentración de olor en el umbral de detección es por definición 1 ou_E/m³, de forma que la concentración de olor de una mezcla de sustancias olorosas se mide determinando el factor de dilución requerido para alcanzar el umbral de detección.

El proceso de cualificación del panelista pasa por la determinación de la Estimación del Umbral Individual para n-butanol (EUI_{n-butanol}) a lo largo de historial de exposición al material de referencia. Posteriormente, se determina la media geométrica de los logaritmos naturales de los 10 umbrales individuales calculados, así como la dispersión de los mismos. Según la norma UNE-EN 13725, el aspirante a miembro del panel es aceptado si cumple los siguientes criterios de selección:

- El valor medio de los umbrales individuales calculados se encuentra entre los valores 1,30 y 1,90 (entre 20 y 80 ppb de una muestra de n-butanol).
- La desviación típica de los resultados debe ser $\leq 0,36$.

Los miembros del panel deben cumplir una serie de normas con el fin de no distorsionar los resultados de las mediciones. Estas normas generales se resumen básicamente en:

¹ Masa de Olor de Referencia Europea (MORE): un MORE, evaporado en 1 m³ de gas neutro en condiciones normales, es la masa de sustancia que originará la respuesta fisiológica D₅₀ (umbral de detección) evaluada para un panel de olor en conformidad con la Norma UNE-EN 13725:2004, y tiene, por definición, una concentración de 1 ou_E/m³.

- No fumar, comer o beber (excepto agua), media hora antes del comienzo de los análisis.
- No comer o beber (excepto agua) inmediatamente antes o durante la realización de un análisis olfatométrico.
- No utilizar cosméticos, perfumes, etc. que puedan distorsionar la capacidad olfativa.
- No participar en los análisis si se padecen procesos catarrales o afecciones similares que puedan afectar la capacidad olfativa del panelista.
- No comunicarse con otros miembros del panel acerca del desarrollo y los resultados del análisis.
- Realizar los análisis con motivación y atención.

III.4. AGRADECIMIENTOS

SGS agradece a la Universidad de Valladolid, a través de su Facultad de Ingeniería Química, la posibilidad de participar en la edición de esta documentación técnica, así como en las jornadas de difusión de la misma.

III.5. REFERENCIAS

- Deutsches Institut für Normung – Verein Deutscher Ingenieure DIN VDI 3881 “Olfatometría – Determinación del Umbral de Olor – Fundamentos”, 1986.
- AFNOR NF X 43-101:1986, “Determinación del factor de dilución en el umbral de olor”.
- AFNOR NF 43 – 104: 1990, “Calidad del Aire – Métodos de muestreo de olores”.
- Comité Europeo de Normalización (CEN), DIN EN 13725 “Calidad del Aire – Determinación de la Concentración de Olor por Olfatometría Dinámica”, abril 2003. Desde Febrero de 2004, adoptada como norma española UNE-EN 13725.

IV

Medición analítica de olores y otras técnicas

Manuel Almarcha Morell¹ y Daniel Almarcha Riera²

¹ *Ambiente y Tecnología Consultores, C/Roselló, 112 local 1, 08029-Barcelona.*

E-mail: malmarcha@sta-at.com

² *Lab. Espectrometría de Masas, IDAEA-CSIC.*

E-mail: dareco@cid.csic.es

IV.1 INTRODUCCIÓN

El aire ambiente contiene una mezcla compleja de sustancias químicas que, a parte de las de origen natural (como las emanaciones biogénicas), proceden de las emisiones de las actividades humanas cotidianas (por ejemplo del tránsito rodado), de las actividades industriales (como por ejemplo la industria química) y comerciales y de las infraestructuras de tratamiento ambiental (como las E.D.A.R., los vertederos de R.S.U.s,...).

Debido a la cada vez más exigente demanda pública en relación a una mejor calidad del aire ambiente, en los últimos años se observa un creciente interés en la evaluación de los episodios odoríferos y, consecuentemente, en la tipificación y determinación de la intensidad de olor en distintas emisiones tanto de tipo focalizado como difuso (por ejemplo, las concernientes a plantas químicas, de compostaje, de secado de fangos, mataderos, tostaderos de café,...), cuyas características a veces provocan episodios de malos olores que generan molestias por el impacto de dichas emisiones. Cabe señalar que es imprescindible emprender también este tipo de estudios a la hora de establecer las posibles medidas preventivas y/o correctivas que garanticen a la población expuesta la ausencia práctica de una afectación significativa (este, sin duda, deberá ser el principal objetivo en relación a la gestión de los episodios odoríferos), pero, con objeto de no defraudar las expectativas de solución con plazos razonables de la población eventualmente expuesta a una determinada problemática odorífera, cabe comentar que el enfoque y alcance correspondientes de dichos estudios deberían ser suficientemente rigurosos, extensos y adaptados a cada caso concreto (debiéndose considerar desgraciadamente que en muchos casos la estrategia de estudio por un mandato normativo o un requerimiento consuetudinario se lleva a cabo de manera rutinaria).

Para ilustrar la importancia social de las molestias relacionadas con los fenómenos de tipo odorífero puede indicarse, por ejemplo, que de todas las quejas formales presentadas a escala local en la zona de Thübingen (Alemania) un 16% estaba relacionado con problemáticas relacionadas con la percepción de malos olores (principalmente asociados a granjas e instalaciones de tratamiento ambiental) o que en el Reino Unido un 25% del total de denuncias presentadas sobre aspectos medioambientales respondían a quejas sobre molestias de episodios odoríferos.

Con respecto a las emisiones odoríferas, según las características de la fuente pueden distinguirse:

- Emisiones focalizadas, son las que se producen a través de conductos, como son: las de las chimeneas, de los conductos de ventilación,...
- Emisiones difusas, las cuáles pueden clasificarse en emisiones de superficie o fugitivas, así:

Emisiones de superficie, como son las de los vertederos de RSUs, las de las balsas de las EDAR,... Hay que tener en cuenta que dichas emisiones pueden ser activas (en elementos en los cuáles se presenta aireación, como por ejemplo en un reactor biológico de una EDAR) o pasivas si se producen por emanación (por ejemplo en una balsa de purines).

Emisiones fugitivas, procedentes de fugas de elementos de instalaciones industriales o de tratamientos ambientales (por ejemplo en juntas, bombas, arquetas,...).

Hay que considerar que el tipo de emisión condiciona significativamente tanto la dispersión atmosférica (que es el factor más determinante con respecto al impacto en el entorno de las instalaciones donde se producen las emisiones correspondientes) como la metodología a adoptar para las tomas de muestras, análisis “in-situ”,...

Las emisiones odoríferas, por otra parte, suelen presentar típicamente las siguientes características:

- Bajas cargas máscas pero, en muchos casos, con una elevada concentración de olor (por la presencia de algún/os compuesto/s con un bajo umbral de detección olfativa).
- Complejidad de composición: posible (co)existencia de compuestos inorgánicos ácidos (H_2S) y básicos (NH_3) y de compuestos orgánicos (FAVs, aminas, tioles, tioéteres, terpenos,...) de diferente polaridad.
- Variabilidad de composición y caudal a lo largo del tiempo
- Dependen de los diferentes regímenes de consumo alimentario (humano y animal) locales, de la cultura medioambiental,...

A continuación, en las tablas IV.1 y IV.2 se indican las fuentes más significativas de emisiones de olor y las sustancias típicamente involucradas en las emisiones odoríferas.

En la figura IV.1, por su parte, se exponen a título de ejemplo fórmulas correspondientes a distintos compuestos odoríferos.

Tabla IV.1: Tipos de fuentes de emisión de olor/es según origen e intensidad.

<p>Emisiones de alta-media carga odorífera provenientes de infraestructuras de tratamiento ambiental (ITAs) públicas o privadas.</p>	<p>EDAR urbanas o industriales y/o plantas de tratamiento de fangos Plantas de tratamiento de residuos animales Plantas de gestión integral de RSUs (Ecoparques) y Plantas de compostaje Plantas de biometanización de RSUs y otros residuos (purines,...) Vertederos de RSUs y otros residuos Plantas de transferencia/gestión de RSUs y otros residuos</p>
<p>Emisiones de alta-media carga odorífera procedentes de instalaciones industriales</p>	<p>Química fina y/o Química básica Plantas petroquímicas e industria del plástico Estaciones de transferencia de combustibles Fabricación de levaduras Alimentación humana y animal Tostaderos de café Industria del cacao Imprentas Recubrimiento de superficies Curtidos e Industria textil Industria del mueble</p>
<p>Emisiones de alta-media carga odorífera procedentes de otras fuentes</p>	<p>Industria agropecuaria Aplicación de purines o lodos de EDAR al suelo</p>
<p>Emisiones de media o baja carga odorífera total (lo cual no necesariamente implica baja intensidad) en ubicaciones generalmente dispersas.</p>	<p>Fugas de gas Almacenes de productos alimentarios (sobre todo de pescados y mariscos) Zonas con gran acumulación de residuos orgánicos (mercados,...) Hostelería (restaurantes y bares) Instalaciones de procesamiento de alimentos (cocinas industriales, casquerías,...) Gasolineras Tintorerías Talleres Red de alcantarillado y estaciones de bombeo de aguas residuales</p>

Tabla IV.2: Sustancias típicamente involucradas en episodios de olor.

<p>Derivados del azufre</p>	<p>Ácido sulfhídrico, tioles (mercaptanos), tioéteres</p>
------------------------------------	---

	(como sulfuro, disulfuro y trisulfuro de dimetilo y otros), derivados tiofénicos y otros.
Derivados del nitrógeno	Amoniaco, aminas, nitrilos, derivados de la piridina, piracinas, compuestos nitroaromáticos, aminoalcoholes, indol escatol, putresceina, cadaverina y otros.
Derivados del oxígeno	Alcoholes, aldehidos, cetonas, ácidos, fenoles (y sus derivados), ésteres, éteres y otros.
Hidrocarburos	BTEX y otros aromáticos, isopreno.
Derivados halogenados	Clorobenzenos, cloroanisoles, clorofenoles.
Terpenos y sesquiterpenos	
Otros compuestos	Ozono, hidrácidos, algunos plaguicidas sulfurados y fosforados, fosfina, arsina,...

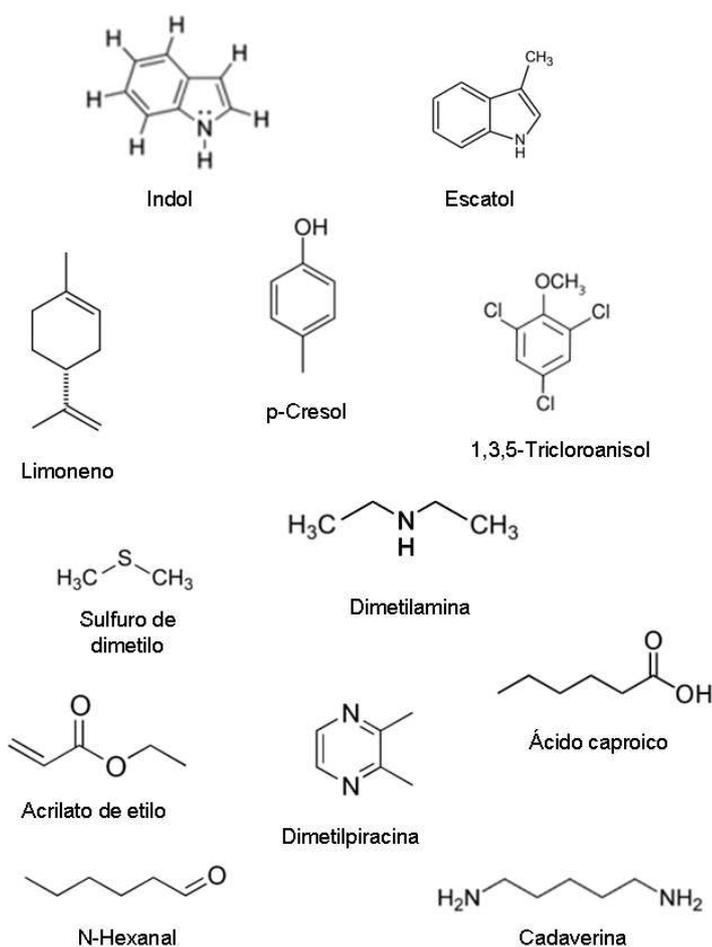


Figura IV.1: Fórmulas de distintos compuestos odoríferos

Cabe indicar que las emisiones cuantitativamente más significativas procedentes de muchas de las fuentes citadas en la tabla 1 (quizás con excepción de muchas de las de tipo industrial, cuya composición suele ser mucho más específica que la de las infraestructuras ambientales) se

caracterizan por corresponder a procesos de biodegradación de la materia orgánica y, por ello, los compuestos que se presentan en las emisiones correspondientes asociadas a dichos procesos son más o menos comunes a todas ellas aunque las proporciones pueden ser distintas.

En los apartados siguientes se describen distintos aspectos complementarios a los de otras ponencias sobre las sistemáticas susceptibles de aplicación para el estudio de las emisiones de olor y de los episodios odoríferos.

IV.2. METODOLOGÍAS APLICABLES A LA DETERMINACIÓN DE LA INTENSIDAD DE OLOR Y/O COMPOSICIÓN QUÍMICA EN MUESTRAS PROCEDENTES DE EMISIONES ATMOSFÉRICAS (FOCALIZADAS O DIFUSAS).

Como se verá en la información que se presenta en este mismo apartado y en los siguientes, la existencia de estrategias técnicas susceptibles de aplicación basadas en estrategias bien diferentes (que evidentemente no tienen porque ser excluyentes) es un indicio claro de la complejidad del problema para el que en la actualidad, a pesar de las tendencias imperantes (muchas fruto de requerimientos poco maduros técnicamente) no puede darse una respuesta operativa única y exclusiva.

Como aspecto previo, a continuación, se expondrán las metodologías experimentales más habituales para determinar y/o caracterizar el olor en muestras procedentes de emisiones atmosféricas (focalizadas o difusas). Así, debe tenerse en cuenta que el olor es una sensación con connotaciones psico-físico-químicas cuya intensidad, en definitiva, para resultar útil la información correspondiente sólo debe/puede determinarse de forma inequívocamente objetivable.

Desde la anterior premisa, las metodologías de estudio de las emisiones odoríferas en emisión en base a las siguientes formas de actuación:

- La medida cuantitativa de la concentración total de olor en el laboratorio (sin especificar los aspectos cualitativos, es decir "a qué huele", ni hedónicos es decir "huele bien o huele mal"). Estas actividades pueden realizarse en el laboratorio, por ejemplo según los criterios de la norma UNE-EN-13725 u otros (p.ej. ASTM-E6971 o el método de elección triangular forzada según la Notificación 63 del Ministerio de Medio Ambiente del Japón).

- La determinación cualitativa y cuantitativa, “in-situ” o en el laboratorio, mediante especiación química de los compuestos responsables del olor (de todos o de determinados trazadores odoríferos cuando se disponga de una cierta seguridad que los mismos son los más significativos en términos de expresión de olor y que representen de forma cuantitativamente suficiente dicha sensación).

Cabe indicar que las características operativas básicas de las técnicas de determinación de la concentración de olor mediante olfatometría dinámica en muestras captadas en emisión es objeto de descripción detallada en otra ponencia. Al respecto, en el presente documento se efectuará una descripción muy somera de la técnica de olfatometría dinámica, realizándose tan sólo algunas apostillas sobre las citadas estrategias.

IV.2.1. Determinación de la concentración total de olor de una muestra mediante olfatometría dinámica

Esta técnica consiste en someter una serie de diluciones sucesivas de la muestra con aire limpio al examen por parte de un "panel" cuyos componentes han de emitir en cada caso un juicio basado en la elección forzada (es decir en todo momento los panelistas han de decidir si la corriente presentada para su examen "huele" o "no huele", evitando expresamente tener que pronunciarse sobre otros descriptores del olor) y a ciegas (es decir sin saber si en cada momento están percibiendo una dilución de la muestra o un blanco de aire limpio). La concentración de olor de la muestra se define como el factor de dilución (calculado por interpolación a partir de los datos experimentales) que debe aplicarse a la muestra para recibir una respuesta positiva de detección por el 50% de los panelistas (es decir, si para que el 50% de los panelistas detecten positivamente la existencia de olor, cuando dicha dilución se les presenta para su examen olfativo, debe de haberse diluido la muestra en la relación 1:500, entonces la concentración de olor total asignada a la muestra será de 500 de 500 unidades de olor por metro cúbico, uo_E/m^3). La base metrológica de la EROM (European Reference Odour Mass) consiste en la concentración de olor establecida mediante

olfactometría dinámica según la norma EN-13725 equivalente a la de un patrón de $40 \mu\text{mol}/\text{m}^3$ (40 ppbV) de n-butanol.

Debe tenerse en cuenta que la olfactometría dinámica es una técnica objetiva cuando se aplica con rigor (por ejemplo siguiendo los requisitos de la norma EN-13725). Así, por ejemplo, los resultados del test se validan en cada sesión en base a la verificación de la tolerancia de respuesta de los panelistas confrontados con una muestra patrón de concentración conocida. Debe insistirse por otra parte, que los panelistas (que no tienen por que ser personas especialmente sensibles), no han de establecer la naturaleza cualitativa del olor, sino que su actuación se circunscribe a decidir frente a cada presentación exclusivamente si se percibe o no olor.

Como comentario adicional cabe señalar que esta técnica no será aplicable para el estudio de muestras de aire ambiente (recuérdese que para poder estipular la concentración total de olor debe diluirse con aire limpio la muestra por un determinado factor y esto sólo podrá ser realizado cuando la muestra posea una notable concentración de olor, por ejemplo $>30-100 \text{ uOE}/\text{m}^3$, lo cuál ya supone unos niveles odoríferos excesivos con respecto a los que serían soportables típicamente en aire ambiente).

Un aspecto importante relacionado con esta técnica y que no suele tenerse suficientemente en cuenta por parte de los responsables que solicitan el cumplimiento de determinados límites en emisión o de rendimientos de sistemas de depuración tomando como base exclusiva la concentración de olor, a parte de la posibilidad que se produzcan transformaciones químicas de los compuestos odoríferos en fases previas a las de la medición olfatométrica (y que por tanto desvirtúen la asignación de los resultados a las emisiones correspondientes), reside en la existencia de una incertidumbre de medida muy significativa a nivel cuantitativo (a menudo en torno al 50% del valor experimental, lo que implica, por ejemplo que un dato de $500 \text{ uOE}/\text{m}^3$ presenta un intervalo con el 95% de confianza cuyos límites son $250 \text{ uOE}/\text{m}^3$ y $1000 \text{ uOE}/\text{m}^3$). Como ejemplo, obsérvese el gráfico modificado del artículo de Sneath and Clarkson, 2000 (figura IV.2) donde se representa gráficamente la incertidumbre de distintas mediciones mediante olfactometría dinámica de tandas de distinto número de muestras supuestamente iguales (situación difícilmente asequible

para la mayor parte de procesos sobre todo en aquellos que la toma de muestras sea complicada, como por ejemplo, cuando se utilizan túneles de viento).

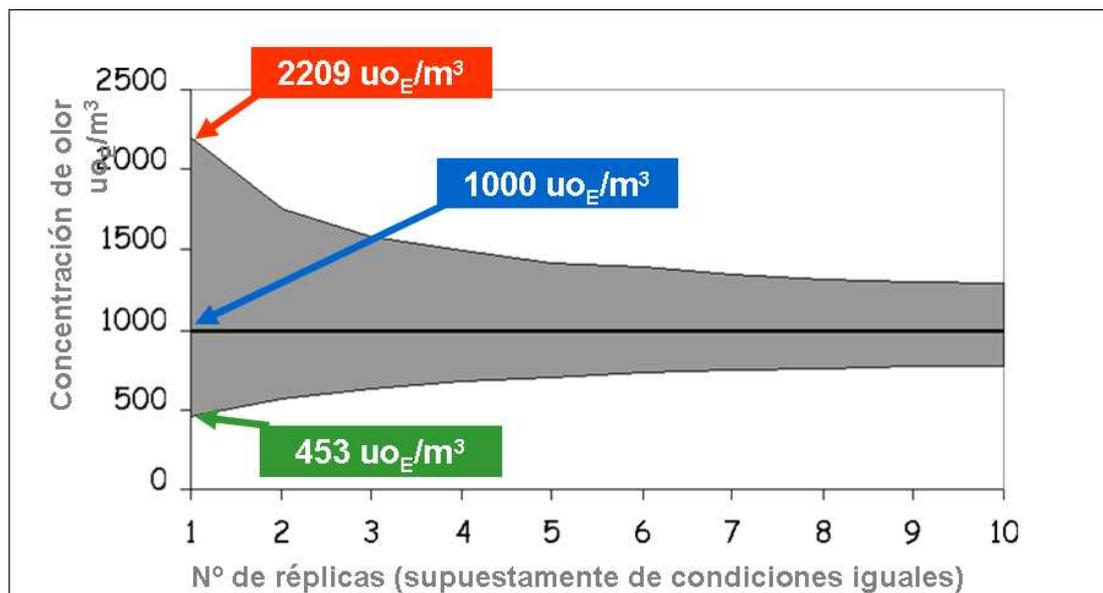


Figura IV.2. Incertidumbre de la olfatometría dinámica en función del número de réplicas supuestamente iguales.

Abundando en lo anteriormente reseñado, en un ejercicio de intercomparación (de 2007) de análisis de la concentración de olor de patrones gaseosos de n-butanol de laboratorios europeos acreditados, para un nivel de $4500uo_E/m^3$, los resultados presentados se situaron en un rango entre 1600 y $6000uo_E/m^3$.

Cabe añadir que además de las estrategias de estudio de la contaminación odorífera en inmisión se comentarán también otras limitaciones que pueden derivarse de la práctica basada en el esquema (véase, al respecto, la figura IV.3) que se deriva del hecho de que la sensibilidad de la olfatometría dinámica es insuficiente para las mediciones típicas en aire ambiente.



Figura IV.3. Esquema de actuaciones para estipular la concentración de olor en aire ambiente, complementado por otras operaciones (como determinaciones analíticas químicas y simulaciones)

IV.2.2. Especiación química de los componentes odoríferos más significativos

En primer lugar debe considerarse que, para la mayor parte de casos, no existen técnicas analíticas únicas que permitan determinar conjuntamente los compuestos odoríferos eventualmente presentes en las muestras objeto de estudio. La determinación cualitativa y cuantitativa de dichas sustancias si, en cambio, puede llevarse a cabo en base a la aplicación de un abanico de técnicas de toma de muestras (más o menos selectivas) y de análisis (suficientemente selectivo y sensible) de los diferentes contaminantes con significación odorífera. Así, por ejemplo, pueden efectuarse ensayos "in-situ" (por ejemplo con analizadores de ácido sulfhídrico) o emplear tubos colorimétricos (por ejemplo para la determinación semicuantitativa de sulfuro de carbonilo) y/o, tras captación (más o menos selectiva) de las muestras correspondientes (mediante absorción en disoluciones de captación, adsorción sobre cartuchos "ad-hoc", confinamiento en recipientes herméticos e inertes,..) la utilización de distintas técnicas analíticas (como espectrofotometría UV-Vis, cromatografía de gases con distintos detectores,..).

En la figura IV.4 siguiente se presenta un esquema donde se indican distintas alternativas para estudiar diferentes familias de compuestos odoríferos para muestras en emisión de una planta de tratamiento de lodos de EDAR..

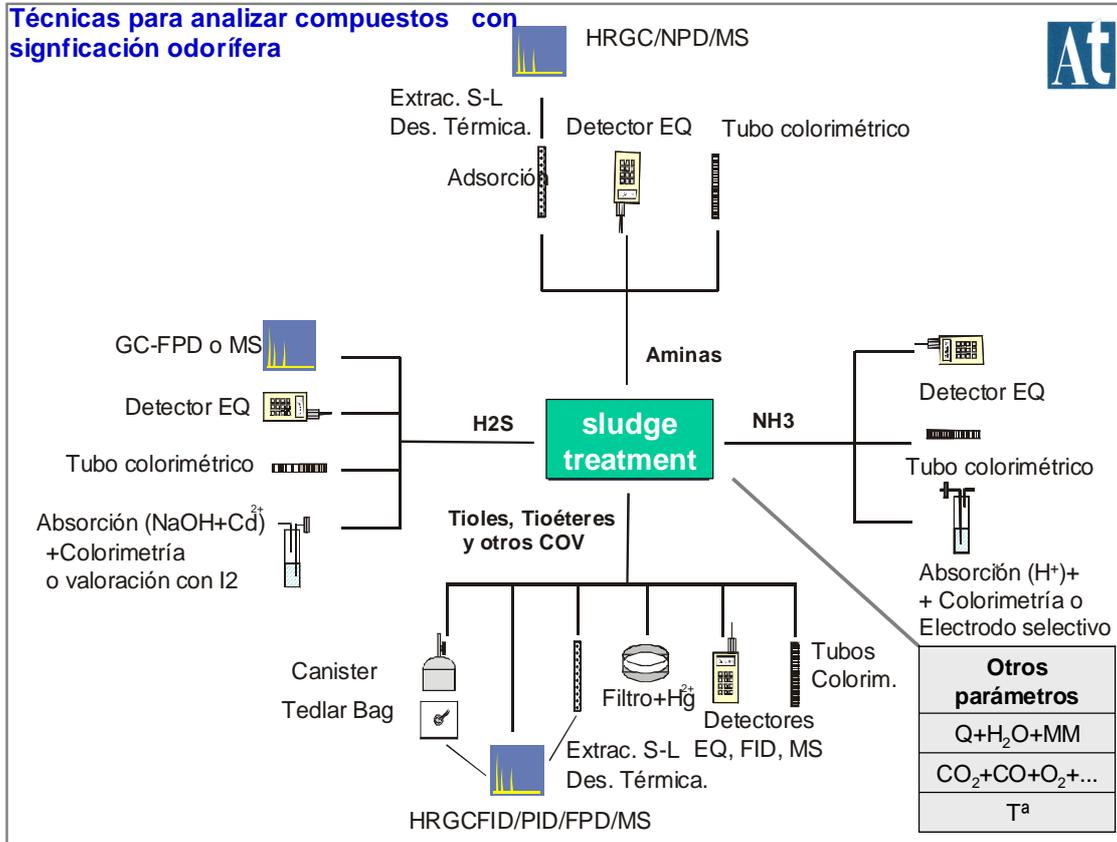


Figura 4. Distintas alternativas para efectuar la caracterización de las emisiones odoríferas mediante especiación química

Por otra parte, a título de ejemplo, en las Figuras siguientes IV.5 y IV.6 se exponen sendos TIC-cromatogramas de muestras concernientes de las emanaciones de un vertedero de RSUs clausurado y de las emisiones de túneles de compostaje y en donde se muestra la complejidad de las composiciones correspondientes

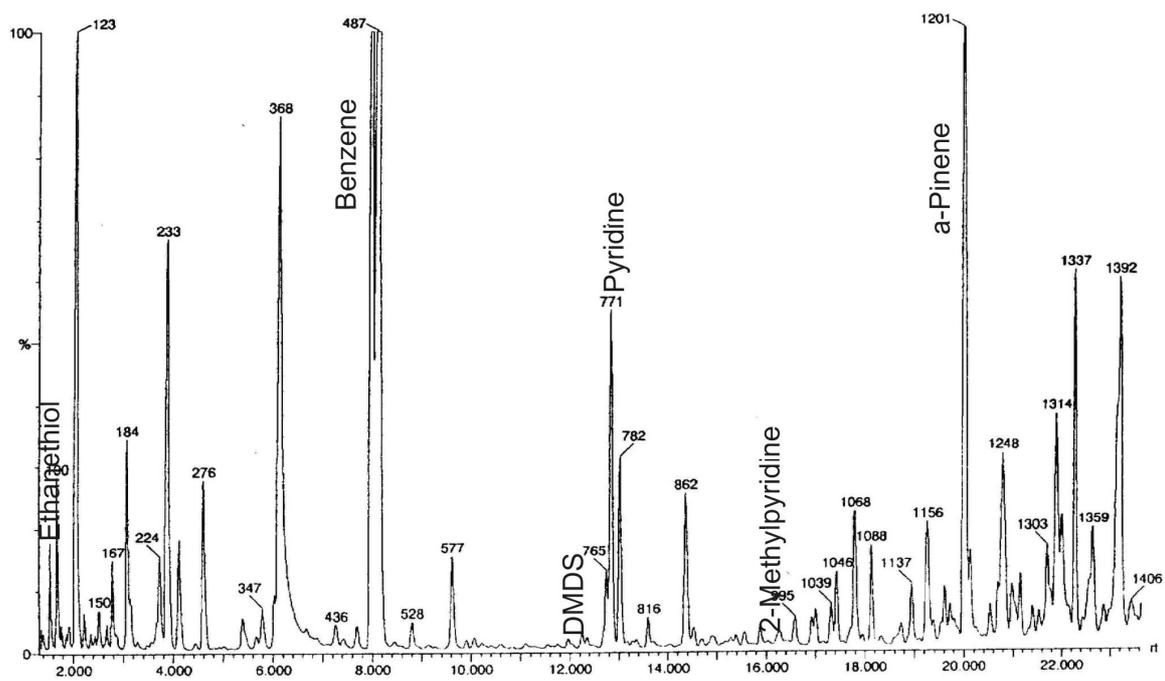


Figura IV.5. TIC-Cromatograma de las emisiones de un vertedero de RSUs

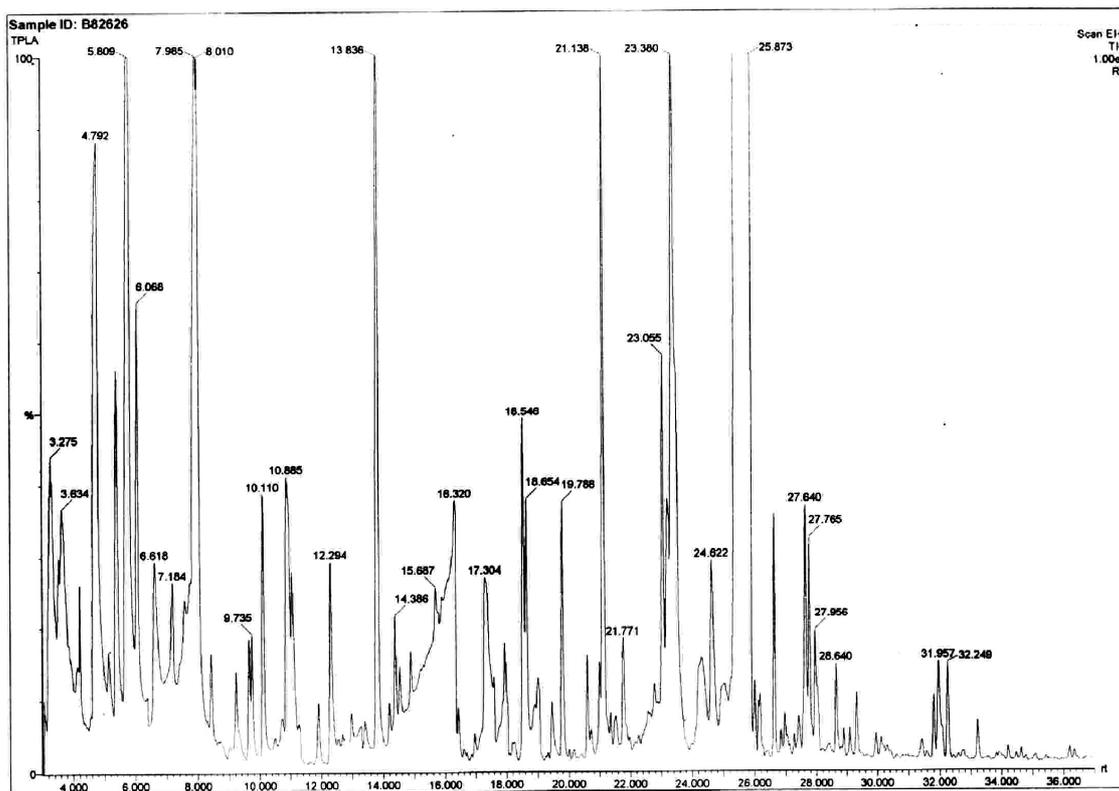


Figura IV.6. TIC-Cromatograma de las emisiones de una planta de compostaje

En la tabla IV.3 siguiente se comentan los fundamentos de distintas técnicas para la determinación de distintos analitos odoríferos en muestras “in-situ” en emisión y/o aire ambiente.

Tabla IV.3 (1/3). Sistemas de análisis “in-situ” de compuestos odoríferos

Técnica	Características
Tubos colorimétricos	Consisten en unos cartuchos rellenos con un adsorbente impregnado con un reactivo que reacciona más o menos específicamente dando lugar a una mancha coloreada con los analitos de interés (p.ej: amoníaco) en la corriente gaseosa objeto de estudio.
Analizadores de lámina de oro para ácido sulfhídrico	Los compuestos reducidos de azufre (ácido sulfhídrico y mercaptanos) de la muestra gaseosa impactan sobre una lámina de oro y se genera una corriente eléctrica proporcional a la cantidad de sulfuros colectados. El límite de cuantificación de este tipo de analizadores es muy bajo, concretamente de 0,003ppmV de H ₂ S (del mismo orden que el correspondiente umbral de detección olfativa).
Espectrometría de masas (MS)	Es una técnica mediante la cual las sustancias pueden identificarse como consecuencia de las diferencias entre los perfiles de los fragmentos moleculares de los iones originados y separados mediante un campo eléctrico y magnético. El interés de la aplicación de los Espectrómetros de Masas (fijos o portátiles) como analizadores de COV y/o otros compuestos odoríferos reside en la capacidad de estas técnicas de proporcionar on-line/on-time resultados cualitativos y cuantitativos simultáneos de multicomponentes de forma muy rápida y con la posibilidad de evitar la influencia de las posibles interferencias de sustancias presentes en la matriz (a veces las mayoritarias).
Cromatógrafos de gases acoplados a espectrómetros de masas portátiles (GC-MS de campo	También pueden utilizarse sistemas GC-MS portátiles (existen incluso muy ligeros que se pueden transportar por parte de los propios analistas). Con estos sistemas se pueden determinar cualitativamente y cuantitativamente directamente en el campo los COV de las muestras objeto de estudio.
Cromatógrafos de gases con distintos detectores (FID, PID, FPD,...)	Para el análisis de grupos definidos de COV (o incluso de H ₂ S para el caso del detector FPD)
Detectores de espectroscopia de movilidad de iones	Esta técnica consiste en la ionización (a presión atmosférica) de las moléculas de la muestra en una cámara de reacción mediante radiación beta procedente de una fuente de Ni ⁶³ . Los iones pasan a través de un campo eléctrico débil y se dirigen a un detector de iones. Los COV se identifican de acuerdo con el tiempo que tardan en llegar al detector, que suele ser un tubo de Faraday. Como ejemplo de prestaciones, se puede indicar que pueden llegarse a detectar directamente de manera suficientemente fiable hasta 0,03 mg/m ³ de gas sarín.

Tabla IV.3 (2/3). Sistemas de análisis “in-situ” de compuestos odoríferos

Técnica	Características
Analizadores de espectroscopia IR	Miden la absorbancia de radiación IR a longitudes de onda fijas o variables. Según las longitudes de una se puede obtener una selectividad que puede llegar a ser muy elevada en el caso de los analizadores de tipo FTIR
Detector de fotoionización (PID)	El análisis con detectores PID se lleva a cabo mediante la ionización de los COV o del ácido sulfhídrico por la acción de lámparas UV de media-alta energía. Normalmente solo proporcionan una información global sobre la composición de la muestra (aunque, en algunos casos, se puede sintonizar la energía de las lámparas UV de forma que respondan primordialmente a algunos tipos de sustancias, como por ejemplo a 9,2 eV donde se ionizan las sustancias con anillos aromáticos y no otras con mayor potencial de ionización molecular).
Detector de Llama Fotométrica (FPD)	En el caso de los detectores de llama fotométrica se utiliza una llama de hidrógeno para quemar los componentes de la muestra de aire en estudio. El color de la llama se analiza con un fotómetro y permite detectar selectivamente la presencia a nivel de trazas de compuestos de S y/o de P, mediante filtros de longitud de onda apropiados, y cuantificarlos.
Detector de ondas acústicas superficiales (SAW)	Están basados en cristales piezoeléctricos recubiertos donde se adsorben los compuestos de interés. La adsorción provoca un cambio medible en la frecuencia de resonancia. Tienen interés las matrices de diversos detectores de este tipo con selectividades diferentes (ver al respecto el que se describe más tarde en el apartado de las narices electrónicas). Estos sensores se llaman también microbalanzas de cuarzo.
Detectores electroquímicos y catalíticos (Pellistors)	<p>Los Pellistors son elementos que constan de dos electrodos, uno de ellos se llama propiamente detector (que consiste en un hilo de platino insertado en un lecho catalítico) y la otra es el elemento de referencia (sin lecho catalítico). Ambos electrodos forman parte de un puente de Wheatstone (calentado a 500-550°C) que produce señal cuando las dos resistencias difieren. Los gases solamente se oxidan en el detector, lo que produce un calor que aumenta la resistencia eléctrica que viene a ser proporcional a la concentración del gas correspondiente.</p> <p>Los sensores electroquímicos también constan de dos electrodos (como antes) que están en una cámara en contacto con el electrolito. Cuando el gas entra en contacto en el electrodo de trabajo se produce una reacción de oxidación o reducción según el gas. Si el proceso que tiene lugar es de oxidación, entonces se produce una corriente de electrones proporcional a la concentración del gas en dirección al contraelectrodo (y a la inversa).</p>

Tabla IV.3 (3/3). Sistemas de análisis “in-situ” de compuestos odoríferos

Técnica	Características
Narices electrónicas	<p>La denominación genérica de “Narices Electrónicas” (también hay Lenguas Electrónicas con un principio de operación similar) se aplica a instrumentos que responden a los compuestos volátiles de una muestra a través de la producción de un perfil característico de las señales eléctricas inducidas en los sensores integrados. Los sensores pueden ser de tipo electroquímico (óxido metálico), polimérico, IR, microbalanzas de cristales de cuarzo,..., y se seleccionan según la aplicación para responder lo más selectivamente posible a los componentes de la muestra. Hay que añadir que actualmente se comercializan Narices Electrónicas que disponen, además de la matriz de sensores, de un detector de Espectrometría de Masas.</p> <p>Las señales de cada sensor se registran y se procesan informáticamente (mediante redes neurales y efectuando un análisis estadístico multivariante) de manera que se puede disponer de una especie de huellas de identidad que permiten clasificar por similitud estadística el “olor” analizado con la “Nariz Electrónica” de las muestras con la de las categorías estadísticas seleccionadas en el entrenamiento del equipo, necesario para poderlo utilizar como herramienta de discriminación cualitativa de tipos de muestras. Así, se pueden agrupar las muestras en las categorías a partir, por ejemplo, de un análisis de componentes principales. Las “narices electrónicas” normalmente se configuran para aplicaciones más o menos concretas.</p>

En la tabla IV.4 se presenta un resumen de técnicas susceptibles de aplicación para la captación y análisis en el laboratorio de Compuestos Orgánicos Volátiles (COV) y otras sustancias con características odoríferas. Cabe comentar que la estrategia operativa de las técnicas analíticas que se aplican “in-situ” o en el laboratorio, con variantes, son muy similares.

Tabla IV.4: Toma de muestras, tratamiento y análisis de compuestos odoríferos en emisión o inmisión

Toma de muestra completa
Almacenamiento en contenedores estancos e inertes: “cannister”, jeringas de gas, contenedores de vidrio (desactivado), bolsas de PTFE, ...
Toma de subfracciones de muestras
Absorción en disolventes (incluyendo el agua) con o sin presencia de reactivos
Condensación
Adsorción en cartuchos de carbón activado, carbón grafitizado, otros soportes carbonáceos u organosilícicos (SPME), Tenax, Amberlitas, sílica gel, lechos mixtos,...
Tratamiento de muestras para el posterior análisis con métodos cromatográficos, espectrofotométricos, electroquímicos,...
Análisis directo
Extracción con disolventes
Reacciones químicas

Adsorción en soportes: como fibras (SPME)	
Desorción Térmica y transferencia a un cromatógrafo de gases	
Análisis	
Técnica	Ejemplo de aplicación
Espectrofotometría UV-Vis	Amoniaco, ácido sulfhídrico,... en soluciones absorbentes
Potenciometría de electrodo selectivo	Amoniaco, ácido sulfhídrico,... en soluciones absorbentes
Cromatografía de Gases de Alta Resolución (HRGC) con detectores de ionización de llama (FID), captura de electrones (ECD), nitrógeno/fósforo (NPD), llama fotométrica (FPD), fotoionización (PID), absorción infrarroja con transformada de Fourier (FTIR)	Para familias concretas de sustancias con características estructurales definidas (p.ej. compuestos halogenados con HRGC-ECD)
HRGC con detector de espectrometría de masas (HRGC-MS)	General y familias o compuestos específicos
Cromatografía líquida con detectores UV o Diode Array HPLC-UV (o DAD)	Carbonilos (aldehídos y cetonas)
Otras	

Para establecer una comparación de las características y rango de aplicabilidad de las técnicas olfatométricas en emisión y las de especiación química de los compuestos odoríferos más significativos hay que tener en cuenta que se trata de estrategias complementarias. Así, siempre que sea posible, se recomienda (y a menudo ello resulta imprescindible) aplicarlas conjuntamente en el estudio de las emisiones odoríferas y, de la explotación experta de los resultados que se obtengan con cada una de ellas, podrán extraerse conclusiones muy útiles a la hora de evaluar el impacto potencial de determinadas emisiones.

A continuación se indican diversos aspectos relacionados con los fenómenos odoríferos que influyen sobre la capacidad y/o oportunidad de aplicación de las diferentes estrategias de estudio de la problemáticas correspondientes:

- La percepción del olor no varía linealmente con la concentración de las sustancias odoríferas
- Las sustancias más frecuentemente involucradas en episodios odoríferos normalmente se hallan en concentraciones bajas y pertenecen a diferentes familias de compuestos tipo orgánico (como ácidos orgánicos volátiles, carbonilos, aminas, tioles, tioéteres,...) o inorgánico (amoníaco, ácido sulfhídrico,..). Por otra parte, cabe señalar que las sustancias con fuerte

significación odorífera coexisten con otras que normalmente se presentan en concentraciones mucho mayores que aquellas.

- Circula abundantemente un "meme" clásico que induce decir que "el olfato es más sensible que lo métodos de análisis químico". Al respecto, debe tenerse en cuenta que la elevada sensibilidad disponible en las modernas técnicas de análisis químico permiten la determinación de los contaminantes atmosféricos con una sensibilidad equivalente (e incluso mayor) a la de las técnicas basadas en métodos sensoriales y, si a ello se une el hecho que en las metodologías de trabajo habituales se aplican normalmente tomas de muestras que contemplan etapas de concentración, puede concluirse la no veracidad del "meme" citado anteriormente. Cabe señalar que la estrategia de toma de muestras con concentración del/de los analito/s de interés no puede aplicarse de manera sencilla para el caso de las determinaciones por olfactometría dinámica (donde la muestra se recoge o bien íntegra o ya diluida "in-situ", según los casos). No obstante conviene indicar que actualmente se ha descrito un procedimiento mediante cuya aplicación se efectúa la criocondensación de muestras con posterior recuperación de las mismas en el laboratorio, lo cual permite llevar a cabo "a posteriori" mediciones de la concentración de olor mediante olfactometría dinámica en niveles como los que se presentan típicamente en aire ambiente incluso en situaciones de episodios importantes (entre p.ej, entre 2 y 20 U_{OE}/m^3).
- En diversas emisiones los contaminantes odoríferos pueden tender a presentarse de manera significativa (o incluso predominantemente) en la fracción condensable o asociados a partículas. Estos aspectos deben tenerse muy en cuenta en la realización de estudios de caracterización de emisiones odoríferas.
- La percepción del olor tiene distintas connotaciones subjetivas que en ocasiones se traducen en fenómenos de enmascaramiento o atenuación o que producen efectos de hiposmia o fatiga sensorial en los receptores potenciales del impacto odorífero o, también, depender del grado de atención del observador (no es lo mismo, en términos de umbral de susceptibilidad de detección de un olor, la percepción pasiva de modo inconsciente que la activa "husmeando").

- Se Debe tener en cuenta que la disponibilidad de información sobre la composición cualitativa y cuantitativa de las muestras permitirá evaluar el riesgo potencial correspondiente (téngase en cuenta la posible coexistencia de sustancias tóxicas pero con reducida significación odorífera). Por otra parte, cuando se producen quejas concernientes a episodios de malos olores los síntomas más frecuentes son: cefaleas, náuseas, fatiga, irritación de mucosas,... debe considerarse que los mismos también pueden ser atribuibles a la presencia de contaminantes no odoríferos.
- A la hora de diseñar e implantar un sistema de tratamiento de emisiones con significación odorífera, además de otros parámetros, debe conocerse la composición cualitativa y cuantitativa de las emisiones correspondientes. Recuérdese, al respecto, que los sistemas de tratamiento depuran sustancias químicas concretas y no sensaciones como el olor.
- También debe señalarse que escalas temporales muy cortas la presencia de un olor no desagradable (o agradable) puede ser tolerada por la población expuesta (e incluso bien aceptada), en cambio a medio o largo plazo inevitablemente acabaran produciéndose quejas. Esto es debido a que parece existir un requisito sensorial humano implícito sobre la calidad del aire ambiente y es que éste sea inodoro.

Como resumen puede señalarse:

- La principal ventaja de los métodos olfatométricos reside en el hecho que el parámetro objeto de estudio (la concentración de olor) coincide exactamente con el que es susceptible de motivar las quejas correspondientes. Como inconvenientes pueden citarse, en el caso de la olfatometría dinámica de laboratorio, a parte de la imposibilidad práctica de aplicar dichas técnicas en el estudio de muestras de aire ambiente, la existencia de una mayor incertidumbre cuantitativa y, de no complementarse con otras técnicas, la ausencia de información sobre la especiación química, lo cuál en ocasiones puede ser crucial para determinar un posible riesgo toxicológico, el origen de un episodio o definir propiamente las estrategias de actuación para eliminar o minimizar el fenómeno.

- Por lo que se refiere a los métodos basados en el análisis químico, ya sean "in-situ" o mediante captación y análisis en el laboratorio, la principal ventaja consiste en disponer de información sobre la composición de las muestras. Como desventajas cabe citar que no existe una única metodología que permita estudiar conjuntamente todos los compuestos odoríferos eventualmente presentes en las muestras; en consecuencia, para disponer de una adecuada selectividad será necesario aplicar en paralelo una batería de métodos que permitan garantizar razonablemente que se hayan abarcado todos los posibles contaminantes odoríferos, para ello será imprescindible disponer de equipos de trabajo con una experiencia suficiente en la realización de este tipo de estudios

IV.2.3. Otras estrategias de medida y de caracterización cuantitativa de las emisiones odoríferas

Factores de emisión de olor

Alternativamente a los métodos experimentales descritos anteriormente, también se puede utilizar de manera tentativa la estrategia de estimar las emisiones odoríferas en base a factores "ad-hoc".

En los últimos años, debido a un aumento en la atención a las emisiones de olor en los procesos industriales y en las Infraestructuras de Tratamiento Ambiental ITVAs, y por las dificultades (y costes) inherentes a la realización con suficiente solvencia técnica de medidas experimentales de las emisiones, se han determinado diferentes factores de emisión y, en algunos casos, se han desarrollado diferentes modelos que permiten estipular las emisiones atmosféricas de COV y/o de compuestos odoríferos, por ejemplo los programas para EDARs, emisiones fugitivas de tanques, plantas de compostaje, fundiciones,... Como ejemplo, se pueden mencionar: TANKS 4.09, CALTOX, TOXCHEM+, BASTE, TORONTO, WATER 9 de USA y otros, p.ej. los de G.E.R.D.A., de Alemania

Por ejemplo, en una planta de compostaje se pueden determinar, mediante estudios de base que permiten extrapolar los resultados a una actividad determinada o a partir de modelos de simulación de las emisiones (los cuales no deben confundirse con los modelos de dispersión atmosférica), unos factores de emisión de olor, por ejemplo, de las pilas estáticas:

Tabla IV.5. Emisiones de olor en las pilas estáticas de una planta de compostaje

Cantidad de entrada a la planta Mg/año	Volumen almacenado en pilas estáticas [uo_E/m³]	Emisiones de olor específicas [uo_E/m² * s]	Emisiones de olor [uo_E/s]
12.500	3.080	0.07	215
20.000	4.920	0.07	350
25.000	6.150	0.07	430

De la misma manera se pueden definir unos factores de emisión para las pilas que son objeto de volteo. Así, el factor global de emisión de la planta de compostaje será la suma de los factores de cada parte.

Como comentario sobre los factores de emisión, hay que señalar que estos parámetros pueden verse afectados por mucha variabilidad y, por esta razón, hay que emplear estos factores con mucho cuidado, y debería de circunscribirse su uso como último recurso, por ejemplo cuando la planta correspondiente todavía se halla en fase de diseño, cuando solamente se pretende una estimación muy aproximada,... Como elementos que explicarían esta variabilidad se pueden citar: características específicas de la planta, tipos de materiales objeto de compostaje, características específicas de los distintos materiales (por ejemplo: en el caso de compostaje de FORM de RSUs la composición de esta fracción puede diferir notablemente en función de múltiples aspectos como: socioculturales, económicos, tipo de gestión previa de los RSUs,...).

IV.3. MÉTODOS PARA ABORDAR LOS EPISODIOS Y LOS ESTUDIOS DE IMPACTO ODORÍFERO DE UNA INSTALACIÓN INDUSTRIAL O UNA INFRAESTRUCTURA DE TRATAMIENTO Y VALORIZACIÓN AMBIENTAL (ITVA)

En el apartado anterior se han expuesto las técnicas aplicables para la determinación/estipulación de la intensidad/concentración de olor de muestras en emisión que de hecho, cuando las fuentes candidatas son asequibles o se efectúan estimaciones prospectivas, constituyen una de las herramientas básicas de trabajo para estudiar los fenómenos de contaminación del aire ambiente por malos olores. A continuación se describen los principales aspectos relativos a las estrategias a llevar a cabo para el estudio de las emisiones odoríferas y de los episodios de olor en aire ambiente.

En relación a este tipo de estudios, en función de los objetivos correspondientes, pueden adoptarse alguna/s de las siguientes perspectivas:

IV.3.1. Determinación del impacto odorífero de una/s emisión/es

Normalmente se lleva a cabo:

- Determinación de la concentración de los trazadores químicos representativos desde el punto de vista odorífero de la emisión correspondiente, sin funcionamiento del proceso/s responsable/s de la generación de la/s emisión/es en una/s determinada/s fuente/s (blanco) y con funcionamiento del citado proceso. Al respecto, deben señalarse las dificultades inherentes a los estudios de determinación química de los trazadores correspondientes, como es que, en ausencia de trazadores muy selectivos de una determinada emisión, sea necesario emplear un abanico (a menudo bastante amplio) de técnicas de captación y análisis (véase como ejemplo el esquema presentado en la figura IV.3).

Es importante tener en cuenta, como se ha indicado anteriormente, la imposibilidad de aplicar una estrategia similar para la concentración de olor, puesto que dicho parámetro normalmente no puede determinarse experimentalmente en aire ambiente.

- Determinación de la concentración de olor y modelización de la dispersión atmosférica de la carga odorífera emitida para establecer la concentración de olor en cada uno de los puntos del aire ambiente circundante alrededor de la fuente de emisión.

Esta metodología, por tanto, será sólo aplicable cuando esté en funcionamiento la instalación correspondiente y debe tenerse presente que los resultados que se obtengan podrán ser susceptibles de cuestionamiento por los vecinos potencialmente afectados ya que, además de la variabilidad intrínseca de la magnitud de la concentración de olor (que como se ha indicado se establece por modelización) y de la incertidumbre relativa a la propia metodología adoptada, como la representatividad y/o fiabilidad específicas en relación a los fenómenos odoríferos (forma de emisión o de percepción de la sensación) de la modelización de dispersión llevada a cabo, es muy poco probable que puedan presentarse evidencias experimentales de concentración de olor en el punto donde eventualmente pueda presentarse una queja (salvo en caso muy extremos y, por tanto, prácticamente tautológicos).

Con respecto a esta estrategia de actuación para poder estipular las concentraciones de olor en aire ambiente deben tenerse en cuenta los siguientes aspectos:

- Los resultados de las modelizaciones de dispersión atmosférica de las emisiones odoríferas presentan incertidumbres muy elevadas cuyo origen proviene de:
 - Las características intrínsecas del modelo. Por ejemplo, a partir de modelos con la misma base de cálculo, para la misma emisión, en la misma fuente y en las mismas condiciones, pueden obtenerse diferentes representaciones espaciales para isodoras representando las mismas concentraciones.
 - La fiabilidad y representatividad de los datos meteorológicos (casi nunca disponibles de la zona concreta donde se producen las emisiones objeto de estudio)
 - La pericia y experiencia de quien plantea las premisas de ejecución del modelo.

Hay que tener en cuenta que la incertidumbre global acumulada en todo el proceso (incluyendo el muestreo, la toma de muestras, la medición de caudales, la gestión y almacenaje de muestras, el análisis mediante olfatometría dinámica y la modelización)

puede llegar a superar ± 90 al 100%, lo cual supone, por ejemplo que a la concentración de una isodora de $10u_{OE}/m^3$ realmente vendría a corresponderle un intervalo entre $1u_{OE}/m^3$ y $20u_{OE}/m^3$, de difícil conjugación, por tanto, con requisitos normativos de cumplimiento, por ejemplo, de $5u_{OE}/m^3$ (P98). En la figura IV.7 se expone un esquema que ilustra este aspecto en el sentido de señalar coloquialmente que en realidad las isodoras no son líneas definidas si no más bien “franjas” más o menos anchas.

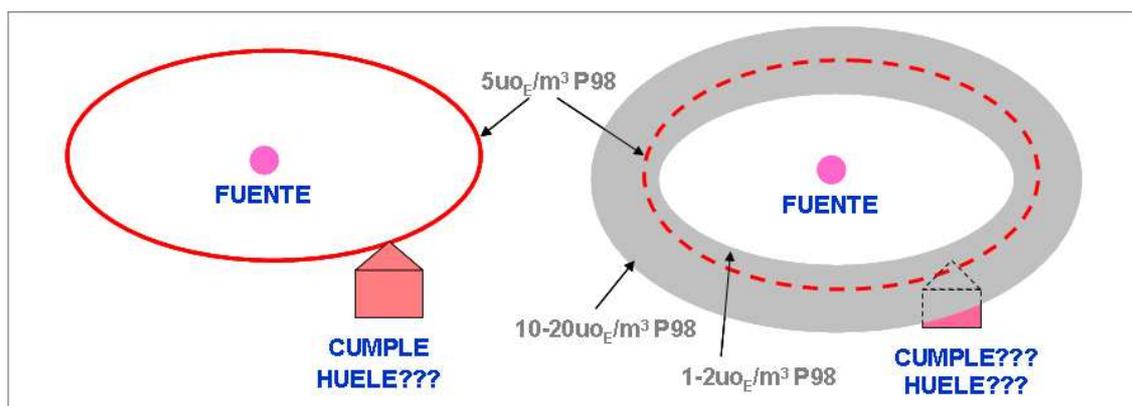


Figura IV.7. Esquema gráfico de la incertidumbre de las isodoras obtenidas a partir de la modelización de dispersión

- La realización de cálculos retrospectivos para estimar los niveles de las emisiones a partir de los datos experimentales en aire ambiente, a base a estipular la posible concentración de olor de las emisiones mediante tentativas de modelización de la dispersión atmosférica produce una incertidumbre demasiado considerable y, en general, se considera una práctica especulativa desaconsejable (a utilizar exclusivamente en ausencia de otras alternativas).
- Con el fin de disponer de una fiabilidad aceptable con respecto a la representatividad de las muestras debe disponerse de un número suficiente de datos provenientes del análisis de las muestras correspondientes.
- Cualquier resultado fruto de una modelización de dispersión resultará irrelevante si, como sucede a menudo, a pesar que los valores “virtuales”, obtenidos indiquen una ausencia de impacto odorífero significativo en una zona, continúen persistiendo quejas (fundamentadas) de olor. En este sentido las modelizaciones de la dispersión atmosférica de las emisiones de olor no constituyen ningún tipo de prueba definitiva de la presencia o

ausencia de un efecto apreciable en inmisión; en consecuencia, no habría de ser considerada como la única piedra de toque para determinar si una planta cumple o no un determinado requisito en inmisión en materia de impacto odorífero. En cambio, como puede apreciarse en la figura IV.8, es importante considerar también que la modelización de la dispersión de olor resulta ser una herramienta muy útil para la comparación del impacto de distintas fuentes, para la simulación de los efectos de determinadas medidas preventivas o correctivas,...

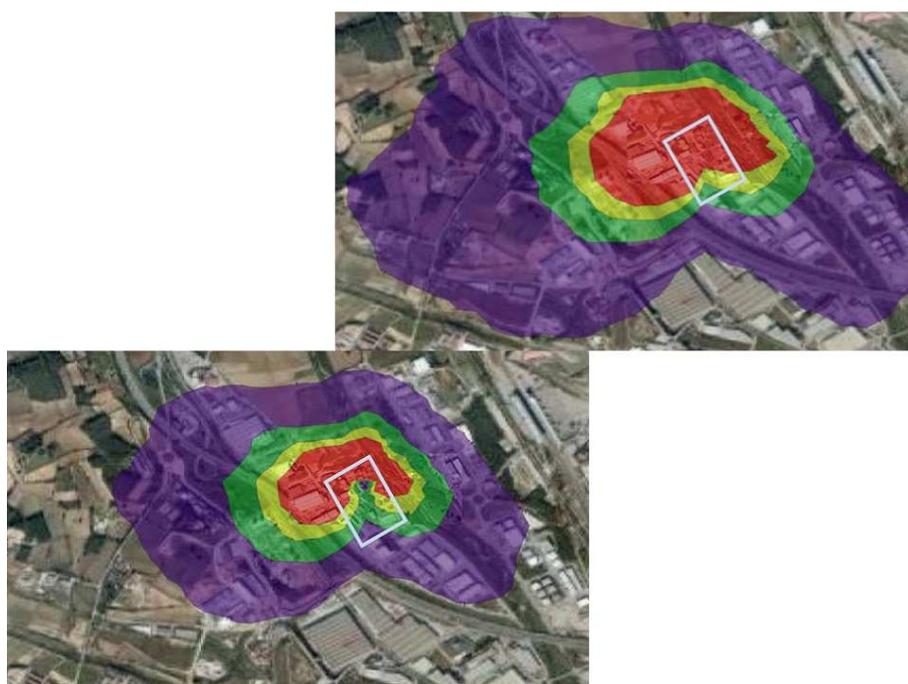


Figura IV.8. Ejemplo de modelización de dispersión en 2 escenarios (en función de la altura del punto de emisión) de las emisiones odoríferas en una planta de tratamiento de lodos. En la figura superior a la derecha la altura se situaba a 7m de altura y en la inferior a la izquierda a 18m. Isodoras de 7, 5, 3 y 1 uo_E/m^3 (P98).

- En algunos casos (por ejemplo cuando aun no existe una instalación determinada y quiere establecerse un límite de emisión "a priori") puede efectuarse también la simulación de las características de una emisión (composición, factores físicos, características técnicas,...) y, a partir de los escenarios que se estipulen, efectuar la modelización de la dispersión de la emisión correspondiente. Esta práctica sólo aplica en las etapas de diseño y estipulación de requisitos (límites de emisión) a nivel de proyecto de una instalación y, al respecto, debe tenerse en cuenta que normalmente se adopta una perspectiva preventiva y tienden a sobredimensionarse la concentración en las emisiones. También debe considerarse que a veces se recaba información

de contextos muy diferentes (por ejemplo procedentes de estudios en otros países) y interpolan mecánicamente en realidades locales no del todo conocidas (fundamentalmente por ausencia de trabajos de base).

- Confirmación de la modelización de la dispersión atmosférica mediante la determinación (en distintos puntos del aire ambiente en estudio) experimental de una sustancia trazadora emitida en el propio foco objeto de estudio.

En este caso el principal problema reside en que normalmente harán falta varios experimentos (que abarquen los distintos escenarios atmosféricos que condicionan la dispersión) y que la sustancia trazadora habrá de ser inocua, además de fácil de captar y de analizar (con una sensibilidad suficiente).

IV.3.2. Otras técnicas susceptibles de aplicación para el estudio de las problemáticas de olor en aire ambiente

Para soslayar la problemática concerniente a la gran incertidumbre que dimana del esquema captación de muestras en emisión → medición de la concentración de olor → modelización se han desarrollado técnicas que permiten la observación directa organoléptica de las problemáticas de olor en aire ambiente. A continuación se describen brevemente dichas técnicas y su alcance:

Olfatometría de campo

Esta técnica, muy utilizada en USA (donde, en diversos estados, los límites de olor en aire ambiente se fijan a partir de las observaciones olfatométricas de campo) consiste en llevar a cabo una serie de percepciones con un equipo denominado olfatómetro de campo que llevar a cabo “in-situ”, con fiabilidad suficiente, la cuantificación de la intensidad de olor en el aire ambiente mediante la denominada técnica de "Dilución hasta el umbral" (D/I) a base de crear una serie calibrada de diluciones discretas a través de la mezcla, en proporciones adecuadas y controladas, del aire ambiental a estudiar con aire tratado con un filtro de carbón activo. El panelista ha de ir realizando observaciones hasta que no percibe el olor y de este modo estipulando el umbral de olor por dilución (D/I). Definiéndose en este caso las unidades medidas (D/I) como:

$$D/T = \text{Volumen de aire filtrado} / \text{Volumen de aire con olor}$$

Cabe señalar que los panelistas en este caso de cualifican de una manera relativamente similar al caso de la olfatometría en el laboratorio. En la figura IV.9 siguiente se muestra un ejemplo de medición mediante un olfatómetro de campo.



Figura IV.9. Olfatometría de campo

Cabe indicar que con la olfatometría de campo es posible efectuar mapas de olor con intensidades medidas realmente (y no virtuales como ocurre con la modelización de la dispersión de las emisiones odoríferas). En la figura IV.10 siguiente se expone un ejemplo de este tipo de gráficos.



Figura IV.10. Mapa de olores a EDAR en un polígono industrial mediante olfatometría de campo.

Observaciones de campo mediante un panel según la norma VDI 3940 "Determination of Odorants in Ambient Air by Field Inspections" Partes 1 y 2.

Otra forma de abordar el problema consiste en la realización de campañas prolongadas (como mínimo de 6 meses) de observación por parte de los miembros de un panel de campo cualificados (cualificados de modo análogo a los que realizan análisis de olfatometría dinámica) de la presencia/ausencia de olor en los cuadros de una malla de modo que en cada uno de ellos se lleven a cabo como mínimo observaciones en 52 días en 6 meses (o 104 días en 12 meses). En cada sesión, una vez situados en cada punto de observación, los panelistas realizan una percepción cada 10 segundos durante 10 minutos (en total 60 observaciones por sesión y punto), considerándose positiva una observación (extrapolable a 1h de olor) cuando se percibe el olor un 10% de las veces. Los datos finales se presentan en forma de mapas de frecuencia de detección de olor en cada cuadro de la malla. Como ventajas de esta técnica puede destacarse que permite "medir" el impacto de todas las emisiones de la instalación objeto de estudio (p.ej., emisiones fugitivas difíciles de medir en emisión) y que dichas mediciones se llevan a cabo directamente en inmisión y los resultados no proceden de estimaciones mediante modelos y como inconvenientes, a parte de la duración de los estudios, que no permiten distinguir cuál o cuáles son los principales focos responsables del problema y por tanto no facilitan un diagnóstico suficiente para plantear medidas correctoras.

Cabe añadir que, a menudo, este tipo de estudios se complementa (aunque fuera del alcance de la Norma) con observaciones sobre los descriptores de olor y/o las intensidades percibidas en cada caso en base a una escala prefijada.

IV.4. ESTUDIOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE EPISODIOS ODORÍFEROS

Implican la identificación y investigación de la/las fuente/s responsable/s de los episodios, pudiendo ser llevadas a cabo mediante una o más de las estrategias siguientes:

- Caracterización mediante especiación química del aire ambiente del receptor (combinada, por ejemplo, con la olfatometría de campo). En este caso es necesario disponer de información

meteorológica para poder correlacionar las concentraciones (o la ausencia-presencia) de las sustancias que presentan significación odorífera en las muestras con las direcciones de circulación de los diferentes contaminantes con las percepciones realizadas “in-situ”, todo ello a favor y en contra de viento. Hay que tener en cuenta la existencia de una dificultad real de poder demostrar que una determinada fuente es la responsable inequívoca de determinados episodios (sobretudo cuando los compuestos responsables de los malos olores no son muy específicos). Así, se ha de considerar que frecuentemente las principales diferencias entre las composiciones de las diferentes emisiones pueden corresponder tanto a las características intrínsecas de cada proceso (frecuentemente de tipo biodegradativo) como a las diferentes condiciones (sistemáticas o puntuales) de funcionamiento de éstos. Se ha de tener presente también que a menudo solamente se aprecian diferencias entre las proporciones relativas (a veces demasiado sutiles para poder significar inequívocamente una posible fuente) de las sustancias de interés. Evidentemente este contexto se complica adicionalmente cuando se considera el caso del aire ambiente, donde algunos compuestos pueden haberse transformado, las emisiones provenientes de fuentes equivalentes pueden haberse mezclado, debiendo tenerse en cuenta que además se pueden añadir las emisiones de tipo biogénico procedentes de las emanaciones vegetales (por tanto es muy importante evaluar la significación del "background"). Hay que indicar también la importancia de la propagación de la contaminación atmosférica (sobretudo si las condiciones son complejas) en relación a la producción y propagación de los episodios de olores y que a menudo los episodios son cortos y/o variables o incluso erráticos en el tiempo.

También hay que tener en cuenta que:

- Para disponer de suficiente sensibilidad analítica en el caso de episodios esporádicos, hay que disponer de la capacidad de obtención de muestras a lo largo de estos episodios (en caso contrario, es decir, si las muestras se toman sistemáticamente, por ejemplo cada 24h, se estará aplicando un factor de dilución de las mismas igual a la relación entre el tiempo total de muestreo y el tiempo en que se haya producido el episodio).

- La posible existencia de sustancias enmascarantes organolépticamente o de interferencias analíticas
- También hay que considerar la necesidad de disponer de un número suficiente de muestras “válidas” para poder imputar de forma objetiva la fuente responsable de los episodios.
- Seguimiento espacio-temporal de la concentración (o ausencia-presencia) de alguno/s trazador/es químico/s cuando éste/os está/n inequívocamente identificado/s (de forma técnicamente consensuada, ya sea experimentalmente o "a priori", según el/los potencial/es focos emisor/es candidato/s de que se trate).
- Identificación de la/s posible/s fuente/s mediante rastreo sensorial (por parte o con la ayuda de "expertos") con posterior determinación de la concentración de olor y/o especiación química de los componentes con significación odorífera de la/s emisión/es correspondiente/s. A partir de estos datos se efectúa una modelización de la dispersión atmosférica de la emisión y se asigna una concentración "teórica" (de olor o de los trazadores más significativos) al emplazamiento del receptor. Se puede señalar que esta alternativa es realmente compleja.
- Determinación sistemática de la concentración de olor o de la de determinados trazadores en las posibles fuentes de emisión (ya sean de tipo focalizado o no) significativas de una zona determinada, y a partir de los datos obtenidos se procede a establecer un modelo (normalmente complejo) de dispersión-distribución (mapa de detalle) del olor en la zona.
- Seguimiento sistemático y metódico de la percepción del olor en una zona en base al juicio periódico de un jurado amplio (formado por decenas de personas) que de forma periódica y a la misma hora en días prefijados ha de emitir un juicio sobre la percepción de olor o no del aire ambiente de un emplazamiento determinado (por ejemplo el domicilio o el lugar de trabajo). Los datos de los diferentes componentes del jurado se tratan estadísticamente y se correlacionan con los datos meteorológicos para poder llegar a inferir, por ejemplo, la dirección de circulación de los penachos odoríferos u otros factores (como el alcance de dichos penachos).

V

Legislación y Evaluación de Impacto

R. Lebrero¹, J. M. Estrada¹, G. Escorial Briso-Montiano²

*¹Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente
Universidad de Valladolid*

*²Laboratorio de Olfatometría
SGS Tecnos S.A.U.*

V.1. INTRODUCCIÓN

El impacto causado por las emisiones odoríferas, especialmente las procedentes de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs), ha generado en las últimas décadas un aumento sustancial del número de quejas por parte de la población afectada, constituyendo el principal motivo de las demandas recibidas por las agencias medioambientales en Europa y América del Norte (Pandey y Kim, 2009). En algunas ciudades españolas como Madrid y Barcelona, el porcentaje de población afectada por malos olores alcanza el 25%, estando la media europea entre el 13 y el 20%. Además, los crecientes estándares de calidad vida y calidad ambiental, demandados por la población de las sociedades desarrolladas a las compañías explotadoras de EDARs, han derivado en el desarrollo y aplicación de legislaciones específicas que regulan tanto sus emisiones odoríferas como su impacto. En este contexto, la mayoría de las leyes y directivas que regulan esta contaminación por malos olores establecen límites de concentración de olor aceptables o el grado de molestia tolerable para la población afectada. Sin embargo, las limitaciones inherentes a los estándares de olfatometría, la subjetividad que caracteriza la percepción de un olor y la ausencia de relaciones dosis-efecto para la mayoría de los contaminantes presentes en las emisiones odoríferas han dificultado y dificultan su aplicación.

V.2 TIPOS DE ESTÁNDARES

Toda normativa relacionada con el control de la contaminación odorífera debe, directa o indirectamente, tener en cuenta tanto el grado del impacto generado como su duración, ya que ambos influyen en el grado de molestia ocasionado. Sin embargo, una gran parte de las regulaciones existentes (las más antiguas) no proporcionan información detallada de ambos parámetros. Hasta el momento, las regulaciones internacionales se han centrado en los compuestos causantes de las mayores molestias, respetando los límites impuestos por la legislación existente para los compuestos tóxicos presentes en las emisiones gaseosas.

Los primeros estándares, como los de distancia mínima y límites de emisión máxima, no cumplían los requerimientos necesarios para la protección de la población al no considerar el nivel de molestia causado. Por ello, se han ido introduciendo estándares más sofisticados que se basan en impacto máximo (el más utilizado por la normativa actual) o en el grado de molestia máximo tolerable (en función del nivel de satisfacción de los afectados de acuerdo a cuestionarios realizados entre la población) (Frechen, 2001).

V.3. LEGISLACIÓN EN EL ÁMBITO INTERNACIONAL

En la mayoría de los países europeos, en Australia y en EEUU, la nueva normativa no sólo considera la emisión sino también el impacto real que ésta tiene sobre el medioambiente. Así, se establece una concentración de olor con un impacto máximo asociada a un porcentaje de tiempo límite durante el cual concentraciones de olor con mayor impacto no son toleradas. La mayoría de los límites se encuentran entre 1 y 10 OU m⁻³ (percentiles entre 80 y 99%) dependiendo del uso de la tierra colindante y/o del sector de la actividad industrial (Tabla 1). En Inglaterra por ejemplo, el Acta de Protección Medioambiental obliga a las compañías de tratamiento de aguas a cercar las EDARs a una distancia tal que no se excedan los 5 OU m⁻³ al percentil 98% en sus límites (Manning y Jeavons, 2000; Mahin, 2001).

Tabla V.1. Límites de emisión establecidos por normativas internacionales (Lebrero y col. 2010)

Legislación en Europa				
País	Límite (OU m ⁻³)	% horas / año	Uso de la tierra	Observaciones
Alemania	1	3	Residencial	Tiempo de exposición: <10% "horas de olor" en zonas residenciales <15% "horas de olor" en zonas industriales
	1	5	Residencial y reestructurada	
	1	8	Zona de negocios y viviendas de uso mixto	
	3	3		
	1	10	Urbanizaciones con predominio de actividades agrícolas	
	3	5		
	1	10	Área urbana/industrial	
Dinamarca	5-10	0.1		Dentro de la instalación
	0.6-20	1		Perímetro de la instalación
Holanda	1	2	Residencial	Instalaciones existentes
	1	0.5		Nuevas instalaciones
	1	5	Residencial externa a pueblos y centros comerciales	
	0.5	2		Olor muy desagradable
	3.5	2		Otros olores

Otros países			
Australia	5	0.5	Zonas rurales y urbanas
	2	0.5	Residencial
	10	0.5	Residencial
	1	15	
	1	20	Urbana/industrial
Nueva Zelanda	2	0.5	Perímetro de la instalación
Canadá	20	1	Áreas rurales < 100 h/año

Algunas de las regulaciones tienen en cuenta la molestia de manera indirecta. Por ejemplo, en Francia los límites se fijan bien en términos de flujo de olor dependiendo de la altura, o en difusión de la concentración del olor en función de la distancia a la casa más cercana. Estos valores se establecen basándose en modelos de dispersión. En otros países europeos como Suiza, la legislación de olores no establece límites de emisión o impacto, si no que se basan en cuestionarios y quejas de la población local. De forma similar, en EEUU, el gobierno central o las agencias locales son responsables de las regulaciones de olores a partir de la determinación del llamado umbral de quejas. La calidad ambiental es controlada mediante estándares de concentración de H₂S o límites de dilución/detección (dilution to threshold D/T). En Japón, las regulaciones de olores comenzaron con la Ley de Control de Olores Ofensivos en 1972. Esta ley ha sido revisada en numerosas ocasiones, y hoy en día más de 22 compuestos odoríferos y las áreas más problemáticas están estrictamente reguladas.

Sin embargo, el mejor enfoque es el desarrollo de una política de regulación de olores que integre estándares de emisión, impacto y molestia. Esta política está siendo cada vez más aceptada en la Unión Europea (Frechen 2001).

V.3. LEGISLACIÓN EN ESPAÑA

Una de las primeras leyes existentes en España relativa a la contaminación ambiental por olores es la Ley 16/2002 de Prevención y Control Integral de la Contaminación (IPPC), que tenía como objetivo evitar o, cuando no es posible, reducir y controlar la contaminación de la atmósfera, del agua y del suelo, mediante el establecimiento de un sistema de prevención y control integrados de la

contaminación. Sin embargo, la primera regulación específica de la emisión de sustancias odoríferas es el Borrador del Anteproyecto de Ley contra la contaminación odorífera de la Generalitat de Catalunya. En este borrador se establecen niveles máximos de concentración de olor en inmisión basados en la metodología UNE-EN 13725, con sanciones para aquellas actividades que sobrepasen los límites establecidos. Dentro de las actividades reguladas se incluyen las instalaciones ganaderas destinadas a la cría intensiva, los gestores de residuos (entre ellos las EDARs), industrias, y toda actividad susceptible a generar olores (Tabla 2).

Tabla V.2. Valores objetivo de inmisión de olor generado por diversas actividades (Borrador del Anteproyecto de Ley contra la Contaminación Odorífera, Generalitat de Cataluña).

ACTIVIDAD	VALOR OBJETIVO DE INMISIÓN (percentil 98 de las medias horarias durante un año)
Actividades de gestión de residuos	
Aprovechamiento de subproductos de origen animal	
Destilación de productos de origen vegetal y animal	3 OUE m ⁻³
Mataderos	
Fabricación de pasta de papel	
Actividades ganaderas	
Aprovechamiento de subproductos de origen vegetal	5 OUE m ⁻³
Tratamiento de productos orgánicos	
Sistemas de saneamiento de aguas residuales	
Instalaciones alimentarias (hornos de pan, procesado de café o cacao, cerveceras, etc.)	7 OUE m ⁻³
Producción de aromas y fragancias	
Secado de productos vegetales	

Cabe destacar, además, la legislación existente en el ámbito municipal, como pueden ser la Ordenanza Municipal del Ayuntamiento de Lliçà de Vall (Barcelona), que establece límites de concentración de olor en función del caudal de emisión y umbral de percepción de las sustancias químicas emitidas, y límites de concentración en inmisión para fuentes difusas según la Norma UNE-EN 13725. Del mismo modo, la Ordenanza Municipal del Ayuntamiento de San Vicente del Raspeig (Alicante) se basa en índices de percepción.

En conclusión, existe hoy en día un vacío legal en la regulación de la contaminación ambiental por olores. Sin embargo, la ausencia de una normativa estatal o municipal específica no impide el establecimiento de sanciones. De hecho, la primera sentencia a nivel europeo en materia de contaminación por malos olores se dio en España con el caso López Ostra en el año 1993. En dicho caso el Tribunal Europeo de Derechos Humanos confirmó la violación de los derechos de la familia a la tranquilidad del domicilio y la vida privada por las molestias causadas por la puesta en marcha de una EDAR para el tratamiento de efluentes de una industria del curtido sin la preceptiva licencia municipal.

La creciente preocupación pública (que a su vez conlleva un aumento en el número de quejas) junto a las mejoras tecnológicas en la medición de olores y en los sistemas de tratamiento de los mismos, resultarán en una legislación en materia de olores mucho más restrictiva en un futuro no muy lejano. La combinación de las encuestas de molestia entre la población afectada por malos olores y el desarrollo de una instrumentación robusta para la monitorización en continuo de las emisiones odoríferas constituirá la base para el establecimiento de relaciones precisas entre concentración y molestia. Esto finalmente permitirá el desarrollo de mapas de concentración de impacto máxima que ayudarán a la elaboración de legislaciones específicas en materia de contaminación odorífera (Lebrero y col. 2010).

V.4. EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LA CONTAMINACIÓN ODORÍFERA

El impacto causado por la contaminación odorífera es muy complejo de evaluar. La Normativa descrita anteriormente trata de aunar, sin demasiado éxito, la intensidad del olor percibida por la población expuesta, con la duración de dichos episodios.

Adicionalmente, la molestia causada por un olor puede ser debida a uno o más compuestos químicos cuyo efecto sinérgico es impredecible. Es decir, el análisis químico de una muestra de gas puede resultar en que cada uno de sus analitos individualmente no superen su umbral de percepción de olor; y, sin embargo, su efecto sinérgico es molesto y perfectamente detectable mediante análisis sensorial basado en la Norma UNE-EN 13725.

La evaluación de dicho impacto pasa inevitablemente por tres fases, que se pueden acometer desde diversos enfoques:

- **Fase 1** → caracterización de las emisiones de olor. En esta fase es necesario identificar los focos potenciales de olor y proceder a su caracterización analítica, desde el punto de vista sensorial y/o químico. Para la caracterización de las muestras se toma como referencia la Norma UNE-EN 13725 de Olfatometría por Dilución Dinámica.
- **Fase 2** → modelización de la dispersión atmosférica a través de programas informáticos, no Gaussianos (ADMS, CALPUFF, etc.) para definir las curvas inodoras de afección en función de los parámetros de salida pre-definidos; y
- **Fase 3** → evaluación del impacto olfativo en función de las curvas isodoras y de otra información relevante (i.e. encuestas de población, escenarios de modelización avanzados, etc.)

La siguiente figura muestra esta metodología aplicada a estudios olfatométricos en plantas industriales:

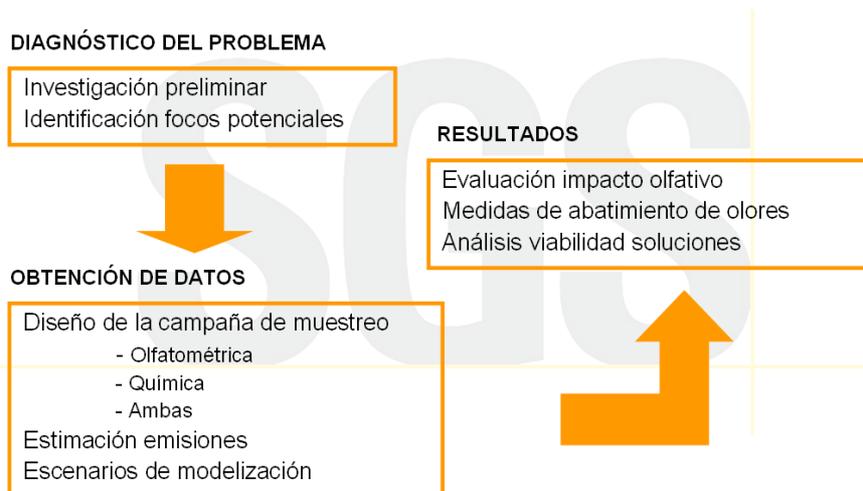


Figura V.1. Metodología típica para un estudio de olores basado en la Norma UNE-EN 13725

El enfoque descrito anteriormente permite evaluar el impacto a través de la caracterización de la propia fuente del problema (Fuente – Emisión – Impacto), lo que permite tomar decisiones posteriores acerca de la solución del problema, ya que éste pasa por reducir la emisión en origen en la gran mayoría de los casos.

Existe otro posible enfoque, más cualitativo, basado en la norma alemana VDI 3940, que permite evaluar el impacto olfativo en el entorno mediante la percepción directa en inmisión. Esta técnica permite obtener un mayor número de datos estadísticos en diferentes situaciones, pero adolece de la identificación de dichas molestias con una fuente de emisiones concreta. Esto dificulta sobremanera la solución del problema, aunque puede aportar mucha información en el caso de multiplicidad de fuentes para, por ejemplo, descartar posibles causantes del problema.

En cualquier caso, independientemente del enfoque empleado, el resultado de un estudio de impacto de olores debe proporcionar información gráfica cuantitativa sobre la concentración de olor percibida por la población localizada en el entorno de la/s fuente/s incluidas en dicho estudio.

La figura V.2 muestra una salida típica de un modelo de dispersión atmosférica para un estudio de olores en una instalación industrial:

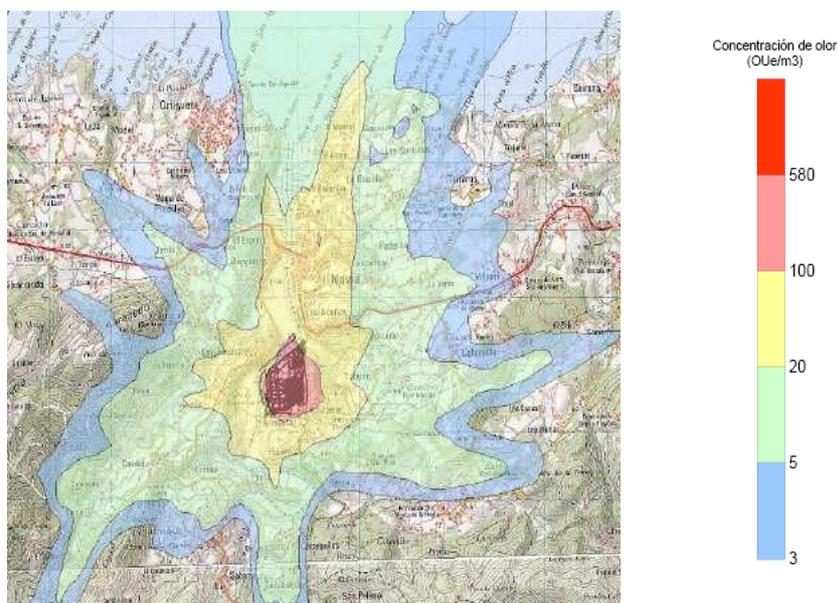


Figura V.2. P98 de la concentración máxima horaria de olor en el entorno de una instalación industrial.

La anterior figura representa las inodoras marcadas por la legislación internacional (P98 de la concentración máxima horaria). Este resultado no tiene por qué reflejar la molestia a la población, ya que permite que dicho valor se supere hasta 175 horas al año, lo que supone una molestia significativa, ya que esta suele estar motivada por episodios de gran intensidad, pero de corta duración asociados a ráfagas de viento de corta duración.

Para contemplar dichos episodios es necesario (K. L. Simms, S. Wilkinson, S. Bethan) considerar fluctuaciones en las emisiones en el rango de los minutos, así como analizar las superaciones de los valores límite internacionales.

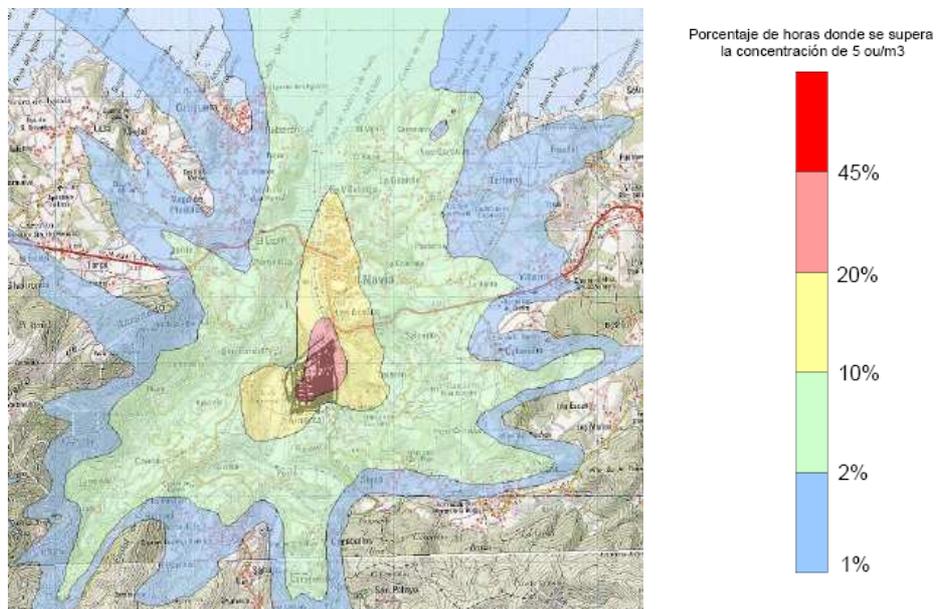


Figura V.3. Porcentaje de superaciones en el entorno de la misma instalación industrial. La zona de molestia más intensa se ve reducida con respecto al anterior modelo.

Con este triple enfoque, la evaluación del impacto odorífero es más completa y permite definir mejor la molestia en la población y las medidas de reducción a acometer por las instalaciones causantes del problema.

V.5. AGRADECIMIENTOS

Se agradece la financiación del contrato RYC-2007-01667, y muy especialmente de los proyectos NOVEDAR-Consolider (CSD2007-00055) y CTQ2009-07601.

V.6. REFERENCIAS

- Pandey S.K. and Kim K.H. (2009). Simultaneous determination of odorous volatile compounds with gas chromatography and thermal desorber: A case study on methyl ethyl ketone, methyl isobutyl ketone, butyl acetate, toluene, and xylene. *Microchemical Journal*, 91, 245-252.
- Frechen F.B. (2001). Regulations and policies. In: *Odours in Wastewater Treatment: Measurement, Modelling and Control*. Eds. Stuetz R. and Frechen F.B. IWA Publishing.
- Lebrero R. Bouchy L. Stuetz R. Muñoz R. (2010). Odour Assessment and Management in Wastewater Treatment Plants – a review. *Critical reviews in Environmental Science and Technology*, (en prensa).
- Manning K.S. and Jeavons J.A. (2000). Odour control and the planning area. *Water Science and Technology*, 41 (6): 1-8.
- Mahin T.D. (2001). Comparison of different approaches used to regulate odours around the world. *Water Science and Technology*, 44 (9): 87–102.

VI

Control Químico de Septicidad en Redes de Alcantarillado

J. Aguilera, M. Isidro, J. Millà, H. Villagrasa, P. Icaran

Aqualia gestión integral del agua S.A.

VI.1 INTRODUCCIÓN

Los sistemas de colectores y bombeos anexos a las instalaciones de depuración de aguas residuales comportan la gestión de elementos que a diferencia de la mayor parte de las depuradoras están dentro de los núcleos urbanos lo que influye en el mantenimiento de los mismos. En estas instalaciones además del mantenimiento necesario para su buen funcionamiento desde el punto de vista funcional, además deberán conseguirse otros dos objetivos:

- *Asegurar la seguridad de los trabajadores que atienden el mantenimiento y gestión de los bombeos y colectores.*
- *Garantizar que no se produzcan molestias por malos olores a los vecinos de las instalaciones.*

Con estos objetivos aqualia ha trabajado durante años en la resolución de los diversos problemas que se plantean en las instalaciones de saneamiento, lo que permite ahora exponer en el presente documento; algunas de las experiencias.

VI.2 ORIGEN DE LOS PROBLEMAS

VI.2.1. Gases implicados

Las empresas gestoras de instalaciones de saneamiento se enfrentan a diversos problemas pero desde el punto de vista técnico quizá sea la generación de malos olores uno de los mas complicados de identificar tanto a nivel de fuentes como de compuestos implicados en los mismos.

Si bien en los últimos años se han desarrollado herramientas de diagnóstico y medida del problema de generación de gases causantes de malos olores, esto no hace que los compuestos implicados se hayan reducido, si no mas bien al contrario. En la bibliografía especializada se pueden obtener análisis que muestran 40 compuestos diferenciados entre cetonas, aldehídos, compuestos aromáticos, alcoholes, ácidos grasos volátiles, hidrocarburos y sulfuros, en plantas pequeñas sin aportaciones significativas de aguas industriales, todos ellos implicados en la generación de olores.

Queda fuera de las posibilidades de cualquier explotador, al menos hasta el momento, realizar mediciones de forma continuada de todos los parámetros citados. Los que pueden medirse con relativa facilidad se reducen a sulfhídrico, amonio y metano; por lo que si bien los estudios preliminares de olfatometría pueden implicar muchos mas gases, el seguimiento a lo largo del

tiempo debe limitarse, queramos o no; a estos pocos parámetros determinables con sondas a un coste que puede ser asumido por las explotaciones.

Si bien con las llamadas narices electrónicas, los estudios de medición y dispersión de olores, cada vez se estudian más en profundidad estos problemas, también es cierto que de momento en el día a día de la gestión de las instalaciones y mas si cabe por la dispersión y localización de los puntos críticos en la red de alcantarillado, estamos todavía limitados al seguimiento continuo de los parámetros mencionados. Esto es debido a que por una parte pueden ser medidos fácilmente por sondas de campo que proporcionan datos continuos y fiables, conectadas a los sistemas SCADA y por otra a su bajo coste económico. En los sistemas de colectores se utiliza básicamente el sulfhídrico como parámetro de referencia dada su peligrosidad, el riesgo que para el personal representa y a la indudable contribución del mismo en la producción de malos olores.

VI.2.2. Implicaciones del diseño de colectores

Los factores que afectan en mayor o menor medida a la incidencia de problemas de generación de malos olores son diversos, pero cabe destacar los siguientes: temperatura, vertidos o infiltraciones y sobre todo el diseño de la red de alcantarillado.

Las dos características que provocan una mayor incidencia son la falta de pendiente de los colectores por gravedad y los prolongados tiempos de estancia del agua residual en condiciones anaeróbicas en las fosas de bombeo y colectores.

Si bien el tiempo de residencia en los bombeos se puede disminuir mediante operaciones relativamente sencillas, como rebajar los niveles de puesta en marcha de las bombas de impulsión; muchas veces se está limitado por las recomendaciones de mantenimiento de las mismas que fijan un número máximo de arrancadas y paros a la hora.

Lo que suele ser imposible es la modificación de las pendientes de los colectores por el alto coste que representa este tipo de actuación, de modo que cuando se plantean problemas de septicidad deben aplicarse medidas paliativas, que en la mayor parte de los casos pasan por la dosificación de algún reactivo que modifique las condiciones en el interior de las tuberías.

Los pozos de rotura de carga o estaciones de bombeo donde las turbulencias de entrada en los mismos provocan el desprendimiento de los gases formados a lo largo de su trazado previo, funcionan en muchos casos como chimeneas y por lo tanto como fuente de vertido al medio de los gases odoríferos, en este caso puntualmente pueden realizarse pequeñas modificaciones estructurales que minimicen este efecto o bien optar por la clausura de las instalaciones, lo que conlleva la acumulación de sulfhídrico con el peligro que representa para los gestores del sistema que deben acceder a ellos para trabajar.

VI.2.3. Materia prima y producción de H₂S

El precursor del gas sulfhídrico son los sulfatos presentes en el agua residual. La aportación de sulfatos se produce en parte por los que ya están contenidos en el agua potable (la normativa permite una concentración de los mismos de hasta 250 ppm) lo que garantiza la presencia de suficiente azufre en los colectores. Si además consideramos que la actividad humana provoca el incremento de estas concentraciones hasta niveles de 500 ppm o más (tratamientos de agricultura, conservación alimentos), tenemos concentración del precursor para la generación de sulfhídrico en todos aquellos puntos de las instalaciones donde se puedan dar situaciones de anaerobiosis.

El agua residual urbana normalmente tiene gran contenido de materias orgánicas e inorgánicas que pueden ser utilizados como sustratos, por diferentes tipos de microorganismos presentes en el medio. El tipo de microorganismos activos dominante se decide en función de la composición y de la concentración de diversos componentes del agua residual, especialmente depende de la concentración de los oxidantes biológicos presentes (o aceptores de electrones).

Los aceptores de electrones son utilizados por razones metabólicas y de economía energética en el siguiente orden: oxígeno para la respiración aeróbica, nitratos para desnitrificación, componentes orgánicos para los procesos de fermentación, sulfatos para la reducción de azufre y el dióxido de carbono para la metano génesis.

En los colectores tienen lugar procesos de reducción mediatizados por bacterias sulfatoreductoras que producen otras formulaciones del mismo en las aguas residuales: sulfuros más o menos

disociados. Si estos son liberados a la atmósfera dentro de las conducciones con presencia de bacterias del tipo sulfuroxidantes (*Thiobacillus*) y oxígeno, los sulfuros son oxidados a ácido sulfúrico; creándose un ambiente altamente corrosivo.

Entre el agua y la atmósfera se establece un intercambio, una vez formados los sulfuros estos pueden ser liberados como gas; en forma de ácido sulfhídrico. El desplazamiento del equilibrio en uno u otro sentido depende de diversos factores, de los cuales los mas significativos son:

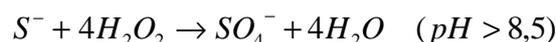
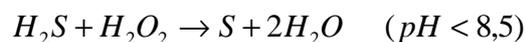
- **pH:** El agua residual tiene un pH que oscila entre 7 y 8 siendo mas habituales estos últimos, de modo que como el punto de equilibrio se establece en el 7,1; por encima de este valor, se desplaza hacia la formación de sulfhídrico que rápidamente puede ser liberado a la atmósfera, dentro de los colectores; en fase gas.
- **Temperatura:** es un factor determinante en la cantidad de gas que se produce ya que con el aumento de temperatura el metabolismo de las bacterias implicadas en la reacción se acelera exponencialmente y paralelamente se incrementa el proceso de emanación del gas a la atmósfera.

VI.3. TECNICAS DE CONTROL DE GASES EN REDES DE SANEAMIENTO

VI.3.1 Aplicación de oxidantes

Peróxido de hidrógeno

La dosificación de peróxido de hidrógeno reacciona según las siguientes ecuaciones y condiciones de pH:



Por las mediciones que se realizan habitualmente en las instalaciones gestionadas en Cataluña y que muy probablemente son extensibles a toda la costa mediterránea se trabaja en condiciones ligeramente inferiores a las 8,5 unidades de pH por lo que se estará en las condiciones de la primera ecuación. Esto indica que en la mayor parte de los casos la dosificación debería realizarse en una

proporción de 2:1 respecto a las concentraciones de sulfhídrico si bien como el producto reacciona con muchos otros compuestos presentes en el agua residual las dosis deberán ser mas altas.

En base a las recomendaciones en este tipo de aplicaciones y en nuestra propia experiencia en la aplicación de este reactivo oxidante, el punto de dosificación debe ser aguas arriba del foco problemático, pero lo más cerca posible del mismo; ya que se consume rápidamente en contacto con el agua residual.

Las pruebas y finalmente la aplicación durante al menos dos veranos en el sistema de saneamiento de Torredembarra, se realizaron mediante dosificación de peróxido de hidrógeno almacenado en depósitos de 20.000 l respectivamente, la primera en la entrada de la estación de bombeo general y simultáneamente en la depuradora justo a la entrada del edificio de pretratamiento en las dosis que se recogen en la tabla 1.

Tabla 1. Datos de dosificación de peróxido de hidrógeno.

	Periodo año 2006	Caudal tratado m3/dia	Dosis diaria l/dia	Dosis aplicada g H₂O₂/m³
Junio	fines de semana	8.072	600	104
Julio	todos los días	10.085	700	97
Agosto	todos los días	11.188	700	88
Septiembre	fines de semana	8.016	600	105

Con ello se conseguía la reducción de los valores de sulfhídrico a 10-30 ppm, frente a los registrados sin dosificación de hasta 100 ppm en el mismo edificio de pretratamiento de la depuradora.

En el coste asociado debe incluirse además del producto en si, que rondaba en el citado periodo los 0.37 €/Kg, el alquiler de los contenedores del suministrador valorados en unos 600 €/u. y mes, lo que en base a los consumos realizados tiene un coste final todo incluido de 0.39 €/kg lo que repercute en un coste total de 0.039 €/m³ agua residual tratada.

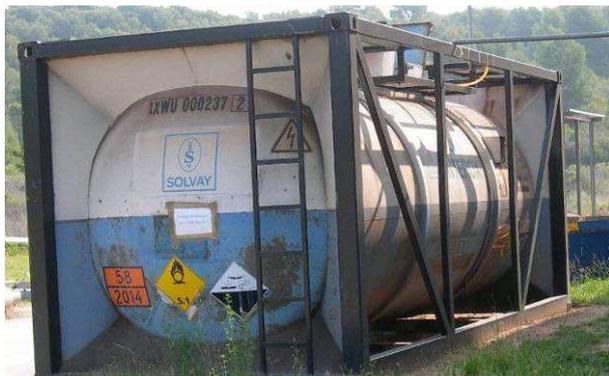


Figura VI.1. Tanque de peróxido de hidrógeno.

Si bien la dosificación alcanzaba los objetivos de minimizar las concentraciones de sulfhídrico y los malos olores, además del coste relativamente alto asociado presenta diversas desventajas: el alto poder oxidante provoca el deterioro de los materiales presentes en las estaciones de bombeo y canales de entrada (bombas, rejas, tamicés, válvulas...); además se introducía otro factor de riesgo para el personal de mantenimiento, que debe protegerse con guantes, mascarás faciales completas y vestuario adecuado, también se hace necesaria la adecuación de las instalaciones para disponer de duchas de seguridad. El riesgo además se extiende al exterior de las instalaciones de la estación de bombeo dado que es allí donde deben instalarse los tanques de almacenamiento, pero dado el peligro de explosión se deben proteger con vallas y alambradas que eviten tanto la posibilidad de manipulación de los elementos del contenedor como para mantener alejada cualquier fuente de ignición. El peligro también se prolonga a la red de colectores, sobre todo en el punto de dosificación, dado que no hay garantía que el peróxido pueda encontrar en el agua residual algún compuesto con el que pueda reaccionar violentamente.

La dosificación de este producto si bien ocasionalmente puede resultar adecuada, sobre todo dentro de las depuradoras de modo que el almacenamiento queda protegido dentro de las mismas donde se observan las normas para evitar cualquier accidente, presenta más desventajas que resultados: peligrosidad, coste y que es puramente paliativo a nivel muy local.

Permanganatos

El uso de permanganatos bien de potasio o de sodio se puede realizar mediante producto comercial líquido en concentraciones que acostumbran a ser del 20% o bien adquiridos en polvo lo que requiere la instalación de un sistema de preparación de la solución del mismo.

Si bien se dispone de un equipo de preparación y dosificación automática (figura VI.2) en la depuradora de Torredembarra para su aplicación en el fango espesado, previa a la deshidratación y con el objetivo (ampliamente alcanzado) de reducir hasta prácticamente eliminar concentraciones de sulfhídrico que de otro modo serían muy altas, en la sala de deshidratación; este tipo de equipos que son muy costosos y que además ocupan bastante superficie, resultan poco o nada apropiados para su aplicación en la red de alcantarillado.



Figura VI.2. Equipo de preparación y dosificación de permanganato.

Reducida la aplicación en los sistemas de colectores únicamente a la dosificación de los preparados líquidos, ésta sigue presentando gran parte de las desventajas del peróxido, en cuanto a peligrosidad y al efecto únicamente inmediato y por otra parte muy corrosivo del producto; si bien su almacenamiento y protección respecto a los peligros externos es ligeramente más fácil y bastante más económico que en el caso del primero.

Dado que además las reacciones acaban produciendo dióxido de manganeso como subproducto, este compuesto, al precipitar; acabará incorporándose al fango de la depuradora, incrementando por una parte la cantidad de fango producido y por lo tanto el coste de evacuación y además éste se

enriquecerá en manganeso, que es uno de los metales pesados regulados por la normativa para la posterior reutilización de los biosólidos.

Sales de hierro

La dosificación de sales de hierro se reduce habitualmente en el caso de las redes de alcantarillado al cloruro férrico por aquello de no adicionar más sulfatos al sistema en forma de sulfato férrico.

El hierro reacciona con los sulfuros presentes en el agua residual formando sulfuros de hierro parcialmente solubles que en principio no deberían precipitar en los colectores debido a las turbulencias pero que lo harán posteriormente, en la entrada de planta.

Las sales de hierro reaccionarán también con los fosfatos presentes, de modo que debe considerarse un incremento de la demanda respecto a la estequiometría prevista solo para el sulfuro.

En la práctica el cloruro férrico ha resultado de utilidad en aplicaciones puntuales para reducir pequeñas concentraciones de sulfhídrico en algún bombeo, pero su aplicación continuada presenta diversas desventajas:

- *Las concentraciones de sulfhídrico difícilmente se reducen por debajo de los 10 ppm* dado que la aplicación de sales de hierro es un método paliativo que no preventivo; con lo que es difícilmente ajustable.
- *Por otra parte como oxidante que es el reactivo, provoca problemas de corrosión* en los equipos de bombeo y elementos auxiliares por lo que no resulta práctica la aplicación de este remedio ni a medio, ni a largo plazo.
- *Además, aunque normalmente no tiene mucha importancia, en el caso de algún vertido incontrolado por sobresaturación del sistema de parte del agua residual tratada con sales de hierro, provocará mayor alarma* dado que esta tiene un fuerte color negro que además impregna rápidamente el cauce donde se vierte y que se mantiene durante días.

VI.3.2. Aplicación de Nitratos

Introducción

La emisión del gas formado en las condiciones antes expuestas se produce tanto en los colectores, sobre todo en aquellos puntos en que se produzcan descargas a niveles inferiores como es el caso de roturas de carga, o como de la entrada en las estaciones de bombeo.

Dosificando nitratos lo que se consigue es mantener los colectores en condiciones de anoxia de manera que no tengan lugar las reacciones propias de la anaerobiosis que producen acetatos, ácidos orgánicos y alcoholes que son los precursores de las bacterias sulfatoreductoras que finalmente producen ácido sulfhídrico a partir de los sulfatos presentes en el agua residual:



Es por lo tanto, y aquí radica una de sus mayores ventajas; un reactivo que previene la formación tanto de sulfhídrico como de las bacterias que lo producen dentro de los colectores, al modificar las condiciones de trabajo en las redes de alcantarillado.

Método

Todas las aplicaciones que se describirán a continuación se han realizado mediante el sistema Nutriox proporcionado por Yara Iberian, de manera que los pasos para la dosificación son comunes a todas las experiencias y la dosificación se ha realizado en base a la experiencia de la empresa suministradora y con sus sistemas de dosificación controlada en continuo, a excepción de algunas estaciones de bombeo pequeñas donde el producto se dosifica sin control horario de la dosis.

- *Instalación de un medidor de sulfhídrico en continuo* para establecer los niveles y los perfiles horarios en el punto donde se detectan los problemas.
- *Extracción de los datos y propuesta de dosificación por parte de Yara Iberian.*

- *Inicio de las pruebas* mediante dosificación controlada mediante bomba regulada por el sistema de Yara (el precio del producto incluye todo el servicio técnico, el alquiler de los depósitos de 1000 l o depósitos de mayor tamaño; así como la instalación del sistema de control de la dosificación).
- *Retirada del medidor de sulfhídrico y verificación de la eficacia del mismo* o bien en caso de ser necesaria se prolonga la prueba después de las correcciones necesarias para controlar las concentraciones de sulfhídrico por debajo de 1 ppm.

Posteriormente la dosificación continuada ha dado lugar a reducciones importantes de las dosis iniciales necesarias, esto se detallará en los próximos apartados.

Sistema de saneamiento de L'Ampolla (Baix Ebre)

En esta población costera situada en la ribera izquierda del río Ebro, en la zona de la desembocadura, el problema se concretaba en las concentraciones detectadas tanto en la fosa como en la cámara seca superior de la estación de bombeo de Cala Maria (impulsión intermedia entre la población y la depuradora). Esto provocaba tanto peligro para las actuaciones de nuestros trabajadores como molestias a los vecinos, además de graves problemas de corrosión de los equipos allí instalados.

Se instalaron 3 depósitos de Nutriox conectados entre si y el sistema de dosificación en la estación de bombeo del pueblo, previa a la estación de Cala Maria que presentaba los problemas, donde se colocó un medidor de sulfhídrico en la cámara superior de la fosa de bombeo obteniéndose el gráfico siguiente (figura 3):

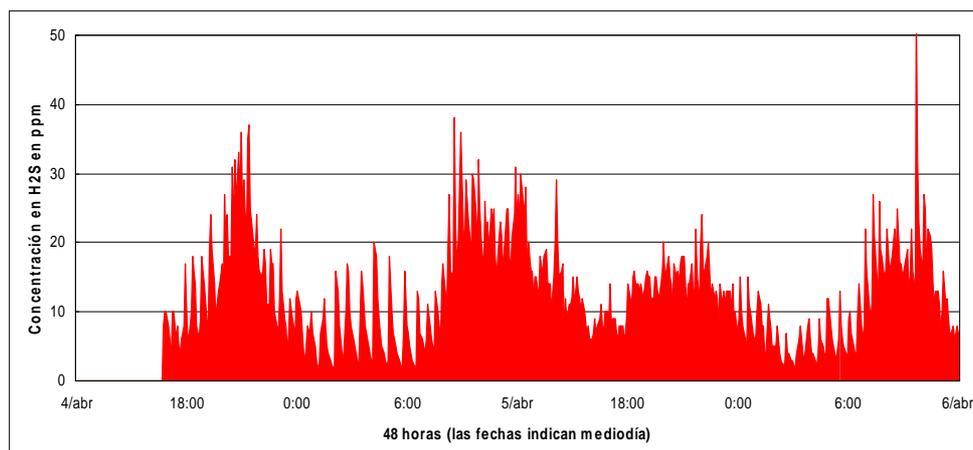


Figura VI.3. Concentración de sulfhídrico en la estación de bombeo de Cala Maria.

Resultados: Rápidamente las concentraciones de sulfhídrico disminuyen pero tal como se observa en los siguientes gráficos (figura VI.4) es necesario un segundo ajuste de la programación del perfil de dosificación para reducir las concentraciones constantemente, por debajo de 1 ppm en la cámara seca.

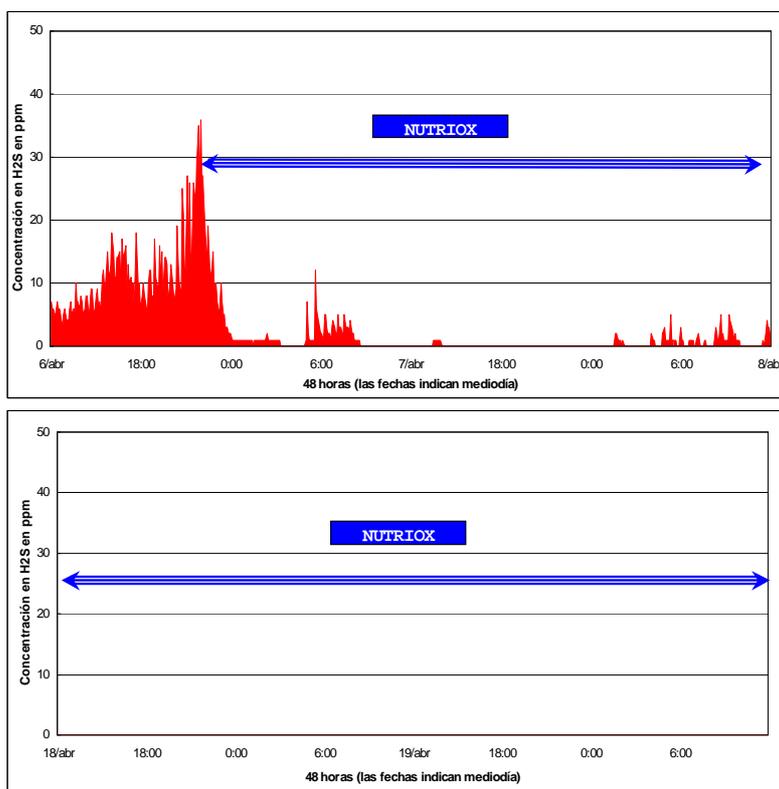


Figura VI.4. Concentración de sulfhídrico tras la aplicación del sistema Nutriox.

Dosis aplicadas: Los caudales tratados no son la totalidad del influente en planta pero si la mayor parte del mismo (se estima en un 80 % aproximadamente) por lo que los 125 l/día de nitrato

cálcico aplicados, corresponden a unas dosis que oscilan entre los 210 y 120 (g/m³) Nutriox/agua tratada, la orquilla comprende las dosis máximas y mínimas según la temporada del año y debido al dilatado tiempo de residencia del agua residual en estos colectores.

Estudio del sistema de saneamiento de Callosa del Segura

Se procede tal y como se indica en el método con una visita y revisión de la red de saneamiento, para determinar los puntos críticos de emisión de sulfhídrico. Estudiando sobre plano la procedencia del agua residual se concluye que el problema se plantea en la larga red de alcantarillado y concretamente en dos ramales: uno de 3 Km, desde la parte de Granja de Rocamora y otro con una longitud de casi 5 Km, desde la parte de Redovan.

En este caso el problema se agrava por tres factores: la temperatura del agua se mantiene gran parte del año sobre los 16°C alcanzando en verano los 26-28 °C; las pendientes de los colectores son mínimas en algunas zonas y el agua llega laminada, sin aporte de oxígeno durante varios kilómetros y muy lentamente a la EDAR; además el problema de septicidad se ve agravado por las aportaciones de aguas de origen industrial a la red de saneamiento incrementando mucho la demanda de oxígeno. En este caso las dosis tuvieron que elevarse hasta los 600 l/día lo que representa una dosis de unos 170 a 138 ppm de Nutriox en agua tratada. Hay que tener en cuenta que las pruebas se realizaron en las peores condiciones, durante el mes de agosto y septiembre.

Cabe destacar que gracias al control de las pruebas realizadas se observa claramente la importancia de una dosificación en origen y en todos y cada uno de los ramales que aporten agua residual al sistema de bombeos de manera que la aplicación de Nutriox sea lo mas preventiva posible.

Los resultados de las medidas de sulfhídrico a la entrada de planta, previas a las dosificaciones, se pueden observar en el primer gráfico, con promedios de 46 ppm y puntas de has 216 ppm en el mes de abril.

En el colector al norte de la depuradora la dosificación a razón de unos 125 - 150 l/día abatió prácticamente a 0 los niveles de sulfhídrico a la entrada de planta. En cambio la primera prueba con dosificación, sólo en uno de los dos ramales del colector sur no alcanzaron el objetivo previsto. Se

realizó entonces una prueba con dosificación en cada uno de los tres ramales que confluyen en la depuradora obteniéndose buenos resultados.

Resultados: las dosis aplicadas finalmente fueron de 150 l/día en el colector norte y en los dos del sur 150 l/día desde Rafal y 300 l/día desde Redovan, alcanzando y manteniendo la reducción de los niveles de sulfhídrico a la entrada de planta menores a 1 ppm (figura VI.5).

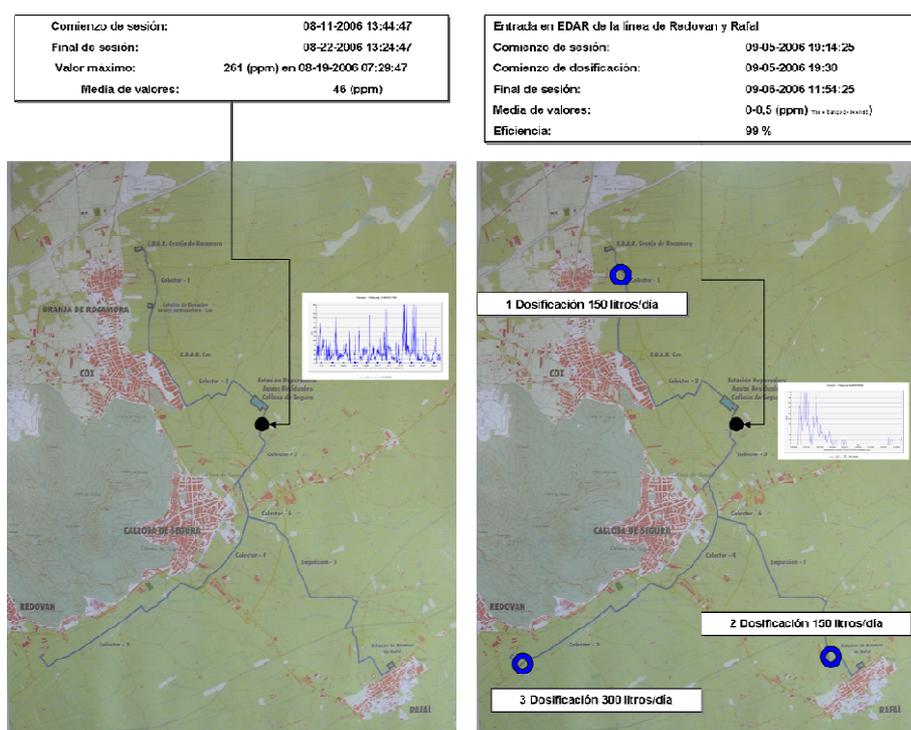


Figura VI.5. Puntos y datos de dosificaciones en Callosa del Segura.

Otro punto interesante de la prueba fue comprobar que en el colector norte desde el inicio de la dosificación hasta la reducción de los niveles de sulfhídrico transcurrió un periodo de 9 horas indicando que este aproximadamente es el elevado tiempo de residencia, al menos en las fechas en que se realizó la prueba.

Sistema de saneamiento norte de Torredembarra

El sistema de saneamiento de Torredembarra comprende una extensa red de colectores en baja en los núcleos urbanos de La Pobla de Montornés, Clará, Creixell, Roda de Bará y Torredembarra.

El sistema de colectores y bombeos en alta se extiende en una zona de costa que de norte a sur comprende 10,35 Km de longitud.

El sistema presentaba problemas de emisión de malos olores y de altos niveles de sulfhídrico tanto en diversos de los bombeos del sistema norte (sobre todo en EB Ponent, EB. Creixell y E.B. General) como en el edificio de pretratamiento de la propia EDAR, lo que además de provocar graves dificultades para la gestión de las instalaciones ya que éstas debían ventilarse antes de cada una de las visitas de mantenimiento a veces durante horas y obligaban a trabajar con máscaras faciales completas, además se producían emanaciones de malos olores que molestaban a la población cercana a las mismas.

Inicialmente se procedió como en los estudios antes citados a realizar mediciones en continuo de los valores de sulfhídrico antes de la dosificación y en este caso se procedió directamente a estimar la dosis necesaria y a dosificarla sin control horario. Los resultados pueden observarse en el siguiente gráfico (figura VI.6).

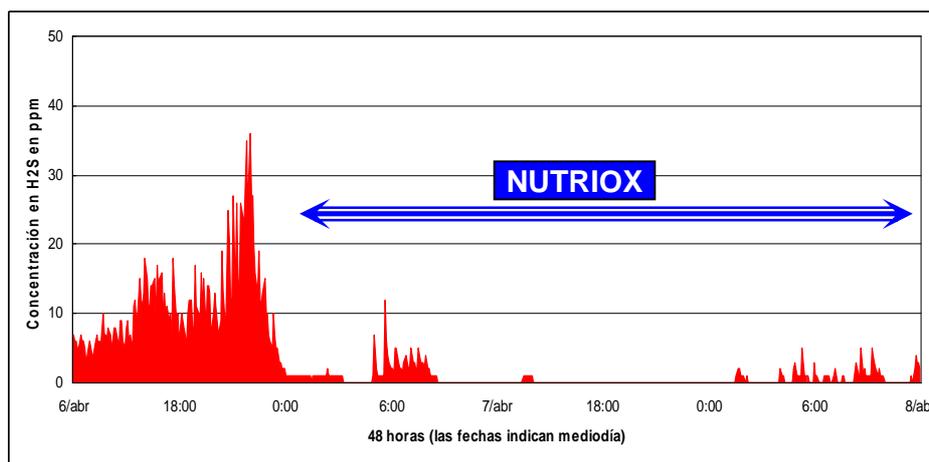


Figura VI.6. Concentración de sulfhídrico antes y después de la dosificación Nutriox.

A la vista de los buenos resultados obtenidos se instaló una dosificación en la estación de bombeo de Ponent mediante una serie de depósitos conectados y una bomba de dosificación, de modo que se añade nitrato cálcico al agua de entrada de la estación de bombeo antes de su impulsión hasta el siguiente bombeo en Creixell donde se registraban altas concentraciones de sulfhídrico. La dosificación se ha mantenido durante los tres últimos años y una vez iniciada la dosificación los niveles se mantienen habitualmente cercanos a cero con máximos que nunca superan las 10 ppm. Con esta dosificación se protegen los dos primeros tramos señalados en el diagrama, pero esto resultaba aún insuficiente para evitar los altos niveles de sulfhídrico en el edificio de pretratamiento

de la EDAR, ya que al juntarse este colector norte con el agua residual sin tratar de las poblaciones mas cercanas a la EDAR de Torredembarra en la EB General, se hacia necesaria una nueva aportación de nitratos para evitar la septicidad tanto en el citado bombeo como en la impulsión a planta. Para ello se dispuso una segunda aportación de nitratos en la EB General que como se observa en la fotografía se acumula en dos depósitos de mas de 10 m³ cada uno, ubicados en el recinto que se construyó en su dia para proteger el tanque de agua oxigenada, aunque dada la baja peligrosidad del nitrato cálcico; ahora no seria necesaria.

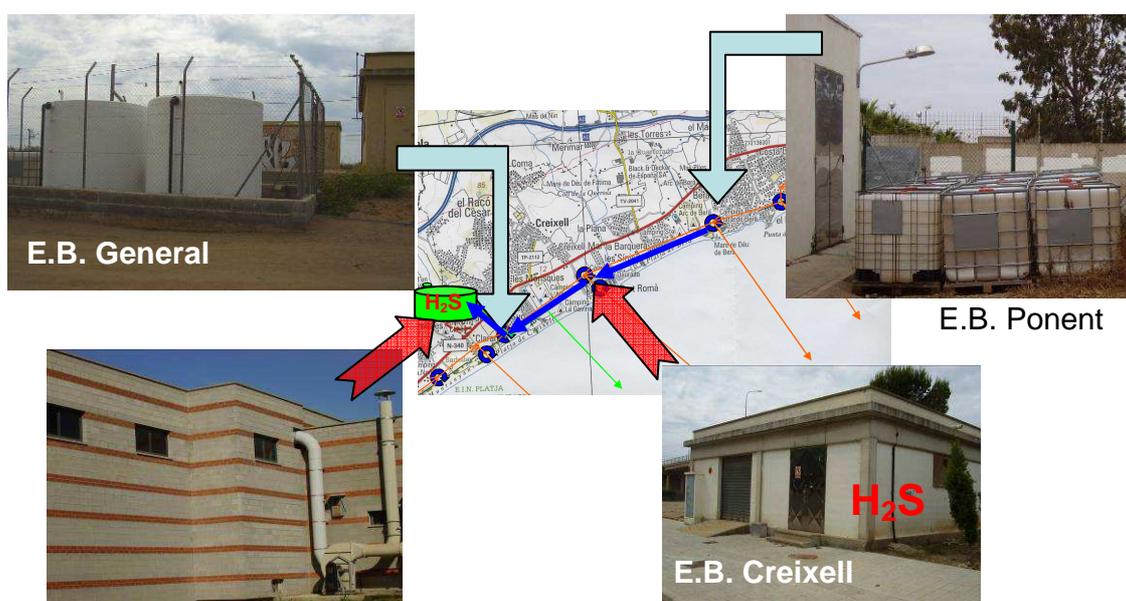


Figura VI.7. Red y puntos de dosificación.

Resultados: la aplicación de nitratos desde el año 2006, revela que las concentraciones en el edificio de pretratamiento que en verano podían alcanzar hasta las 80 ppm en momentos puntuales, se mantienen siempre por debajo de los niveles de TLV de modo que puede accederse a los recintos sin peligro y no se producen problemas de olores en las instalaciones de la zona tratada.

Como se puede observar en el siguiente grafico (figura VI.8) los niveles de sulfuros disueltos en el agua residual de las estaciones de bombeo conectadas en serie: E.B. Costa Dorada, E.B. Bará y E.B. Ponent se minoran con la dosificación en esta última de modo que los promedios medidos en la siguiente estación de bombeo de Creixell se mantienen todo el año en valores inferiores a 0.02 ppm de sulfuro aunque en esta última confluye un colector adicional que aporta agua residual en condiciones anaeróbicas debido a su limitada pendiente.

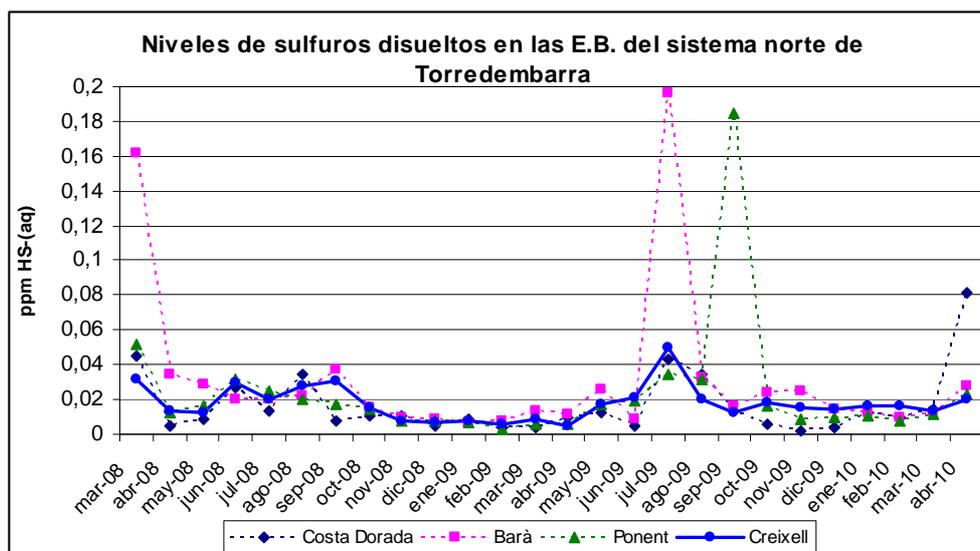


Figura VI.8. Concentración de sulfuros disueltos en las estaciones de bombeo del sistema norte.

Dosis aplicadas: Las dosis aplicadas tanto en la E.B. intermedia de Ponent como en la E.B. General oscilan tanto en base a los siguientes factores:

- *Estacionalidad:* en este sentido debe observarse que por una parte la influencia de la temperatura implica un aumento de los consumos en verano pero el aumento de los caudales por otra parte implica un menor tiempo de residencia del agua de unas 8 horas en el sistema de bombeos en alta al norte de la EDAR, lo que actúa como regulador de las condiciones de septicidad en si mismo. Por otra parte en invierno si bien la temperatura es inferior y por lo tanto el metabolismo se ralentiza, el caudal prácticamente se reduce a la mitad o en algunas zonas de la red hasta la tercera parte por ser zonas residenciales de playa. Las dosis aplicadas mantienen un promedio de entre 75 y 80 g nitrato/m³ agua tratada, con puntas que pueden llegar a los 200 g/m³ de máximo. Lo que si varia ostensiblemente es el consumo total de nitrato, que en los meses de verano (julio, agosto y septiembre) se concentra la aplicación del 50 % de producto total consumido anualmente.
- *Otros factores:* un factor que se ha detectado que influye favorablemente para evitar septicidad en la red son los episodios de lluvias copiosas que consiguen por si solos evitar durante al menos dos o tres días la necesidad de dosificación de nitratos, esto reduce claramente el consumo de reactivo sobre todo durante los meses de invierno, primavera y otoño, lo que supone un importante ahorro en reactivo en el computo global.

- *Costes:* el precio del reactivo puede oscilar en función de la cantidad a suministrar así como de la localización del mismo pero se sitúa alrededor de los 0.31 €/Kg lo que comporta que la aplicación media anual de una dosis de 60 ppm tenga un coste estimado de 0.019€/m³ de agua residual tratada en el caso de altas concentraciones de sulfhídrico en la red de alcantarillado como es el caso aquí citado.

VI.3.3. Conclusiones

La aplicación de nitratos en la red de saneamiento presenta las siguientes ventajas respecto a los otros reactivos antes citados:

- *Prevención:* es el único de los reactivos enumerados que evita la formación de sulfuros en la red de colectores de modo que su aplicación sirve como método de prevención colectivo respecto al peligro de presencia de sulfhídrico en espacios confinados, a diferencia del resto de reactivos que es puramente paliativo.
- *Mejor control de la dosificación:* dado que se aplica a cierta distancia del punto de emanación y de forma preventiva, la medida en los puntos conflictivos permite la alimentación de perfiles horarios o de medida en línea (de instalarse el sistema necesario) para la dosificación variable del reactivo necesario, disminuyendo así el consumo de reactivo. Por otra parte es relativamente fácil el control para la dosificación adecuada, esta se realiza por análisis de nitratos sobre muestra a la entrada de planta. Si los valores se mantienen entre 0.5 y 1 ppm de nitrógeno de nitratos se garantiza que el colector previo estará en anoxia y se impide que haga desnitrificación incontrolada en los decantadores primarios por exceso de los mismos.
- *Inocuidad del producto* tanto para las personas como para los equipos: a diferencia de los otros reactivos con características altamente oxidantes, el nitrato cálcico es prácticamente inocuo tanto sobre la piel como para los equipos ya que las reacciones que provoca son mediatizadas por bacterias, y no deben tomarse precauciones especiales para su

manipulación. Las soluciones de nitrato empleadas no son explosivas, ni inflamables y no aplica ADR a las concentraciones comerciales en las que se suministra y transporta.

El caso de la EDAR de Torredembarra, esta instalación no está obligada a la eliminación de nutrientes, por lo que no se ha podido evaluar el impacto de la eliminación de DQO rápidamente biodegradable que implican las reacciones anóxicas que tendrán lugar en los colectores previos a la planta por la adición de nitratos, que sin duda deben consumir en mayor o menor medida parte de este sustrato.

VI.3.4. Otras tecnologías

Si bien de momento parece que los nitratos son un producto razonablemente económico y eficaz para evitar la formación de sulfuros, recientemente han aparecido otras tecnologías para plantas en las que se requiere la eliminación de nutrientes como la aplicación de In-Pipe Technology, basada en el control de la biomasa que coloniza los colectores mediante la introducción de especies que evitan la proliferación de bacterias sulfatoreductoras, basadas en los cultivos de Rotating Activated Bacillus Contactor y que parece presentan además diversas ventajas en cuanto al tratamiento posterior del agua residual en plantas con eliminación de nutrientes ya que consiguen empezar el proceso de depuración en los colectores previos a la misma controlando simultáneamente los niveles de sulfhídrico.

VI.4. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los colegas del sector tanto de la administración como de otras empresas su generoso apoyo, sin vuestra orientación y colaboración no habríamos seguido el camino que finalmente nos ha conducido a las soluciones.

VI.5. REFERENCIAS

Aguilera J. y Munté J.; Experiències en dosodoració i eliminació de sulfhídric a l'Edar de Torredembarra, Volum de ponències de les I Jornades tècniques de gestió d'estacions

depuradores d'aigües residuals organitzades per la Agència Catalana del Aigua, 27 i 28 d'octubre, 2003.

Barjenbruch M. Prevention of odour emergente in sewage networks (2003). Water Science and Technology Vol 47, n° 7-8, pág. n° 357-363.

Bentzen G., A.T. Smith, D. Bennet Webster, Reinholt, Sletholt y Hobson (1995). Controlled dosing of nitrate for prevention of H₂S in a sewer network and the effects on the subsequent treatment processes. Water Science and Technology Vol 31, n° 7, pág. n° 293-302.

Castillo, Millà, Isidro, Aguilera, Villagrasa y Icaran, Tècniques de minimització d'olors en les línies de fang de les depuradores i instal·lacions de Postractament. Experiències concretes. Volum de ponències de les III Jornades tècniques de gestió d'estacions depuradores d'aigües residuals organitzades per la Agència Catalana del Aigua, 17 i 18 d'octubre, 2007.

Control of odors and Emissions from Wastewater Treatment Plants, WEF Manual of Practice n° 25, 2004.

Gostelow P., Longhurst P., Parsons S.A. and Stuetz R.M.. Sampling for de measurement o odours. Scientific and Technical Report n° 17, IWA Publishing. 2003.

Hobson J. and G. Yang . The ability of selected chemicals for suppressing odour development in rising mains. Water Science and Technology Vol 41, n° 6, pág. n° 165-173, 2002.

Seong Joo Park¹ et al., Dominance of Endospore-forming Bacteria on a Rotating Activated Bacillus Contactor Biofilm for Advanced Wastewater Treatment, The Journal of Microbiology, Vol. 45, n°2, p. 113-121, April 2007.

VII

Prevención y contención de olores

R. Muñoz¹ y M. Martín²

¹Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente

Universidad de Valladolid

²Laboratori d'Enginyeria Química i Ambiental

Universitat de Girona.

VII.1. INTRODUCCIÓN

La mayor parte de las estrategias de gestión de emisiones odoríferas relacionadas con el saneamiento de aguas residuales constan de 4 niveles de actuación:

- Nivel 1: Diseño de redes de alcantarillado y de EDARs
- Nivel 2: Mantenimiento y operación de redes de alcantarillado y EDARs
- Nivel 3: Medidas de mitigación de impacto
- Nivel 4: Destrucción de compuestos odoríferos

La viabilidad técnica y económica de cualquier actuación aumenta cuando esta se centra en las primeras etapas del proceso de contaminación (Lebrero y col. 2009). La minimización de la formación de los compuestos odoríferos y de su liberación a la atmósfera son por tanto las dos actuaciones que inicialmente se han de plantear a la hora de resolver un problema específico de contaminación por malos olores. Puesto que la gran mayoría de los compuestos odoríferos presentes en las emisiones de EDARs se forman en condiciones anaerobias, una gran parte de las medidas orientadas a minimizar la formación de malos olores tanto en redes de alcantarillado como en EDARs se centra en prevenir la aparición de condiciones de septicidad (ausencia de O_2 y NO_3^-). Solamente en algunas ocasiones las actuaciones han ido dirigidas a reducir la concentración en origen de ciertos compuestos odoríferos o precursores de los mismos (p.ej. descargas industriales) (Glindemann y col. 2007). Por otro lado, la minimización en la liberación de olores se suele llevar a cabo mediante un diseño y una operación de instalaciones orientados a reducir el contacto del agua residual o del lodo con la atmósfera. A este respecto, el empleo de cubiertas, en el que se centrará la última parte de este capítulo, conlleva reducciones importantes en las emisiones de compuestos odoríferos a la atmósfera.

VII.2. CRITERIOS DE DISEÑO Y OPERACIÓN DE INSTALACIONES ORIENTADOS A MINIMIZAR LA CONTAMINACIÓN ODORÍFERA

Se describen a continuación los principales mecanismos de formación y emisión de compuestos odoríferos en las principales unidades del proceso de tratamiento de aguas residuales, así como las

posibles medidas a adoptar en el diseño, operación y mantenimiento de estas unidades con el fin de disminuir las emisiones de malos olores (Vincent, 2001).

Redes de alcantarillado

La rápida desaparición del oxígeno y nitrato disueltos en el agua residual bruta durante su transporte a planta da lugar al desarrollo en la red de poblaciones de bacterias sulfato-reductoras y fermentativas con la consiguiente producción de compuestos sulfurados, ácidos volátiles, etc. La alta superficie expuesta a la atmósfera por unidad de volumen de agua residual, unida a la turbulencia generada por el movimiento del agua, contribuyen a una rápida liberación de estos compuestos odoríferos desde el agua residual. Las medidas más comunes para evitar episodios de contaminación por malos olores en sistemas colectores son:

- Favorecer el empleo de redes por gravedad en detrimento de redes por bombeo ya que en las primeras la turbulencia generada por el movimiento del agua facilita la difusión de oxígeno desde la atmósfera y evita la aparición de septicidad.
- Diseño adecuado de las pendientes en redes por gravedad que garantice que la velocidad de oxigenación del agua sea mayor que las tasas de respiración bacteriana.
- Evitar saltos de agua y curvas pronunciadas que favorezcan la liberación de los compuestos odoríferos volátiles desde el agua residual.
- Sellar herméticamente la red en lugares sensibles a la contaminación por malos olores.
- Adición de químicos (sales de nitrato o de hierro).

Estaciones de bombeo

Son lugares de recogida y bombeo de aguas residuales donde se produce la liberación de los compuestos odoríferos desde el agua residual. Por tratarse de lugares cerrados existe un alto riesgo de salud ocupacional, principalmente por acumulación de H₂S, por lo que deben estar provistas de

sistemas de ventilación perfectamente dimensionados. Una minimización de las emisiones en dichas estaciones debe comprender:

- Evitar la acumulación de grasas y material en suspensión mediante una limpieza periódica de rejillas y canales
- Diseño adecuado de las pendientes en las líneas de recogida y descarga para evitar la acumulación de depósitos orgánicos
- Reducir la altura de los saltos hidráulicos en las diferentes unidades de la estación
- Evitar una alta turbulencia en los canales de recogida y descarga.

Tanque de tormenta

La putrefacción del agua residual de tormenta, de lodos o de restos orgánicos como consecuencia de un almacenamiento prolongado en dichos tanques es el principal mecanismo responsable de la generación de malos olores. Los eventos de contaminación odorífera tienen lugar durante el llenado y vaciado del tanque y en los puntos de descarga a la red principal. Entre las medidas de mitigación recomendadas estarían:

- Minimización del tiempo de retención del agua de tormenta en los tanques
- Limpieza periódica para evitar la acumulación de restos orgánicos
- Diseño de puntos de recogida y descarga con saltos hidráulicos de poca altura para evitar la emisión de los compuestos odoríferos desde el agua residual.

Cabeza de planta

La cabeza de planta constituye el punto de recepción tanto de las aguas residuales provenientes de la red de alcantarillado como de las aguas del tanque de tormenta y de retorno de planta. Dada la naturaleza séptica de muchos de estos efluentes, la acumulación de materia orgánica en rejillas y la naturaleza abierta de los canales de recogida, la cabeza de planta constituye un punto crítico de emisión de malos olores. Como medidas de minimización se proponen:

- Evitar la acumulación de depósitos de materia suspendida
- Limpieza periódica de rejillas
- Minimizar la altura de puntos de descarga

Sedimentadores primarios

La inevitable retención del agua residual en los sedimentadores primarios durante 2-4 h conlleva, en muchos casos, la aparición de condiciones sépticas. La liberación de olores en sedimentadores primarios tiene lugar tanto en su superficie, reboses y canalizaciones como en los sistemas de purga de lodos. Un diseño y operación orientados a la minimización de emisiones debe incluir:

- La posibilidad de prescindir de tanques en periodos de bajo flujo con el fin de mantener el tiempo de residencia cercano al tiempo de retención de diseño.
- Minimizar la altura de reboses
- Provisión con un sistema automático de purga de lodos
- Eliminar lodos primarios a concentraciones menores de 20 g/l (2%)

Tanques de aeración

La presencia de compuestos odoríferos en tanques aerobios de EDARs puede deberse tanto a la entrada de aguas residuales sépticas o aguas de retorno, como a la ausencia de oxígeno en los mismos (consumo microbiano de O₂ superior a las tasas de oxigenación). Un diseño y operación orientados a minimizar las emisiones odoríferas debe:

- Asegurar una correcta aeración y un mezclado adecuado del caldo bacteriano
- Emplear difusores de aire en lugar de agitadores mecánicos superficiales
- Considerar la entrada de aguas sépticas por la parte inferior del tanque

Filtros percoladores

Estos sistemas constituyen una fuente de olor bajo sobrecarga orgánica, si reciben descargas de tóxicos volátiles, si se produce un deterioro del material soporte o de la biopelícula o si ocurre una acumulación del agua residual en determinadas zonas del lecho (estancamiento). Entre las medidas para evitar la generación y emisión de malos olores están:

- La recirculación del agua residual si el número de zonas estancas es elevado
- Minimizar la altura entre el lecho y el distribuidor de agua residual
- Asegurar una ventilación adecuada que evite la aparición de septicidad
- Uso de cubiertas, ventilación forzada y sistemas de eliminación de olores en filtros operados a altas cargas orgánicas

Tanques de almacenamiento de lodos

Su llenado, vaciado y mezclado inducen la liberación de los compuestos odoríferos volátiles. Para la mitigación del impacto generado en estas instalaciones se recomienda:

- Minimización de la altura de los puntos de descarga
- Minimización del tiempo de almacenamiento
- Empleo de cubiertas
- Localización de estas unidades lejos de zonas sensibles a contaminación odoríferas

Espesadores y deshidratadores

La intensidad de las emisiones depende principalmente del tiempo de almacenamiento previo. Una reducción en las emisiones desde espesadores y deshidratadores incluye:

- Diseño adecuado de la capacidad de los mismos para evitar la acumulación de lodos en tanques de almacenamiento
- Empleo de cubiertas, ventilación forzada y sistemas de destrucción de olores

- Minimizar la altura de descarga de lodos en recogida y descarga.

Digestores anaerobios

Tanto reboses y descargas a tanques de almacenamiento secundario como válvulas de alivio de presión contribuyen a la emisión de malos olores en digestores anaerobios de lodos. Un diseño para minimizar las emisiones de olores debe:

- Garantizar un funcionamiento adecuado de los quemadores de biogás
- Minimizar la altura de reboses y descarga de lodos
- Adición de sales de hierro u oxígeno al digestor para evitar la liberación de H₂S

Secado de lodos

El aumento de temperatura que acompaña el secado conlleva la liberación de compuestos odoríferos. El grado de contaminación odorífera depende del grado de contención de las fases líquida y gas de la tecnología de secado aplicada.

VII.3. CONTENCIÓN DE OLORES MEDIANTE CUBIERTAS

Una práctica cada vez más frecuente en EDARs hoy en día consiste en el aislamiento de las principales fuentes de malos olores (sedimentadores, unidades en cabeza de planta, líneas de tratamiento de lodos, etc.) mediante la instalación de cubiertas o mediante la construcción de edificios específicamente diseñados para este fin. El recubrimiento de las fuentes de olor minimiza las emisiones desde fuentes pasivas (ausencia total de viento exterior) y contribuye a una mejor gestión de la contaminación odorífera: la mayoría de las cubiertas y edificios disponen de sistemas de ventilación forzada que permiten la conducción de las emisiones generadas a sistemas diseñados específicamente para el tratamiento de las mismas antes de su descarga a la atmósfera. Se describen a continuación las diferentes configuraciones de cubiertas existentes, los materiales empleados así como los criterios de selección de cubiertas más comúnmente empleados.

VII.3.1. Configuraciones

Existen tres tipos principales de configuraciones de cubiertas, a saber (Koe, 2001):

Cubiertas de nivel bajo

Son cubiertas que se extienden entre las paredes del tanque o unidad de proceso, muy cerca de la superficie del líquido (figura VII.1). Por consiguiente, el espacio de cabezas entre la cubierta y el agua residual es mínimo, y de este modo las concentraciones de compuestos odoríferos son mayores. Son adecuadas cuando se ha de minimizar el volumen de emisiones a tratar. Su principal desventaja radica en las dificultades que imponen a la hora de inspeccionar visualmente el proceso (detección de bulking) y a la hora de tomar muestras.



Figura VII.1. Cubiertas de nivel bajo (cortesía de JSF hidráulica S.L.)

Cubiertas de nivel alto

Son cubiertas que se expanden sobre la superficie del líquido de tal modo que existe suficiente espacio para el acceso de personal o equipos de mantenimiento (figura VII.2). Estas cubiertas se asientan sobre paredes independientes a las del tanque o unidad de proceso y disponen de suficiente espacio para acomodar la maquinaria específica del equipo cubierto (p.ej. puentes en sedimentadores). El acceso se lleva a cabo mediante puertas laterales y operan con una ligera depresión para evitar emisiones fugitivas de olores.



Figura VII.2. Cubiertas de nivel alto (cortesía de JSF hidráulica S.L).

Cubiertas duales de niveles alto y bajo

Proporcionan los mayores niveles de minimización de emisiones odoríferas y solamente se utilizan en focos de olor muy intenso (p.ej. cabeza de planta o sedimentadores primarios). Presentan los costes de inmovilizado más altos entre las configuraciones descritas. Se basan en el empleo de cubiertas de nivel bajo como principal barrera de contención de las emisiones, en combinación con cubiertas de nivel alto encargadas de contener las fugas procedentes de las cubiertas de nivel bajo.

VII.3.2. Materiales

Entre los materiales más frecuentemente empleados tanto en cubiertas de nivel alto y bajo se encuentran (Koe, 2001):

Cemento

Se usa en forma de planchas prefabricadas en cubiertas de nivel bajo en zonas con emisiones de compuestos odoríferos no corrosivos (p.ej. canales, depósitos, etc.) (figura VII.3). Debido a su elevado peso, las cubiertas resultantes del ensamblaje de estas planchas se instalan como elementos permanentes. Con el tiempo la corrosión debilita la estructura de este material por lo que es común su recubrimiento con materiales plásticos.

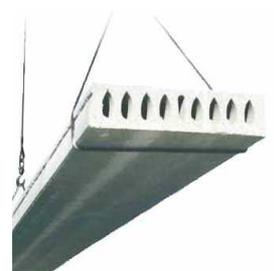


Figura 3. Plancha prefabricada de cemento

Madera

Es probablemente el primer material de recubrimiento usado en EDARs debido a su ligereza y facilidad de montaje. Al igual que el cemento se usa principalmente en cubiertas de nivel bajo y en algunos casos es necesario el recubrimiento con plásticos anticorrosión (polietileno). Su principal desventaja es el corto periodo de vida.

Lona

Usado preferencialmente como recubrimiento de nivel alto junto a soportes estructurales construidos en materiales anticorrosión (aluminio, acero inoxidable) (figura VII.2). Su empleo como cubierta de nivel bajo está limitado por su debilidad estructural, que impide el acceso del personal de planta sobre la cubierta. El principal material usado para la elaboración de estas lonas es el poliéster con recubrimientos de PVC anticorrosión. Presenta una vida media razonablemente alta (10-15 años) y está disponible en una amplia gama de colores, lo que ayuda a minimizar el impacto visual.

Aluminio

Constituye uno de los materiales más frecuentemente empleados debido a su alta relación resistencia : peso y a su excelente mecanizado (lo que le permite adaptarse a cualquier configuración de proceso). Presenta buenas propiedades anti-corrosión en aleaciones con cobre y su vida útil oscila entre los 25 y los 50 años. Se emplea en cubiertas tanto de nivel alto como bajo.

Plástico reforzado con fibra de vidrio

Material muy popular también debido a su alta relación resistencia : peso y su bajo peso, lo que lo convierte en un buen candidato tanto para cubiertas de nivel alto y bajo. Está constituido por resinas de baja resistencia reforzadas con fibra de vidrio. Las resinas de poliéster isoftálico son las

más económicas y son adecuadas para ambientes con un potencial de corrosión bajo-moderado. En ambientes muy corrosivos las resinas de vinil ester, aunque más caras, ofrecen las mejores prestaciones. La vida media de estas cubiertas oscila entre los 20 y 25 años si la resina incorpora los correspondientes aditivos para la absorción de luz UV.

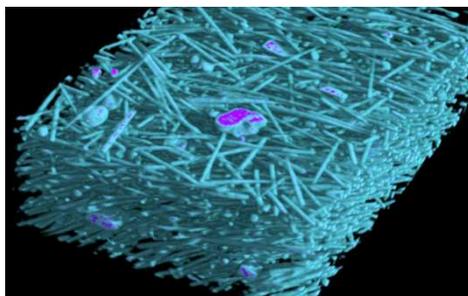


Figura VII.4. Diagrama de plástico reforzado con fibra de vidrio.

VII.3.3. Criterios de selección de materiales

La selección del material idóneo para la construcción de la cubierta a instalar depende tanto de la composición de las emisiones generadas en esa unidad del proceso como de las propiedades del material. Dentro de los criterios comúnmente empleados cabe destacar (Koe, 2001):

Resistencia y rigidez

Los materiales deben tener la suficiente resistencia y rigidez como para expandirse sobre la unidad de proceso sin puntos de apoyo, puesto que estos constituyen zonas de corrosión y afectan a los flujos de líquido y gas.

Durabilidad

Dependiendo del emplazamiento de la cubierta, esta debe ser capaz de resistir impactos, tráfico de gente, el empuje del viento y la corrosión. La corrosión que deben soportar los materiales en EDARs es tanto externa (desgaste climatológico y radiación ultravioleta) como interna (ácido sulfhídrico y ácidos orgánicos volátiles).

Capítulo VII

Peso

Son preferibles materiales con una alta relación resistencia : peso con el fin de evitar la sobrecarga o deformación de las estructuras que los soportan.

Coste

Son deseables materiales con altas relaciones durabilidad : coste. El coste de las cubiertas depende tanto del coste del material como de su disponibilidad local, de su facilidad de transporte e instalación y del coste de mantenimiento (p. ej. renovación de recubrimientos anticorrosión). En lo relativo a costes de material, la madera y el cemento son materiales relativamente baratos, la lona presenta precios moderados, y el aluminio y el plástico reforzado con fibra de vidrio son los materiales de mayores costes.

Estética

El creciente urbanismo en las proximidades de las EDARs hace que estas sean cada vez más visibles. El impacto visual de estas (y por consiguiente de cada uno de sus procesos) es por tanto un aspecto a considerar a la hora de seleccionar los materiales de las cubiertas. Entre otros factores, el impacto visual depende del tamaño y forma de la cubierta, del tipo de material y de los colores en relación al entorno.

Control de calidad

El proceso de producción del material elegido debe cumplir unas normas mínimas de calidad con el fin de asegurar el buen ensamblaje (estanqueidad) y calidad de los materiales (durabilidad).

VII.4. AGRADECIMIENTOS

Se agradece la financiación del contrato RYC-2007-01667, y muy especialmente de los proyectos NOVEDAR-Consolider (CSD2007-00055) y CTQ2009-07601.

VII.5. REFERENCIAS

- Glindemann D. Novak J.T. Witherspoon J. (2007). Aeration tank odour by dimethyl sulphoxide (DMSO) waste in sewage. *Water Science and Technology*, 55(5), 319-326.
- Lebrero R. Barcón T. Omil F. Fdz-Polanco F. Muñoz R. (2009). Estudio de la viabilidad técnico-económica del tratamiento de olores de EDARs. En: *El Reto de la Eficiencia Económica en EDAR: Integrando la Economía en la Concepción, Rediseño y Gestión de EDAR*. Editado por: Hernández F. y Fdz-Polanco F. 177-209. ISBN-13:978-84-692-8004-1
- Koe L. (2001). Process covers for odour containment. En: *Odours in Wastewater Treatment. Measurement, Modelling and Control*. Editado por: Stuetz R. y Frechen F.B. 293-308. Cornwall, UK: IWA Publishing.
- Vincent A. (2001). Sources of odours in wastewater treatment. En: *Odours in Wastewater Treatment. Measurement, Modelling and Control*. Editado por: Stuetz R. y Frechen F.B. 69-92. Cornwall, UK: IWA Publishing.

VIII

Procesos de adsorción

María. J. Martín¹, Alba Anfruns¹, R. Lebrero², J. M. Estrada², Carla Canals¹,

Esther Vega¹

¹Laboratori d'Enginyeria Química i Ambiental

Universitat de Girona.

²Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente

Universidad de Valladolid

VIII.1. INTRODUCCIÓN

En términos generales, la adsorción puede definirse como un fenómeno superficial que implica la eliminación de uno o más componentes (adsorbato) presentes en una fase líquida o gas por concentración en la superficie de un sólido (adsorbente).

Desde el punto de vista de la composición química, los adsorbentes pueden clasificarse en materiales inorgánicos y materiales carbonosos (fundamentalmente carbones activados). Las capacidades de eliminación para H₂S de materiales inorgánicos tales como alúmina, sílice, zeolitas o varios óxidos inorgánicos normalmente no superan la décima parte de los valores obtenidos mediante carbones activados (Steijns and Mars, 1977). Adicionalmente, este tipo de materiales inorgánicos presentan eficiencias limitadas para la eliminación de compuestos orgánicos volátiles (COVs) a los bajos niveles de concentración que caracterizan los efluentes causantes de problemas de olores. En el contexto que nos ocupa, el tratamiento de olores, es por tanto frecuente asociar adsorción a la utilización de carbones activados, por lo que el contenido del capítulo se centrará en este tipo de material.

VIII.2. CARBÓN ACTIVADO: CARACTERÍSTICAS Y PROPIEDADES

El término carbón activado se emplea para nombrar un gran número de materiales carbonosos los cuales presentan un alto grado de porosidad y un área superficial interna extensamente desarrollada.

Tabla VIII.1. Propiedades físicas principales de distintas familias de adsorbentes

Parámetro	Carbones Activados	Alúminas Activadas	Sílica gel	Tamices moleculares
Porosidad (-)	0.25-0.8	0.25-0.6	0.35-0.5	0.3-0.55
Diámetro de poro (10 ⁻¹⁰ m)	10-100	20-130	20-40	3-20
Área superficial (m ² .g ⁻¹)	500-1600	100-400	200-900	800-1000
Densidad (kg.m ⁻³)	150-550	600-930	450-800	500-850

Prácticamente todos los materiales con un elevado contenido en carbón pueden ser utilizados como materia prima para la obtención de carbón activado, si bien de forma mayoritaria se producen a

partir de distintos grados de carbón mineral, coco o madera. En función de las características del material de partida y las propiedades finales deseadas, el desarrollo de la porosidad se consigue mediante dos métodos diferentes:

1. **Activación química:** consiste en mezclar una sustancia deshidratante, generalmente ácido fosfórico, con la materia prima y someter la mezcla a tratamiento térmico (inferiores a 700°C) seguido de un proceso de lavado para eliminar el agente activante residual.
2. **Activación física:** consta de dos etapas: *carbonización* del precursor carbonoso y posterior *activación* mediante un proceso de gasificación parcial (Figura VIII.1) a altas temperaturas (800-1000 °C), en presencia de un agente activante como CO₂, vapor de H₂O, O₂ o bien una combinación de ellos (Bansal *et al.*, 1988).

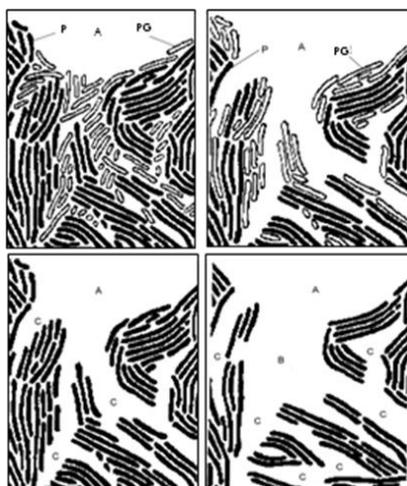


Figura VIII.1. Desarrollo de la porosidad durante la activación física de un material carbonizado. A: macroporos, B: mesoporos, C: microporos, P: plano elemental, PG: plano elemental gasificado en la siguiente fase de activación (Norit, 1995)

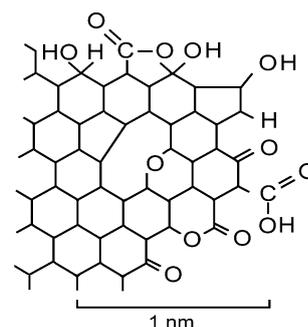


Figura VIII.2. Estructura del plano grafitico de un carbón activado (Jankowska *et al.*, 1991).

La activación da lugar al desarrollo de la estructura porosa que caracteriza a este tipo de materiales, así como a la formación de funcionalidades químicas en los bordes de los planos grafiticos (Figura VIII.2). Los grupos funcionales superficiales varían en tipología y cantidad en función de la materia prima de partida y del tratamiento de activación, modulando su polaridad.

Se pone por tanto de manifiesto que bajo la denominación de carbón activado se agrupan materiales cuyo denominador común es su elevada relación área superficial-volumen, y que a la vez

pueden presentar una distribución de tamaño de poro y una química superficial que provoque comportamientos bien diferenciados en su aplicación.

VIII.2.1 Factores que determinan la eficiencia de la adsorción

Debido al carácter generalmente apolar de la superficie, el carbón activado adsorbe compuestos orgánicos y algunos inorgánicos, con preferencia al vapor de agua. La cantidad adsorbida depende parcialmente de las características físicas y químicas del compuesto. En general, compuestos orgánicos con pesos moleculares mayores de 45 y puntos de ebullición por encima de 0 °C se adsorberán más fácilmente (US EPA, 1985).

En condiciones normales, la capacidad de adsorción de un carbón activado puede alcanzar entre un 5 a 40 por ciento del peso del adsorbente en función de los siguientes factores:

- Concentración del adsorbato en la proximidad de la superficie del carbón activado
- Características químicas de la sustancia a eliminar (peso molecular, punto de ebullición , polaridad, tamaño, estructura)
- Presencia de otros compuestos y humedad relativa de la corriente de gas a tratar
- Superficie total y volumen de poro disponible del adsorbente
- Polaridad del carbón activado.
- Temperatura
- Tiempo de contacto

La máxima capacidad de adsorción se ve favorecida por una elevada concentración de la sustancia, ausencia de sustancias competitivas, baja temperatura o el estado de agregación del contaminante, elevadas áreas superficiales y volúmenes de poro del adsorbente.

VIII.2.2 Carbones activados impregnados y catalíticos

Para mejorar la eficiencia de la eliminación, los carbones activados pueden, una vez activados, ser impregnados con algún reactivo para incrementar la selectividad de la eliminación y/o acelerar la reacción deseada, que en el caso del tratamiento de olores, suele ser la oxidación por aire.

En la eliminación de olores, se ha optado tradicionalmente por **carbones activados impregnados** con NaOH o KOH, formando por reacción con el CO₂ atmosférico, los correspondientes

carbonatos. Estos componentes básicos facilitan la transferencia del H₂S hacia la fase sólida, a la vez que favorecen los procesos catalíticos de oxidación a azufre elemental como subproducto mayoritario, y en menor medida, a SO₄²⁻ y SO₂ (Bandosz y Lee, 1998). Los estudios comparativos llevados a cabo indican que con la impregnación alcalina, las capacidades de eliminación para H₂S y metil mercaptano se sitúan en porcentajes del 25 a 27 % en peso, frente a valores del 3-5 % de carbones vírgenes.

El uso de carbones activados impregnados no está sin embargo exento de inconvenientes, y como se discutirá a continuación, la superioridad frente a materiales vírgenes ha sido puesta en duda. Con la impregnación, se disminuye el área y volumen de poro del adsorbente disponible para la adsorción de compuestos orgánicos volátiles, por lo que en función de la naturaleza del influente y las necesidades de tratamiento, puede ser necesaria la utilización de lechos mixtos de adsorbentes vírgenes/impregnados.

De aparición más reciente en el mercado son los denominados carbones activados catalíticos, cuya composición química intrínseca, rica en funcionalidades nitrogenadas, incrementa la selectividad de la oxidación hacia la formación de SO₄²⁻ (Matviya y Hayden, 1994). La principal ventaja radicaría en la facilidad de regeneración de los materiales una vez agotados por simple lavado con agua. Presentan sin embargo el inconveniente de generar, en función de las condiciones del tratamiento, efluentes con elevada concentración de SO₂ (Ros, 2006), a lo que se suma su elevado precio en relación a carbones activados vírgenes.

VIII.3 DISEÑO Y OPERACIÓN DE PROCESOS DE ADSORCION

La adsorción en carbón activado es un sistema no selectivo, altamente versátil, por lo que puede ser utilizado como etapa única de tratamiento o bien como etapa final de afinado en sistemas de tratamiento más complejos que incluyan operaciones biológicas o de lavado químico. En cualquiera de las combinaciones posibles, los sistemas de adsorción para el control de olores generalmente consisten en lechos estáticos de materiales granulares contenidos en columnas cilíndricas verticales.

El diseño de las operaciones de adsorción en carbón activado pasa necesariamente por la experimentación en laboratorio y planta piloto, siendo la selección del material adsorbente el parámetro que con frecuencia condiciona la viabilidad técnica y económica de la adsorción.

VIII.3.1 Curva de ruptura de un adsorbedor de lecho fijo

El proceso de adsorción comienza cuando el flujo de aire entra en la columna, avanza en su misma dirección y continúa hasta que la concentración a la salida alcanza algún valor arbitrariamente seleccionado, como podría ser por ejemplo el límite de emisión fijado por la legislación o un valor establecido debido a criterios de seguridad (Figura). En este punto, el lecho adsorbente se considera agotado y hay que proceder a su sustitución o regeneración. La sección del lecho en la que el proceso de adsorción está teniendo lugar (después de la sección agotada pero antes de la sección fresca) se denomina la zona de adsorción o de transferencia de masa (ZTM, Figura).

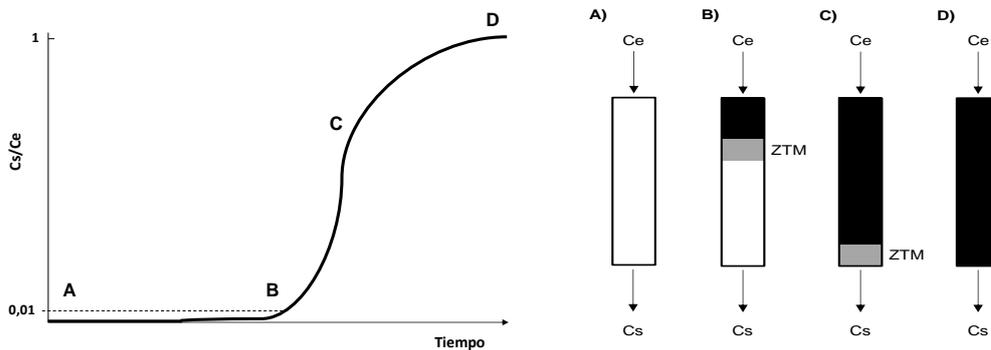


Figura VIII.3. Curva de ruptura (izquierda) y representación de la evolución de la zona de transferencia de masa en un adsorbedor de lecho fijo (derecha).

VIII.3.2 Capacidad de un adsorbente en condiciones dinámicas

La determinación de la curva de ruptura y el cálculo del área por encima de la misma, permite obtener la llamada capacidad de adsorción o eliminación (mg de contaminante por g de adsorbente) según la ecuación:

$$\frac{x}{M} = \frac{Q \times MW}{w \times V_M} \left(c_o \times t_s - \int_0^{t_s} c(t) dt \right) \quad [1]$$

Donde Q es el flujo de entrada en la columna ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), ω es el peso de adsorbente que se ha introducido en la columna (g), MW es el peso molecular del contaminante (en mg mmol^{-1}), V_M es el volumen molar (en ml mmol^{-1}), c_0 es la concentración de entrada a la columna (ppm v/v), $c(t)$ concentración a la salida de la columna (ppm v/v) y t es el tiempo de saturación o ruptura del lecho.

VIII.3.3 Selección del adsorbente

Se considera que los atributos más importantes de un adsorbente son la capacidad de eliminación y las características cinéticas del sistema, pero también se tendrá que tener en cuenta su coste y el potencial de regeneración. Raramente un adsorbente será óptimo en todos estos aspectos (Knaebel, 1995).

En lo que a capacidad y cinética concierne, la selección del carbón activado idóneo para el tratamiento de olores de EDARs suele basarse en su eficacia para el control del sulfuro de hidrógeno. La determinación de dicha capacidad se lleva a cabo en adsorbedores de lecho fijo a escala de laboratorio siguiendo el método estándar D 6646-01 *Standard test Method for determination of the Accelerated Hydrogen Sulfide Breakthrough Capacity of Granular and Pelletized Activated Carbon* propuesto por la ASTM, utilizando una corriente de gas húmedo al 1% en H_2S (10.000 ppm v/v) y calculando la capacidad a ruptura (ecuación 1) para una concentración de salida de 50 ppm v/v. Bajo estas condiciones, los carbones activados impregnados con cáusticos se muestran claramente superiores a los carbones activados no modificados ya que el proceso de eliminación en estos últimos es más lento y la zona de transferencia de mayor altura (ZTM, Figura). Si se disminuye la concentración del H_2S hasta valores de concentración similares a los de un efluente real en una EDAR y se incrementa el tiempo de contacto en el lecho, los dos procesos pueden presentar eficiencias equiparables (Tabla VIII.2).

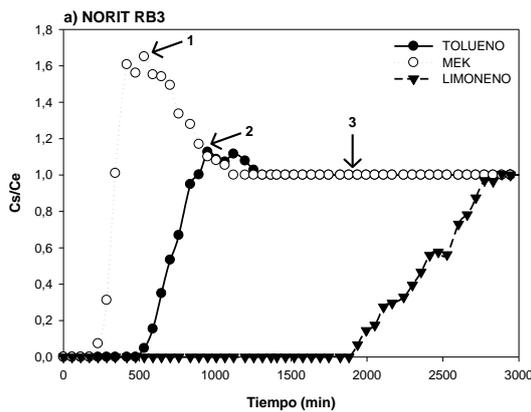
Tabla VIII.2. Capacidades de eliminación del H₂S obtenidas mediante diferentes tipos de carbones activados en función de las condiciones experimentales empleadas (Bandosz et al., 2001; Turk y Bandosz, 2001).

Tipo Carbón Activado	ASTM (cc.g ⁻¹) método estándar	CCNY (cc.g ⁻¹) método modificado
Carbones Impregnados		
7383C-B1	0.002	0.002
7383C-B2	0.093	0.080
Carbones no modificados		
7383F-B2	0.020	0.021
WV-A1100	0.014	0.079
Maxsorb	0.003	0.026
S208C	0.029	0.055
Centaur®	0.066	0.068

VIII.3.2 Parámetros típicos de diseño de instalaciones de adsorción

El principal requisito que debe cumplir el diseño de un lecho de adsorción es que su altura sea superior a la altura de la zona de transferencia de materia (ZTM, Figura). Dicha información debe obtenerse en ensayos en planta piloto, primera fase imprescindible para el correcto diseño de los procesos industriales de adsorción.

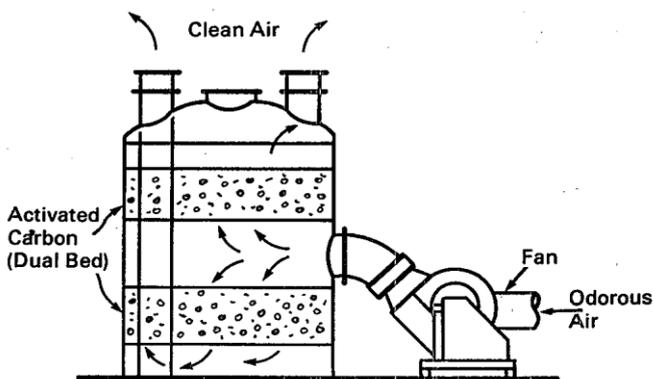
Con frecuencia, la experimentación previa y el diseño posterior se han basado en la eliminación de H₂S, utilizado como medida subrogada, de fácil medición, de la problemática de olores. Sin embargo, en la mayoría de casos, la desodorización de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales requiere la eliminación de una mezcla compleja de compuestos orgánicos que abarcan una extensa gama de pesos moleculares, volatilidades y funcionalidades químicas. En estas condiciones, el potencial de olor se ve afectado por efectos antagónicos o inhibitorios, de modo que no se puede establecer correlación entre la concentración medida analítica o instrumentalmente y la percepción sensorial según ponen de manifiesto los resultados mostrados en la Figura VIII.3 (Anfruns *et al.*, 2010). Deben por tanto combinarse mediciones analíticas y sensoriales para el diseño óptimo de este tipo de operaciones.



Punto	Unidades de Olor (UO_E/m^3)	
	Teórico	Experimental
1	715	$451 < x < 1077$
2	1448	$451 < x < 1077$
3	1488	$208 < x < 451$

Figura VIII.3. Curva de ruptura de una mezcla multicomponente de COVs (izquierda) y comparación de los valores esperados y medidos experimentalmente (derecha).

Los lechos de carbón utilizados para el control de olores en plantas de tratamiento de aguas residuales suelen emplear hasta un máximo de 10.000 Kg de carbón activado (Turk y Bandosz, 2001), con alturas de lecho de hasta un metro y velocidades lineales de 15-25 $m\ min^{-1}$ (Figura VIII.4).



Parámetro	Valor típico
Velocidad lineal	15-25 $m\ min^{-1}$
Altura de lecho	0,1-1,0 m
Tiempo de contacto	0,25-2,0 s
Capacidad de adsorción	10-30%
Eficiencia de adsorción	>98%

Figura VIII.4. Filtro de carbón activado para el tratamiento de olores y valores típicos de diseño y operación (US EPA, 1985).

El coste de la adsorción como sistema de tratamiento de olores es muy variable. La inversión es del orden de 30.000-130.000 € según el caudal de tratamiento y el grado de instrumentación. El principal coste operacional es el asociado a la sustitución del material agotado o de su regeneración, con precios que van de 0,25-4 €/Kg de carbón activado según la tipología de material empleado.

8.4 AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el MEC (CTQ2008-06869 y PET2008_0261) y el Proyecto CONSOLIDER (CSD-2007-0055). Uno de los autores (A.A) agradece a la Universitat de Girona por una beca predoctoral.

8.5 REFERENCIAS

- Anfruns,A., Canals-Batlle,C., Vega, E.,Poch, M., Montes-Morán,M.A., Martín,M.J. (2010). Estudio analítico y olfatométrico del proceso de adsorción multicomponente de compuestos causantes de olores. Actas de la X Reunión del Grupo Español del Carbón. 210-212. Girona.
- Bagreev A.A. y Bandozs, T. J. (2005). On the mechanism of hydrogen sulphide removal from moist air on catalytic carbonaceous adsorbents. *Industrial and Engineering Chemistry Research* 44 (3), 530-538.
- Bandozs T.J. y Le Q. (1998). Evaluation of surface properties of exhausted carbons used as H₂S adsorbents in sewage treatment plants. *Carbon* 36, 39-44.
- Bandozs T.J., Bagreev A, Adib F, Turk A. (2001). Unmodified versus Caustics-Impregnated Carbons for Control of Hydrogen Sulfide Emissions from Sewage Treatment Plants, *Environ Sci Technol*, 34, 1069-1074
- Bansal R.C, Donnet, J.B. y Stoekli H.F. (1988). Active Carbon. Marcel Dekker, Inc. New York.
- Jankowska, H., Swiatkowski, A. y Choma, J. (1991). Active Carbon. New York: *Ellis Horwood*.
- Knaebel K.S.(1995). For your next separation consider adsorption. *Chemical Engineerig*, Nov, 92-102.
- Matviya T. M. y Hayden, R. A. (1994). Catalytic carbon U.S. patent 5,356,849
- Norit. (1995). Introduction to the porous structure of activated carbon. Norit technical Bulletin TB 73/08-05.
- Ros A., 2006. Eliminación de compuestos causantes de olores mediante adsorbentes/catalizadores obtenidos a partir de lodos de depuradora.Tesis doctoral Universitat de Girona. http://www.tdx.cat/TDX/TDX_UdG/TESIS/AVAILABLE/TDX-0426107-132836//tars.pdf
- Steijns M. y Mars, P. (1977) Catalytic oxidation of hydrogen sulphide. Influence of pore structure and chemical composition of various porous substances. *Ind.Eng.Chem.Prod.Res.Dev.*, 16, 35-41.

- Turk A. y Bandosz, T.J. (2001). Adsorption systems for odour treatment. In: *Odours in Wastewater Treatments: measurement, modelling, and control*. eds (Stuetz, R. Frenchen, F.B.), IWA Publishing. 2001. Cornwall, UK.
- Turk A., Sakalis E., Rago O. y Karamitsos H. (1992) Activated carbon systems for removal of light gases. *Ann. N.Y. Academic Science* 661, 221-227
- US EPA (1985). *Odor and Corrosion Control in Sanitary Sewerage Systems and Treatment Plants*. <http://nepis.epa.gov/Exec/ZipPURL.cgi?Dockey=300045C6.txt>

IX

Oxidación biológica

R. Muñoz

Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente

Universidad de Valladolid

IX.1. INTRODUCCIÓN

Las tecnologías biológicas de eliminación de olores están basadas en la oxidación enzimática de los compuestos odoríferos una vez que estos han sido transferidos desde la emisión gaseosa a una fase acuosa donde se encuentran los microorganismos responsables de su biodegradación (figura IX.1). Dichos compuestos (en su mayoría orgánicos, sulfurados y nitrogenados) son oxidados a compuestos con un menor impacto olfativo como CO_2 , H_2O , SO_4^{2-} , NO_3^- y biomasa. Debido a que los mecanismos a través de los cuales se lleva a cabo esta oxidación tienen lugar a presión y temperatura ambiente, dichas tecnologías presentan menores impactos ambientales y costes de operación que sus homólogos físico-químicos. Por ejemplo, su impacto atmosférico en términos de carga de calentamiento global, carga fotoquímica y carga de acidificación es mucho menor que en el caso de la incineración (Lebrero y col. 2009). Del mismo modo, los bajos consumos de reactivos químicos (principalmente asociados al control de pH) y de energía, comparados con lavadores químicos, sistemas de ozonización, filtros de carbón activo e incineradores, hacen que las tecnologías biológicas de eliminación de olores presenten los menores costes de operación entre las mejores técnicas disponibles a día de hoy. En este contexto, costes de operación entre 1 y 6 € (m^3h^{-1})⁻¹ son comúnmente descritos en sistemas biológicos frente a los 4 - 64 € (m^3h^{-1})⁻¹ para tecnologías como incineración térmica y catalítica o adsorción en carbón activo (Delhoménie y Heitz, 2005, Prado y col. 2009). Presentan como desventaja, sin embargo, unos mayores requerimientos de terreno debido a que estos sistemas operan por lo general a tiempos de residencia mayores (2-120 s) que sus equivalentes físico-químicos (1-5 s) (Stuetz y Frechen, 2001). La ausencia de condiciones de operación extremas y de reactivos peligrosos constituye además una ventaja desde el punto de vista de seguridad de los operarios de planta.

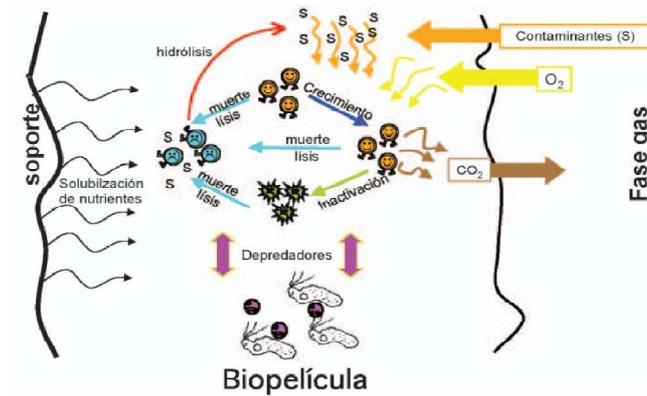


Figura IX.1. Esquema simplificado del proceso de biodegradación de compuestos odoríferos en el caso de biorreactores de biopelícula.

Las tecnologías biológicas constituyen, por tanto, una opción técnica y económicamente viable para la destrucción de compuestos odoríferos provenientes de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs) y plantas de compostaje (Stuetz y Frechen, 2001). La figura IX.2 muestra el campo de aplicación de los sistemas biológicos frente al resto de tecnologías físico-químicas convencionales.

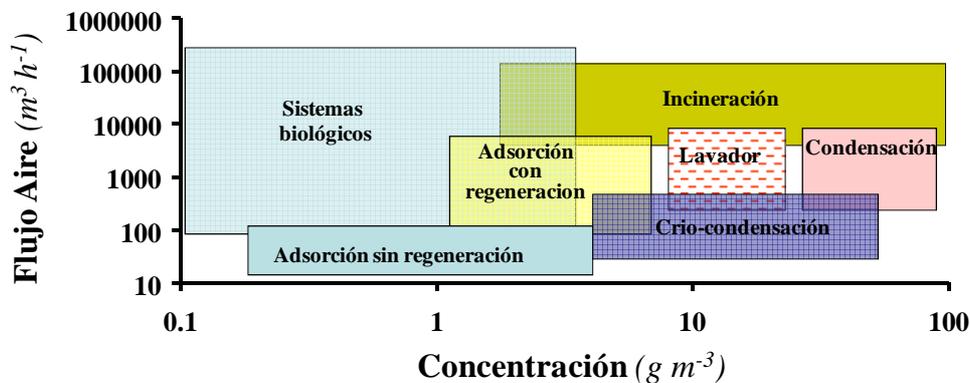


Figura IX.2. Rangos de aplicación óptimos de tecnologías de eliminación de contaminantes gaseosos.

Estudios recientes han demostrado a su vez la alta robustez de las tecnologías biológicas frente a fluctuaciones de carga y temperatura, y fallos de operación (averías en el sistema de regulación de pH, en el de irrigación, paradas de planta, etc.) tanto para la eliminación de compuestos orgánicos volátiles industriales (Kraakman, 2003) como para olores de depuradoras (Lebrero y col. 2010a).

IX.2. FUNDAMENTOS MICROBIOLÓGICOS DE LA OXIDACIÓN BIOLÓGICA DE OLORES

La eliminación biológica de compuestos odoríferos está fundamentada en el uso de los mismos como fuente de carbono y/o energía por parte de los microorganismos presentes en el biorreactor (Revah y Morgan-Sagastume, 2005). Por un lado, los compuestos orgánicos volátiles como terpenos, aldehídos o hidrocarburos son usados como fuente de carbono para la construcción de material celular (mantenimiento y replicación celular) y como fuente de energía (mediante su oxidación a H₂O y CO₂ usando como aceptor de electrones el oxígeno que difunde desde la emisión). Por otro lado, compuestos odoríferos como H₂S y NH₃ son usados por los microorganismos como fuente de energía (mediante su oxidación a sulfato y nitrato, respectivamente) para sostener un mantenimiento y/o crecimiento celular basado en la asimilación de carbono inorgánico del medio. La energía producida en los procesos de oxidación es usada inmediatamente por los microorganismos o almacenada en forma de enlaces de fosfato de alta energía (principalmente en forma de ATP o poli-fosfatos). Es por tanto la habilidad de los microorganismos para usar los compuestos odoríferos como materia prima para su crecimiento y mantenimiento la que hace posible la eliminación biológica de malos olores de EDARs y plantas de compostaje. Para esta labor es necesario por un lado la existencia de un medio acuoso que sustente todas las reacciones metabólicas y por otro lado la presencia de macronutrientes (como nitrógeno, fósforo, azufre, potasio, etc.) y micronutrientes (generalmente metales pesados necesarios para la síntesis de enzimas).

Bacterias y hongos son los dos grupos de microorganismos responsables de la destrucción de olores en la mayoría de los sistemas biológicos de desodorización. Las bacterias presentan altas tasas de crecimiento y biodegradación, una alta resistencia a la toxicidad y un amplio espectro de contaminantes gaseosos a degradar (Figura IX.3a). Sin embargo, su rango de pH óptimo se encuentra en torno a 7 y son imprescindibles altas humedades para un correcto funcionamiento celular. Las bacterias del género *Pseudomonas* se encuentran entre los géneros más comúnmente descritos en biofiltros degradadores de compuestos orgánicos volátiles (Roy y col. 2003). Los

hongos, por su parte, presentan un menor espectro de contaminantes a degradar. Sin embargo, estos soportan bajos pH (2-5), bajas humedades y limitaciones de nutrientes, condiciones habituales en sistemas biológicos como biofiltros y biofiltros percoladores (Figura IX.3b). Este grupo presenta además unas proteínas denominadas hidrofobinas que facilitan el transporte directo de contaminantes hidrofóbicos de la fase gas a las hifas del hongo (Kennes y Veiga, 2004). Hongos del género *Actinomyces*, *Scedosporium* o *Fusarium* han sido ampliamente identificados en la biodegradación de tolueno, hexano, etc.

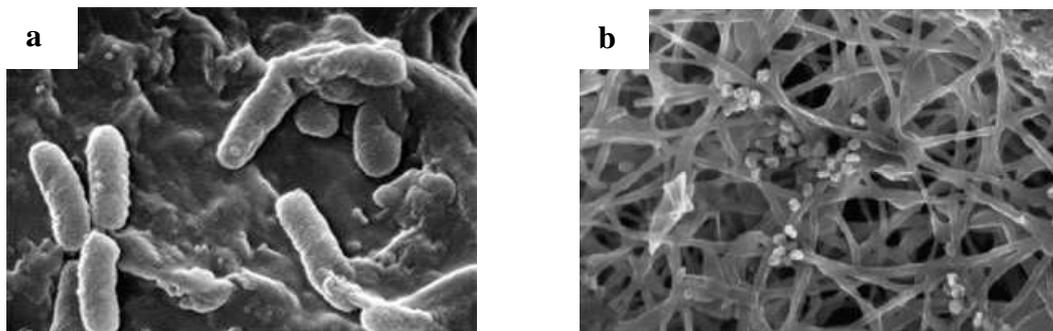


Figura IX.3. Fotografía de barrido electrónico de bacteria del género *Pseudomonas* presentes en un biofiltro degradador de hexano (a) y de hongos del género *Fusarium* (b).

Una vez transferidos estos compuestos odoríferos desde la emisión gaseosa a la fase acuosa donde residen los microorganismos (tanto en suspensión como en biopelícula), estos difunden a través de las paredes y/o membranas celulares hasta el interior de las células donde tiene lugar la destrucción de contaminantes. Esta destrucción se lleva a cabo mediante reacciones catabólicas en serie, denominadas globalmente rutas metabólicas, cuyo resultado es la descomposición de los compuestos odoríferos en metabolitos que puedan entrar en las rutas centrales del metabolismo microbiano. Las rutas metabólicas para la biodegradación de contaminantes dependen tanto del tipo de contaminante a degradar como del tipo de microorganismo, siendo común la existencia de varias rutas dentro de la misma especie de bacterias. La figura IX.4 muestra un esquema de las principales rutas de biodegradación de tolueno.

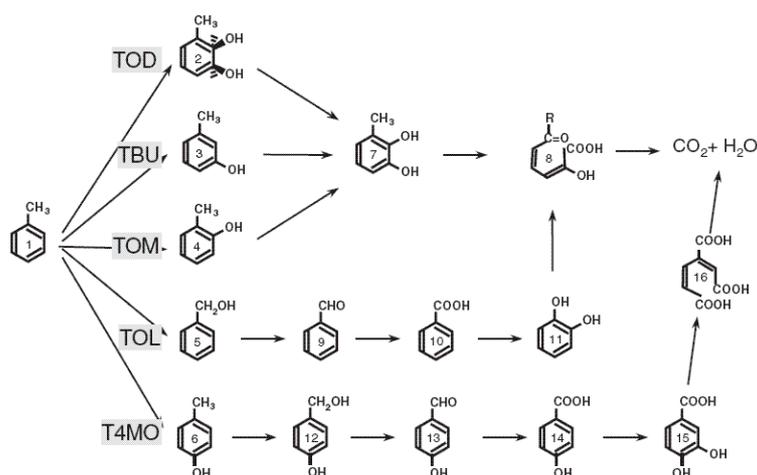


Figura IX.4. Rutas metabólicas de biodegradación de tolueno.

La biodegradación de un compuesto odorífero, como la de cualquier otro contaminante, puede llevarse a cabo mediante su mineralización, su oxidación parcial o su degradación cometabólica. Así, mientras que la mineralización del contaminante es la situación más favorable (transformación del C a CO_2 y biomasa, de N a NO_3^- , de H a H_2O , de S a SO_4^{2-} y de compuestos clorados a CO_2 y HCl), su oxidación parcial (por ejemplo de isopropanol a acetona, de benceno a catecol) conlleva la generación de una corriente residual a tratar. Sin embargo, la oxidación parcial sólo suele tener lugar a altas concentraciones de contaminante (situación muy poco frecuente en tratamiento de olores) o en presencia de poblaciones microbianas con un espectro de fuentes de carbono limitado. La degradación cometabólica ocurre en compuestos muy recalcitrantes (generalmente compuestos muy ramificados o con estructuras anulares muy estables) incapaces de inducir la síntesis de las enzimas necesarias para su destrucción. Su degradación se da mediante las enzimas generadas para la degradación de una segunda fuente de carbono presente en el medio (ej. degradación de tricloroetileno en presencia de metano o fenol). Entre las enzimas más comúnmente involucradas en el proceso de degradación de compuestos orgánicos volátiles están las monooxigenasas y dioxigenasas. Como norma general, la biodegradabilidad de un compuesto está relacionada con la estructura del mismo. Compuestos lineales sencillos como alcoholes, aldehídos, cetonas, ésteres, ácidos orgánicos y aminas son considerados como fácilmente biodegradables. Hidrocarburos y compuestos fenólicos presentan estructuras aromáticas muy estables, lo que conlleva menores

velocidades de degradación. Por últimos, hidrocarburos halogenados e hidrocarburos policíclicos son considerados como extremadamente recalcitrantes por su alta resistencia al ataque microbiano.

La distribución de flujos de carbono durante la biodegradación de compuestos odoríferos está determinada por la termodinámica del proceso de biodegradación, que a su vez está relacionada con la estructura del contaminante (estabilidad de los enlaces). En el caso de contaminantes moderadamente estables como el tolueno, aproximadamente el 50-60 % del carbono va a CO₂, el 30-40 % a biomasa y el 5-10 % a metabolitos extracelulares (Muñoz y col. 2009). Estos rendimientos de biomasa aumentan con el aumento de biodegradabilidad del compuesto. En el caso de poblaciones microbianas oxidadoras de H₂S, los requerimientos de carbono inorgánico están marcados por los rendimientos celulares (0.15-0.2 g biomasa (g H₂S oxidado)⁻¹)

IX.3. FUNDAMENTOS FÍSICOS DE LA OXIDACIÓN BIOLÓGICA DE OLORES

El transporte de los compuestos odoríferos desde la emisión a la fase acuosa que recubre a las biopelículas o que alberga a los microorganismos en suspensión constituye el paso previo a la biodegradación de los contaminantes. De forma general, el flujo volumétrico [$N_{g/l} = \text{kg m}^{-3} \text{ h}^{-1}$] de cada compuesto odorífero desde la fase gaseosa a la fase acuosa se puede describir mediante la siguiente ecuación:

$$N_{g/l} = K_L^{g/l} a \left(\frac{C_g}{K_{g/l}} - C_l \right) \quad (4)$$

Donde $K_L^{g/l} a$ [h^{-1}], C_g [g m^{-3}], C_l [g m^{-3}] y $K_{g/l}$ [adimensional] son el coeficiente volumétrico de transporte gas/agua, la concentración de compuesto odorífero en la fase gas, la concentración de compuesto odorífero en la fase acuosa, y el coeficiente de partición entre la fase gas y la fase acuosa, respectivamente (Stuetz y Frechen, 2001).

Por un lado, los coeficientes volumétricos de transporte son una función de la difusividad del compuesto en agua, de la turbulencia del gas dentro del biorreactor, del tipo y tamaño del relleno

(en el caso de sistemas empacados) o del tamaño de burbuja en sistemas de difusión de lodos activos. A modo de ejemplo, valores $K_L^{g/l}a$ de 700 h⁻¹ y 500-1400 h⁻¹ son comunes en sistemas de difusión de lodos activos a 30 s de tiempo de residencia y en biofiltros percoladores a 5 s de tiempo de residencia, respectivamente (Dorado y col. 2009; Lebrero, 2009).

Los coeficientes de partición gas-agua ($K_{g/l} = \frac{C_g}{C_l}$) pueden estimarse a partir de las constantes de

Henry con ayuda de la ecuación de estado de gases ideales. Es necesario resaltar además que el transporte, y por consiguiente la biodegradación, de compuestos hidrofóbicos (como alcanos, terpenos o ciertos compuestos sulfurados) está a menudo limitado por los bajos gradientes disponibles para el transporte como consecuencia de sus altos coeficientes de partición (Muñoz y col. 2007).

IX.4. TECNOLOGÍAS BIOLÓGICAS DE ELIMINACIÓN DE OLORES

Las tecnologías biológicas más implementadas se pueden clasificar en función del estado de la biomasa y de la fase acuosa. Si la biomasa se encuentra en forma de biopelícula podemos tener biofiltros (fase acuosa fija) y biofiltros percoladores (fase acuosa recirculando), mientras que si la biomasa se encuentra en suspensión podemos tener biolavadores y sistemas de difusión en lodos activos. Para una revisión más detallada de estas tecnologías ver Lebrero y col. (2010b).

IX.4.1 Biofiltros

Un biofiltro es básicamente un lecho empacado que sirve de soporte (y en algunos casos de fuente de nutrientes) para la adhesión de una biopelícula que lleva a cabo la biodegradación de los compuestos odoríferos que difunden desde la emisión gaseosa (figura IX.5). En

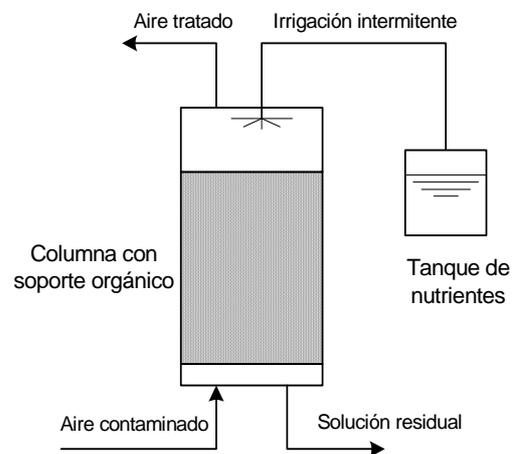


Figura IX.5. Diagrama esquemático de un biofiltro.

una revisión de literatura realizada para este capítulo de 68 sistemas de desodorización a escala piloto e industrial (86% sistemas biológicos-64% biofiltros) un 40% de los biofiltros usaba madera (raíces, viruta o corteza) como soporte, un 25% compost, mientras que un 20% usaban soporte inorgánicos (materiales cerámicos, carbón activo, perlita, poliestireno) bien como soporte único o bien como soporte estructural en combinación con soportes orgánicos. Puesto que la superficie de la biopelícula en los biofiltros no está totalmente cubierta por una película de agua, estos sistemas son comúnmente usados en la industria para el tratamiento de COVs moderadamente hidrofóbicos ($K_{g/l} < 10$) debido a la mejor transferencia gas-biopelícula (Revah y Morgan-Sagastume, 2005). Su principal limitación es la elevada superficie necesaria para su instalación ya que los tiempos de residencia del gas son elevados (de 20 s a 2 min) y su altura no suele exceder 1.5 m con el fin de limitar la pérdida de carga del sistema ($< 10 \text{ cm H}_2\text{O}$). Otra de sus limitaciones es la falta de control sobre las condiciones de crecimiento de los microorganismos como pH, temperatura, humedad, aporte de nutrientes o acumulación de metabolitos de degradación (p.e. concentraciones $> 25 \text{ g SO}_4^{2-} / \text{kg}$ compost inhiben la actividad biológica). A este respecto, los biofiltros de hongos son especialmente interesantes ya que por un lado estos microorganismos son capaces de crecer a bajos pHs y bajos contenidos de humedad, y por otro lado, su crecimiento en forma micelial aumenta la superficie de transferencia gas-biopelícula. Los biofiltros presentan eficacias de eliminación de H_2S y compuestos orgánicos volátiles del 90-100 % y costes de inversión de 5-68 € $\text{m}^{-3}\text{h}^{-1}$. Por todas las razones expuestas anteriormente los biofiltros son la tecnología biológica más utilizada. A modo de ejemplo, más de 300 biofiltros se encontraban en operación en los Estados Unidos en 2005 (Iranpour y col. 2005).

IX.3.2 Biofiltros percoladores

Un biofiltro percolador está formado por una columna empacada con material inerte (plásticos, resinas, material cerámico, rocas...) en la que se encuentran inmovilizados los microorganismos y a través de la cual se recircula una solución de nutrientes a una velocidad de $10\text{-}30 \text{ l min}^{-1} (\text{m}^3_{\text{lecho}})^{-1}$ (figura IX.6). Los compuestos odoríferos son inicialmente absorbidos en la película acuosa que rodea la biopelícula y posteriormente degradados por la biopelícula. La elevada superficie de

contacto gas-líquido suministrada por el lecho empacado permite la operación de estos sistemas a tiempos de residencia entre 1-10 s con eliminaciones de H₂S superiores al 99%. La presencia de una fase acuosa continua permite un control adecuado de la actividad microbiológica dentro del sistema pero limita su eficiencia para el tratamiento de compuestos odoríferos hidrofóbicos. Presentan además bajos costes de inversión (5-20 € (m³ h⁻¹)⁻¹) (Stuetz y Frechen, 2001; Delhoménie y Heitz, 2005).

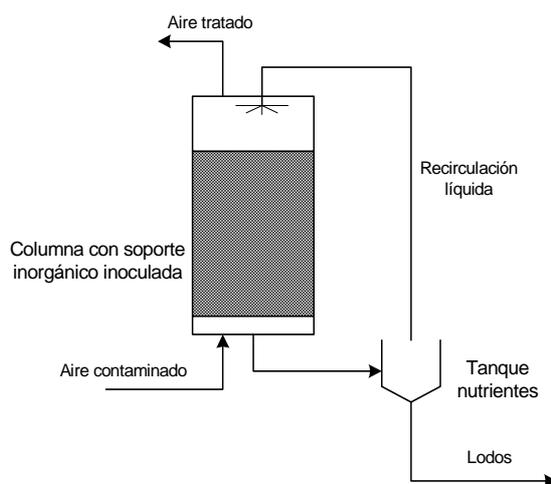


Figura IX.6. Diagrama esquemático de un biofiltro percolador

IX.3.3 Biolavadores

Están constituidos por una torre de absorción (a menudo empacada para aumentar el contacto gas-líquido) donde se da la transferencia de los contaminantes odoríferos a una solución acuosa recirculante, acoplada a un segundo reactor de cultivo en suspensión donde tiene lugar la biodegradación (figura IX.7). Presentan excelentes eficiencias de eliminación de H₂S (≈ 99 %) y de compuestos odoríferos hidrofílicos ($K_{g/l} < 0.01$) (Kennes y Thalasso, 1998; Hansen y Rindel, 2000). Parte del cultivo bacteriano presente en el reactor se purga periódicamente y se

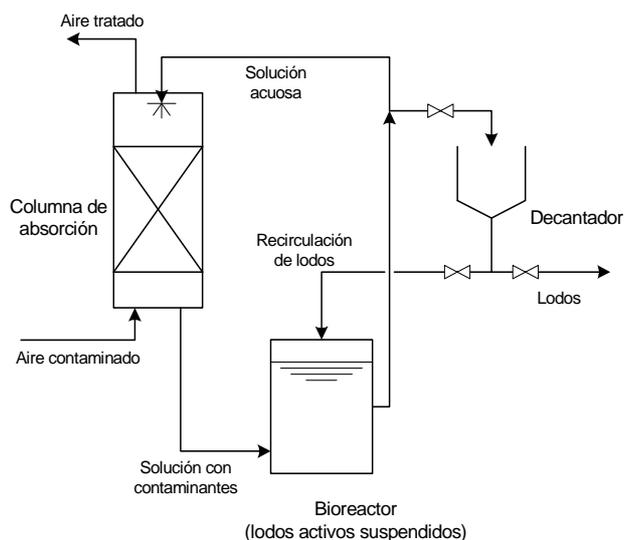


Figura IX.7. Diagrama esquemático de un biolavador.

reemplaza por un medio mineral con el fin de mantener una concentración de sales por debajo de niveles inhibitorios (2% peso) y aportar los nutrientes necesarios para el crecimiento microbiano. Ofrecen un buen control de las condiciones de crecimiento microbiano (temperatura, pH, humedad y prevención de la acumulación de metabolitos inhibitorios). Su principal limitación reside en los altos costes de construcción (23-92 € m⁻³h⁻¹) y en las bajas eliminaciones cuando las emisiones odoríferas tienen una elevada fracción de compuestos orgánicos volátiles hidrofóbicos.

IX.3.4 Difusión en Lodos Activos

Los sistemas de difusión en lodos activos (AS) representan una opción tecnológica de alto rendimiento y bajos requerimientos de terreno para la desodorización de emisiones de EDARs. En los sistemas de difusión AS, las emisiones odoríferas son introducidas en el tanque de aeración junto con el aire necesario para satisfacer la demanda biológica de oxígeno del agua residual (figura IX.8) (Stuetz y Frechen, 2001). Los compuestos odoríferos difunden en el medio de cultivo junto con el O₂, siendo posteriormente degradados por la comunidad microbiana presente en los lodos activos. En plantas adecuadamente diseñadas, las emisiones de malos olores suponen entre un 20 y un 100 % de los requerimientos totales de aeración de la planta, aunque el uso de cubiertas de alto nivel puede generar emisiones odoríferas mayores que los requerimientos de aeración. Estos sistemas de tratamiento presentan todos los méritos de los sistemas biológicos convencionales (bajos costes de operación, respeto por el medio ambiente), al tiempo que permiten superar la mayoría de sus limitaciones (secado, canalizaciones, y problemas estructurales en el lecho, control de pH y acumulación de metabolitos tóxicos en sistemas de biofiltración, altos costes de inmovilizado en biolavadores, etc.). Además, el uso de los tanques de aeración existentes en planta como sistema de eliminación de olores presenta una ventaja competitiva desde el punto de vista económico en plantas con limitaciones de disponibilidad de terreno y sistemas de aeración por difusión ya implantados. Eficiencias de eliminación de olor mayores del 99 % han sido descritas en sistemas de difusión AS de EDARs durante el tratamiento de emisiones odoríferas procedentes de instalaciones de compostaje (Ostojic y col. 1992). Del mismo modo, Bokwer (2000) encontró eficiencias de desodorización del 99.9 % a concentraciones de H₂S de 120 ppm, lo que confirma el

enorme potencial de esta biotecnología de tratamiento. Por otro lado, los problemas de operación derivados de la corrosión por ácido sulfhídrico en tuberías, compresores o filtros pueden minimizarse mediante el empleo de materiales resistentes a la corrosión (PVC, fibra de vidrio o acero inoxidable) o trampas de humedad (Stuetz y Frechen, 2001).

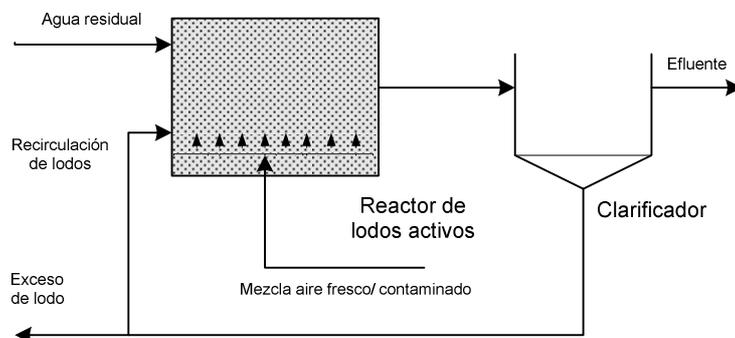


Figura IX.8. Diagrama esquemático de un sistema de difusión en lodos activos.

IX.5. AGRADECIMIENTOS

Se agradece la financiación del contrato RYC-2007-01667, y muy especialmente de los proyectos NOVEDAR-Consolider (CSD2007-00055) y CTQ2009-07601

IX.6. REFERENCIAS

- Bowker R.P. (2000). Biological odour control by diffusion into activated sludge basins. *Wat. Sci. Technol*, 41(6), 127-132.
- Delhoménie M.C. y Heitz M. (2005). Biofiltration of Air: A Review. *Critical Reviews in Biotechnology*, 25, 53-72.
- Dorado A. D. Rodríguez G. Ribera G. Bonsfills A. Gabriel D. Lafuente J. Gamisans X. (2009). Evaluation of Mass Transfer Coefficients in Biotrickling Filters: Experimental Determination and Comparison to Correlations. *Chemical Eng. Technol*, 32(12), 1941-1950.
- Iranpour R. Cox H.H.J. Deshusses M.A. Schroeder E.D. (2005). Literature Review of air pollution control biofilters and biotrickling filters for odor and volatile organic compound removal. *Environmental Progress*, 5 (3), 254-267.
- Hansen N.G. y Rindel K. (2000). Bioscrubbing, an effective and economic solution to odour control at wastewater treatment plant. *Wat. Sci. Technol*, 41 (6), 155-164 .
- Kraakman N.J.R. (2003). Robustness of a full-scale biological system treating industrial CS₂ emissions. *Environmental Progress*, 22(2), 79-85.

- Kennes C. y Thalasso F. (1998). Waste Gas Biotreatment Technology. *J. Chem. Technol. Biotechnol*, 72, 303-319.
- Kennes C. y Veiga M.C. (2004). Fungal biocatalysts in the biofiltration of VOC polluted air. *J. Biotechnol*, 113, 305–319.
- Lebrero R. Barcón T. Omil F. Fdz-Polanco F. Muñoz R. (2009). Estudio de la viabilidad técnico-económica del tratamiento de olores de EDARs. In: *El Reto de la Eficiencia Económica en EDAR: Integrando la Economía en la Concepción, Rediseño y Gestión de EDAR*. Edited by: Hernández F, Fdz-Polanco F. 177-209. ISBN-13:978-84-692-8004-1.
- Lebrero R. (2009). A comparative study of two biological processes for odour treatment: biofiltration vs. activated sludge diffusion. Diploma de Estudios Avanzados. Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente. Universidad de Valladolid.
- Lebrero R. Rodríguez E. Martín M. García-Encina P. Muñoz R. (2010a). Odour Abatement Robustness in Biofilters and Activated Sludge Diffusion Systems: A comparative study. *Water Res*, (enviado a publicación).
- Lebrero R. Bouchy L. Stuetz R. Muñoz R. (2010b). Odour Assessment and Management in Wastewater Treatment Plants – a review. *Critical reviews in Environmental Science and Technology*, (en prensa).
- Muñoz R. Villaverde S. Guieysse B. Revah S. (2007). Two phase partitioning bioreactors for the treatment of volatile organic compounds. *Biot. Adv*, 25(4), 410-422.
- Muñoz R. Hernández M. Segura A. Gouveia J. Rojas A. Villaverde S. (2009). Continuous cultures of *Pseudomonas putida* mt-2 overcome catabolic function loss under real case operating conditions. *Appl. Microbiol Biot*, 83(1), 189-198.
- Ostojic N.L. (1992). Activated Sludge Treatment for Odor Control. *BioCycle*, Apr. 33,4; ABI/INFORM Global pp 74.
- Prado O.J. Gabriel D. Lafuente J. (2009). Economical assessment of the design, construction and operation of open bed biofilters for waste gas treatment. *J. Environ. Manag*, 90(8), 2515-2523.
- Revah S. y Morgan-Sagastume J.M. (2005). Methods of Odor and VOC control. *Biotechnology for odor and air pollution control*, 29-63.
- Roy S. Gendron J. Delhomenie M.C. Bibeau L. Heitz M. Brzezinski L. (2003). *Pseudomonas putida* as the dominant toluene-degrading bacterial species during air decontamination by biofiltration, *Appl. Microbiol. Biot*, 61, 366-373.
- Stuetz R.M. y Frechen F.B. (2001). *Odours in Wastewater Treatments: measurement, modelling and control*, IWA Publishing 2001. Cornwall, UK.

X

**Sistemas Avanzados de Tratamiento de Olores: Aplicación a
Casos Reales**

Sílvia Nadal

Sistemas y Tecnologías Ambientales, S. A.

X.1. SISTEMAS DISPONIBLES

Para el tratamiento de las emisiones con cargas odoríferas suelen adoptarse, según el origen de la emisión, alguna (o una combinación) de las tecnologías que se indican a continuación.

- Sistemas de lavado de gases o scrubbers (normalmente combinando varias etapas, p.ej, ácida/básico-oxidante/básica) para eliminar los diferentes compuestos causantes de los olores)
- Sistemas de adsorción (Objeto de otra ponencia)
- Sistemas de biofiltración convencional (Objeto de otra ponencia)
- Sistemas de biofiltración avanzada (Filtros Biológicos Avanzados) (Objeto de otra ponencia)
- Sistemas de tratamiento de oxidación térmica regenerativa en la depuración de las emisiones de los procesos de secado térmico de fangos
- Depuración con filtros biopercoladores de gases (“Biotrickling”),...
- Tecnologías de fotocátalisis

Nota: se descartan por poco eficaces las actuaciones de aspersión de enmascarantes, secuestrantes,...

A continuación pasan a describirse brevemente estas tecnologías.

X.2. SISTEMAS DE LAVADO QUÍMICO (“SCRUBBER”)

Alcance de la tecnología

Esta tecnología conocida usualmente como sistema de lavado de gases es eficaz para tratar emisiones contaminadas con partículas y con compuestos polares como los compuestos inorgánicos H₂S, NH₃, aminas, y de algunos Compuestos Orgánicos Volátiles hidrosolubles como el metanol, la acetona,...

Descripción del funcionamiento

En los sistemas de absorción a contracorriente se introduce por la parte inferior el gas residual a tratar y por la parte superior de la columna la solución absorbente (figura X.1). Para mejorar la eficiencia del sistema se debe incrementar el área y el tiempo de contacto entre ambas corrientes lo cual se consigue introduciendo en la columna rellenos sintéticos.

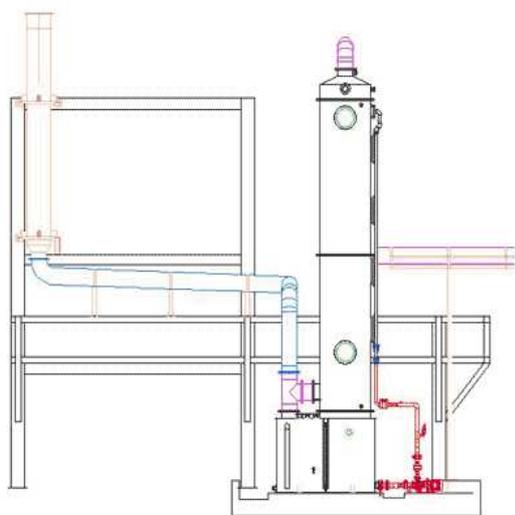


Figura X.1. Sistema de absorción a contracorriente, esquema (izda.) y fotografía (dcha.).

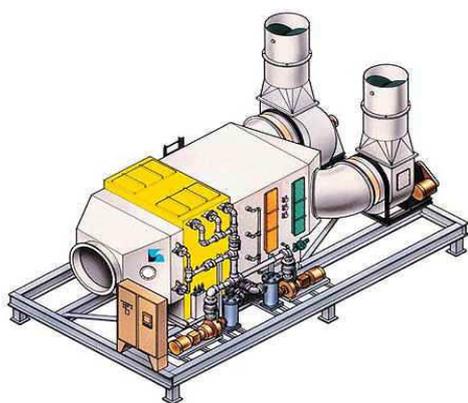


Figura X.2. Sistema de absorción a contracorriente, esquema (izda.) y fotografía (dcha.).

Cuando el caudal de gases a tratar es muy elevado entonces la disposición de los scrubbers suele ser horizontal y la dirección de los flujos del aire a tratar y de la solución absorbente cruzada (figura X.2).

Las soluciones absorbentes utilizadas dependen de los contaminantes presentes en los gases a tratar y en algunos casos es incluso necesario la realización de varias etapas de lavado para conseguir eliminar los contaminantes. A modo de ejemplo, para eliminar los olores, debidos a H_2S , mercaptanos y amoníaco de la emisión gaseosa del proceso de secado de fangos de una planta depuradora de aguas residuales, típicamente se propone realizar el lavado de dicha emisión en tres etapas consecutivas.

- En la primera etapa se realiza un lavado ácido. El pH se mantiene dentro de los parámetros óptimos de funcionamiento mediante del control de pH y la adición del ácido sulfúrico que se requiera para el mantenimiento del pH.
- En la segunda etapa se realiza un lavado alcalino. El pH se mantiene dentro de los parámetros óptimos de funcionamiento (entre 12 y 13 pH) mediante un control de pH y la adición de hidróxido sódico.
- En la tercera etapa en la cuál se lleva a cabo un lavado básico-oxidante hay también un control de pH que gobierna la adición de una solución de hidróxido sódico y un analizador del potencial redox (o de cloro libre) que regula la alimentación de hipoclorito sódico.

El sistema controla en continuo el nivel de los 3 depósitos de almacenaje de los líquidos de absorción de las torres. Si el nivel baja de un valor fijado, las torres 1 y 3 se llenan con agua fresca mientras que la segunda torre se llena con líquido residual de la tercera torre. Es importante indicar que el funcionamiento de las torres de lavado genera un efluente que deberá ser tratado adecuadamente antes de su vertido a un colector, al alcantarillado público o mediante una dilución a la cabecera de una EDAR. En el caso expuesto anteriormente, el líquido residual de la primera torre contendrá sulfato de amonio y sulfatos de aminos mientras que el de la segunda torre tendrá sulfuro de sodio. Ambos efluentes deberán ser tratados por separado en una depuradora de aguas residuales.

Características del sistema de “scrubber”

- Eficiencia elevada tan solo para compuestos hidrosolubles (es decir muy polares), como: H_2S , NH_3 , mercaptanos, aminas, metanol,...
- Aplicable a todo tipo de caudales.
- Posibilidad de emplear reactivos para fijar los contaminantes de interés (p.ej. lavado con ácidos) o degradarlos (lavado oxidante con hipoclorito sódico o peróxido de hidrógeno).

Es una tecnología interesante pues el coste de inversión es moderado si se compara con otras técnicas de destrucción de COV pero en su contra hay que comentar que requiere un control intensivo y específico del grado de agotamiento de la solución absorbente y que su funcionamiento genera un residuo líquido que se debe gestionar como tal.

Cabe considerar la existencia de distintos tipos de relleno en los “scrubbers”, los más clásicos son los de tipo “saddle” o de tipo Pall Ring hasta los de nuevo cuño como Q-PAC que presenta mayor superficie de contacto y mucha menor contrapresión que los anteriores (figura X.3).



Figura X.3. Diferentes tipos de relleno utilizados en scrubbers: Pall Ring (izda.), Saddle (centro) y Q-PAC (dcha.).

X.3. BIOFILTRACIÓN

Alcance de la tecnología

Los procesos de biofiltración se aplican para tratar emisiones de baja concentración, como los que habitualmente se presentan en las emisiones de olor y sobre todo cuyos contaminantes sean susceptibles de biodegradación.

Descripción del funcionamiento

El proceso de depuración de gases mediante biofiltración consta generalmente de un pretratamiento de lavado que filtra y acondiciona el aire a tratar, haciendo que alcance la temperatura y la humedad óptimas para el tratamiento biológico posterior (figura X.4). El biofiltro propiamente dicho está formado por una estructura porosa e inerte que sirve de soporte de los cultivos bacterianos que realizan la depuración (figura X.5). A medida que el gas atraviesa el lecho filtrante, los contaminantes y nutrientes son incorporados por los microorganismos presentes en el biofiltro que los transforman en compuestos inocuos.

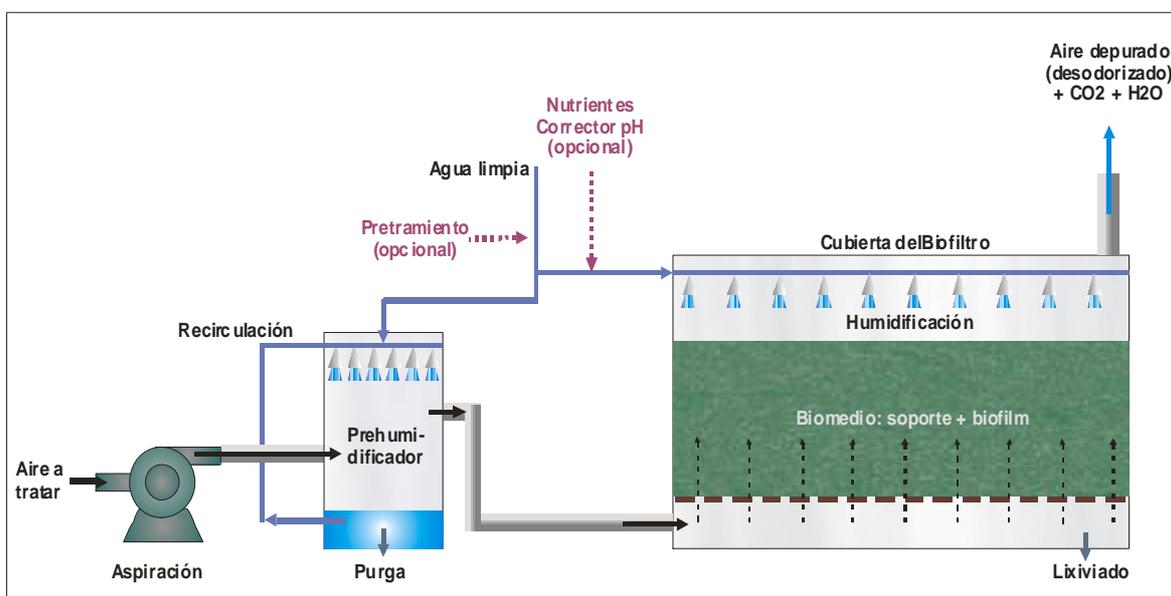


Figura X.4. Esquema 2D de un sistema de biofiltración.

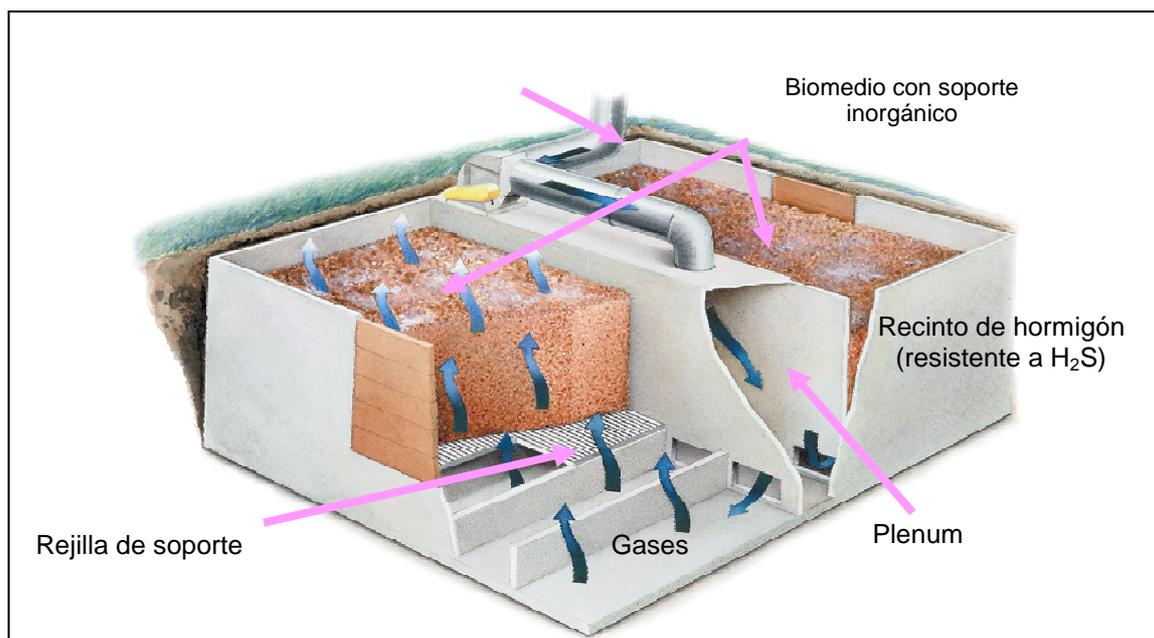


Figura X.5. Esquema 3D de un sistema de biofiltración con dos secciones y un “plenum”.

La biofiltración de corrientes gaseosas para su depuración es un tratamiento destructivo de compuestos orgánicos volátiles (COV) y otras sustancias con significación odorífera (como amoníaco y ácido sulfhídrico) típicamente presentes en las emisiones o en el aire ambiente procedentes tanto de las infraestructuras de tratamiento ambiental (EDAR's, estaciones de bombeo de aguas residuales, plantas de tratamiento de fangos y/o residuos, plantas de compostaje, plantas de clasificación de RSU's,...) como de distintos procesos industriales (mataderos, industria alimentaria diversa, producción de piensos, industria química,...)

Características del sistema de biofiltración

- Se trata de una tecnología sostenible que se desarrolla bajo premisas totalmente enmarcadas en procesos de tipo natural.
- La biofiltración se produce sobre un lecho fijo filtrante con una superficie microbiológicamente activa respecto la cual se mantiene una humedad apropiada, una disponibilidad garantizada de nutrientes y con el mantenimiento de unas condiciones fisicoquímicas apropiadas como intervalos de pH y temperatura adecuados, ausencia de sustancias tóxicas por debajo de un umbral determinado que puedan alterar o inhibir el

proceso de biodegradación y también la ausencia de partículas u otras sustancias que puedan disminuir la permeabilidad del medio.

- En la biofiltración se produce la destrucción completa de los contaminantes (es decir sin que se verifique una transferencia entre fases de la contaminación) presentes en la corriente gaseosa a tratar que percola (en dirección ascendente o descendente) a través de un medio. En este sentido cabe añadir que el rendimiento de depuración de los biofiltros con biomedios de alta eficacia (como los de tipo inorgánico modificado) puede ser >95% de la concentración de olor.

Consideraciones sobre la tecnología

Los procesos de biofiltración tienen unos costes de inversión y explotación inferiores a los de las tecnologías de depuración por oxidación, ya sea térmica o catalítica pero su campo de aplicación queda restringido al caso de COV's biodegradables y a emisiones con concentraciones moderadas de H₂S o NH₃.

Cabe señalar que en los sistemas de biofiltración avanzados el rendimiento del proceso es más eficiente que en los tradicionales, dado que el filtro es cerrado para evitar problemas de olores, y de crecimiento vegetal y a en los biofiltros de alta tecnología el relleno suele ser inerte en vez de orgánico (turba, restos vegetales como pelo de coco, compost, plumas, ...) para evitar que los microorganismos lo ataquen y pierda sus cualidades físicas.

A continuación se describen las dos variantes tecnológicas en las que puede dividirse la biofiltración:

Biofiltros convencionales

Los biomedios convencionales utilizados en los biofiltros tradicionales consisten principalmente en mezclas de materiales de origen vegetal (como turba, tacos de madera, raíces, corteza, fibra de coco,...) mezcladas en distintas proporciones que inevitablemente empiezan a descomponerse a partir del momento de la propia instalación del biofiltro. Como consecuencia de dicha descomposición del medio se produce una compactación del material que se traduce en una

disminución progresiva de la permeabilidad de la circulación de los gases a tratar que puede llegar a colapsar algunas zonas del biofiltro mientras en la periferia de dichas zonas se producen canales preferenciales donde los gases circulan a gran velocidad, es decir sin depurarse suficientemente con la consiguiente pérdida de la eficacia global.

A continuación se describen las prestaciones de los biofiltros convencionales;

- Materiales de origen natural (con diversidad de prestaciones)
- Baja regularidad morfológica (canalículos preferenciales)
- Bajo-medio tiempo de contacto específico (menor eficacia específica)
- No es posible esterilizarlos desde inicio (presencia de microorganismos espúreos, no será posible emplear microorganismos seleccionados)
- Degradación progresiva desde la propia puesta en marcha
- Merma de resistencia mecánica (menor durabilidad)
- Compactación creciente que produce un aumento de la contrapresión (con un incremento paralelo de los costes de explotación debidos a la ventilación) y a la formación de canales preferenciales (que producen pérdidas de eficacia de depuración que se visualizan principalmente en los biofiltros cerrados)
- Olor intrínseco elevado (menor capacidad de cumplimiento de límites exigentes)
- Baja-media área superficial que implica la necesidad de una mayor altura de lecho (lo que se traduce en una mayor tendencia a la compactación)
- Insuficiente capacidad de explotar la capacidad de sorción y por tanto dificultades de tratamiento con buena eficacia de corrientes de composición o caudal irregulares
- Densidad de microorganismos baja y generalmente muy “biodiversa” (con baja proporción de individuos “útiles”)
- Máxima eficacia al cabo de semanas (a partir de aquí empezará a disminuir inexorablemente)

- Vida “útil” relativamente baja (de meses a 2-3 años en el mejor de los casos)
- Requerimiento de mayor espacio ocupado por el biofiltro
- Imposibilidad de garantizar inequívocamente requerimientos bastante exigentes de eficacia (que para los biofiltros convencionales típicamente es de 70 a 90%), emisiones finales con baja concentración final de olor (normalmente para este tipo de biofiltros es $>1500\text{uoE}/\text{m}^3$), insuficiente disponibilidad a plena capacidad ($<90\%$) y/o vida útil no muy prolongada (típicamente <3 años)

Por ello los biofiltros convencionales no son susceptibles de aplicación para requerimientos muy estrictos.

Biofiltros de Altas Prestaciones: Filtros Biológicos Avanzados (FBA)

Para minimizar todos los inconvenientes descritos anteriormente, se ha desarrollado un medio biotecnológicamente avanzado y homogéneo consistente en una fase inorgánica macroporosa y una fase orgánica refractaria a la biodegradación. En los sistemas de biofiltración de lecho inorgánico de alta tecnología el medio consiste en una mezcla de un 75-80% de soporte inorgánico y de un 25-20% de fase orgánica.

- La fracción inorgánica actúa como soporte de elevada resistencia ofreciendo una resistencia mecánica estructural, una mayor porosidad y una capacidad de adsorción de agua superior que los medios orgánicos tradicionales
- La parte orgánica por otra parte proporciona nutrientes, adsorbe distintos contaminantes y optimiza la capacidad de fijación de los microorganismos responsables del proceso de biodegradación en el biofiltro.
- Una de las principales ventajas de los sistemas de biofiltración inorgánicos es que en ellos se efectúa la inoculación del soporte con microorganismos específicos de origen natural de forma que todos los microorganismos presentes en el medio realizan la depuración de los gases.

- Dada la especificidad de actuación de los microorganismos útiles y la inexistencia de degradación del soporte inorgánico modificado se produce una minimización del olor intrínseco del proceso de biodegradación (típicamente $<100\text{uOE}/\text{m}^3$), por lo cuál la emisión final, en comparación con el caso de los biofiltros con soporte de tipo orgánico, presentará una menor concentración final de olor.
- La capacidad de adsorción y la inoculación de microorganismos en origen permiten disponer (y mantener) de la máxima eficiencia de depuración desde el primer día de funcionamiento (tanto después de la 1ª instalación como en los sucesivos recambios del biomedio).
- El soporte inorgánico modificado conserva íntegras sus propiedades estructurales a lo largo del tiempo y, en consecuencia, su elevada eficacia de depuración, debido a que la porosidad, la homogeneidad de la distribución geométrica en el seno del lecho del biofiltro y también la de la humedad, la de la dinámica de la población de microorganismos,..., permanecen prácticamente inalterables en el tiempo.
- En resumen puede indicarse que las prestaciones de los biomedios avanzados con soportes inorgánicos modificados empleados en los FBA permiten disponer de una máxima eficacia de desodorización garantizable ($\geq 95\%$, con concentraciones finales de olor típicas $<1000\text{uOE}/\text{m}^3$), una disponibilidad a plena capacidad del 98% y una vida útil prolongada (≥ 8 años).



Figura X.6. Filtro biológico avanzado en el secado de fangos de una EDAR.

Aplicaciones

Los biofiltros suelen aplicarse en el tratamiento de gases con una baja concentración de contaminantes como ocurre en la gran mayoría de los tratamientos de eliminación de olores (por ejemplo en las depuradoras de aguas residuales, plantas de compostaje, plantas de tratamiento de estiércol, mataderos,...) y en las emisiones industriales que se caracterizan por su olor aunque la concentración de contaminantes sea baja (como en tostaderos de café, fábricas de aromas y fragancias,...). También resulta indicada la biofiltración en las industrias químicas, farmacéuticas y alimentarias cuyas emisiones sean biodegradables.



Figura X.7. Izquierda: Filtro Biológico Avanzado en el tratamiento del aire de la zona de pretratamiento de una EDAR (Dinamarca) Derecha: Filtro Biológico Avanzado soterrado en el tratamiento de aire de pretratamiento y de decantadores de una EDAR (Noruega).

X.4. TECNOLOGÍAS BIOLÓGICAS DE INTERÉS EMERGENTE: FILTROS PERCOLADORES BIOLÓGICOS (BIOTRICKLING).

Descripción

En los filtros percoladores biológicos el aire contaminado pasa a través de un lecho relleno que contiene microorganismos adheridos al mismo y que continuamente está sometido a recirculación acuosa (figura X.8). Los contaminantes a depurar se disuelven en el líquido de lavado que circula a través del relleno haciéndose accesibles a la acción biodegradativa de los microorganismos incluidos en el biofilm. El líquido proporciona humedad, nutrientes y el control del pH. El exceso de biomasa se arrastra por lixiviación y después se purga. En los filtros percoladores biológicos los soportes de

fijación de los microorganismos pueden ser similares a los que se utilizan en los scrubber (anillos Raschig o Pall,...) o también otros como rejillas plásticas, lava volcánica, espuma de poliuretano, mixtos,...

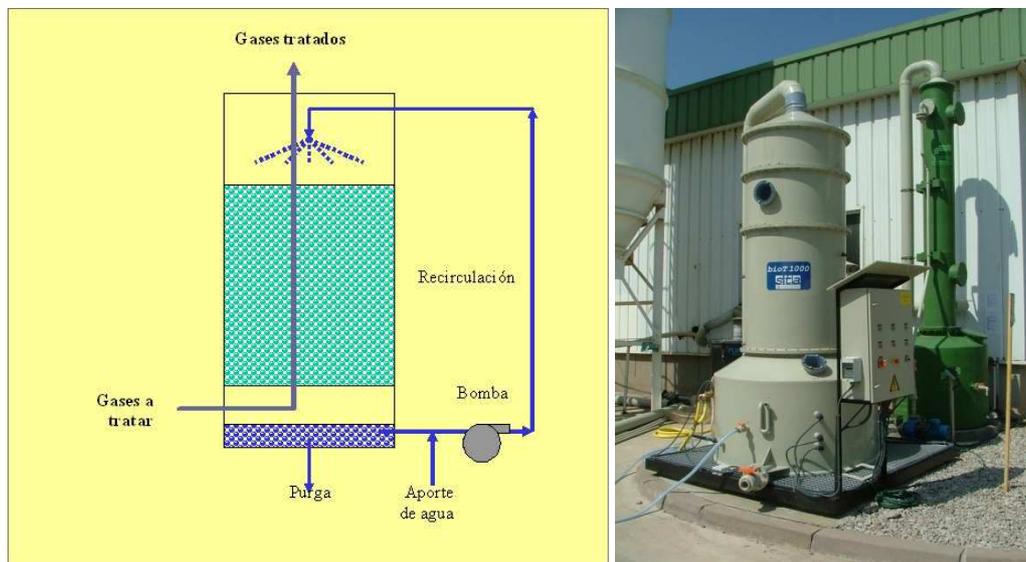


Figura X.8. Izquierda: esquema de reactor de biotrickling. Derecha: Biotrickling en el tratamiento de emisiones de la deshidratación y la digestión de fangos de una EDAR en Montornés (Barcelona).

Comentarios

Se debe destacar que el tiempo de residencia de los gases en el interior de los filtros percoladores biológicos son inferiores a los de los biofiltros y algo superiores que los de los scrubbers, pero respecto a estos últimos no requieren consumo de productos químicos.

X.5. SISTEMAS DE OXIDACIÓN TÉRMICA

Descripción

La oxidación térmica se produce a elevadas temperaturas y se basa en que los COV permanezcan un determinado tiempo a estas temperaturas para que puedan convertirse en dióxido de carbono y vapor de agua (figura X.9).

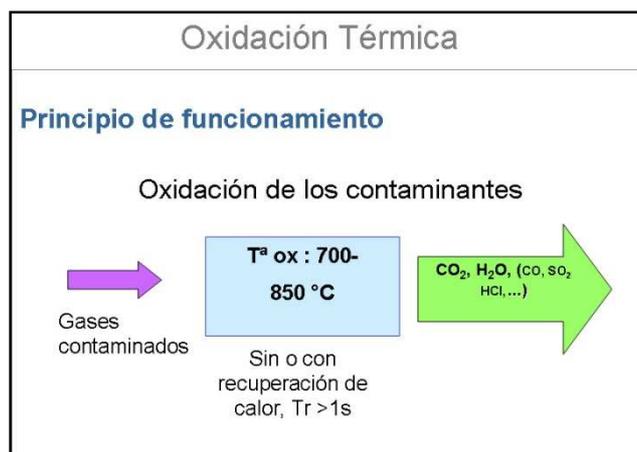


Figura X.9. Principio de funcionamiento de la oxidación térmica.

Las condiciones típicas para una oxidación térmica son las siguientes:

- Temperaturas en la cámara de combustión entre 760 y 850 °C .
- Tiempo de permanencia entre 0.5 y 1 segundos.

El diseño del sistema de oxidación debe ser capaz de proporcionar una mezcla efectiva de los gases que asegure una elevada eficacia de depuración. Bajo las condiciones anteriormente señaladas, la oxidación consiste en calentar los gases contaminados de proceso que contienen los contaminantes hasta la temperatura de oxidación y mantenerlos a esta temperatura durante un determinado tiempo de permanencia. La relación tiempo/temperatura es fundamental para conseguir la eficacia de destrucción de los contaminantes a depurar. La oxidación térmica alcanza típicamente eficacias de destrucción superiores al 99% y pueden diseñarse para alcanzar eficacias de hasta el 99.9% lo que conlleva mayores temperaturas de funcionamiento en la cámara de combustión, mayores tiempos de permanencia y otros factores que aumentan la eficacia de destrucción. El calor generado en el proceso exotérmico de la combustión de los COV reduce las necesidades de combustible auxiliar.

Oxidación térmica regenerativa

El funcionamiento de estos sistemas consiste según se indica en el diagrama adjunto (figura X.10) en precalentar los gases a tratar mediante un intercambiador de calor cerámico de gran eficiencia

(>95%). A continuación los gases pasan por la cámara de combustión, donde se mantienen a la temperatura de oxidación (durante 1 segundo aproximadamente) mediante un quemador auxiliar de gas, de manera que los COV se oxidan produciendo CO_2 y H_2O . Posteriormente, los gases calientes atraviesan un segundo lecho cerámico cediendo el calor acumulado. El funcionamiento de un sistema de oxidación térmico regenerativo es cíclico, es decir cuando un lecho cerámico está caliente tras haber sido atravesado por los gases ya tratados a alta temperatura, se invierte el paso, y a partir de entonces circulan a su través gases fríos contaminados. De esta manera el lecho cede su calor y los gases alcanzan la cámara de combustión suficientemente calientes. Cuando este lecho se enfría se produce un nuevo cambio del sentido de paso de los gases. Para mejorar la eficiencia del proceso, y así evitar la transferencia de compuestos contaminados a la atmósfera durante el proceso de cambio de sentido de funcionamiento, se diseñan equipos con tres lechos cerámicos, de forma que antes que un lecho que ha funcionado como entrada pase a funcionar como salida, se le realiza una purga que se conduce a la entrada.

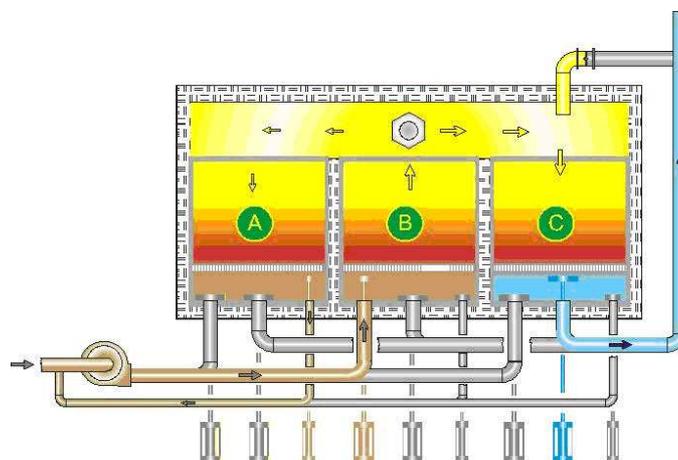


Figura X.10. Diagrama de flujo de un sistema de oxidación térmica regenerativa

Aplicaciones

Tratamiento de elevados caudales de gases contaminados con concentraciones bajas de COV, como las que presentan algunas ITVA (como plantas de secado térmico de fangos, plantas de biometanización,...) o las industrias que utilizan COV como materia prima o bien disolventes en

algunos de sus procesos. Este es el caso de la industria auxiliar del automóvil, impresión de envases, fabricación de plásticos y de la industria química y electrónica en general.

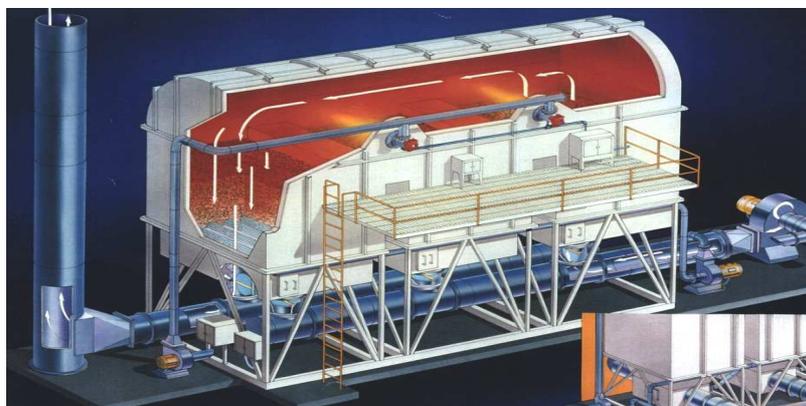


Figura X.11. Esquema de un sistema de oxidación térmica regenerativa.

Comentarios sobre la tecnología

Los sistemas de oxidación térmica regenerativa tienen en general un coste de inversión más elevado que los de los sistemas de oxidación térmica recuperativa pero gracias al eficiente sistema de recuperación de calor tienen unos costes de explotación muy inferiores. Gracias a la alta eficiencia de recuperación de calor, los sistemas de oxidación térmica regenerativa son más versátiles y aceptan mejor las variaciones de caudal y de concentración del influente a tratar. Además, estos sistemas permiten tratar COV halogenados, ya que el intercambiador de calor no es metálico y no sufren problemas de corrosión. En estos casos será necesario un lavado adicional de los gases para separar los ácidos corrosivos formados y evitar su paso a la atmósfera.

Para mejorar la seguridad de estos sistemas ya existen en el mercado una nueva gama de sistemas de oxidación térmica que funcionan sin llama lo que permite tratar directamente emisiones de bajo caudal muy contaminadas como las que presentan habitualmente los venteos de los depósitos de almacenaje y los reactores de fabricación.



Figura X.12. Izda.: 2 RTO en el tratamiento de olores de la planta de secado térmicos de fangos de Barcelona. Dcha.: 3 RTO en el tratamiento de olores de la planta de secado térmicos de fangos de Grecia

X.6. TECNOLOGÍAS DE FOTOCATÁLISIS

Alcance de la tecnología

Esta tecnología de depuración de olores puede aplicarse para el tratamiento de emisiones de bajo caudal y de muy baja concentración como las que suelen presentarse en la mayoría de emisiones con significación odorífera de depuradoras, plantas de procesamiento de alimentos, plantas de compostaje,..

Descripción del funcionamiento

En las cámaras de tratamiento de emisiones de olor por fotocatalisis el aire contaminado atraviesa una capa de material adsorbente específico (generalmente de carbón activado) y sale depurado hacia la atmósfera. El material adsorbente se encuentra impregnado de dióxido de Titanio que con la radiación UV de la luz solar forma radicales libres que mineralizan los contaminantes adsorbidos en el carbón regenerándolo permanentemente (figura X.13).

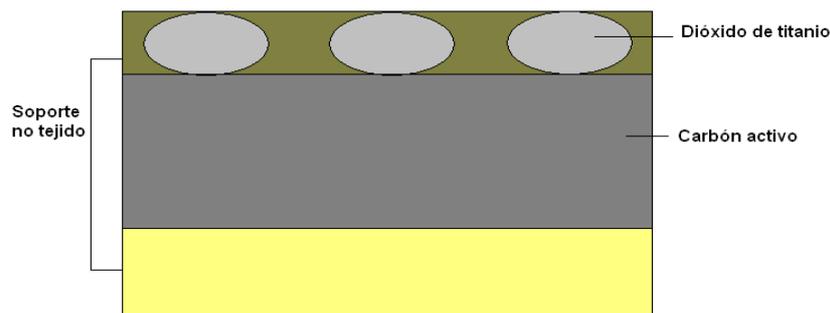


Figura X.13. Material adsorbente autoregenerante mediante luz U.

Cuando la concentración y el caudal de la emisión son bajos (por ejemplo el aire de una nave o de una balsa sin aireación), se pueden construir las paredes o bien la cubierta (figura X.14) de la balsa de este tejido adsorbente regenerable y el aire permea y se depura antes de pasar a la atmósfera. Sin embargo, cuando el caudal es superior a unos $300-500\text{m}^3/\text{h}/\text{m}^2$ o la carga de contaminantes supera la carga de contaminantes de $10\text{g}/\text{m}^2$ y día, entonces es más conveniente que el tratamiento de realice en un módulo adjunto (en lugar de ser directamente la cubierta) y que la regeneración se realice mediante lámparas UV en lugar de realizarse directamente con la luz solar.



Figura X.14. Fotografía de una cubierta de adsorción autoregenerante en una planta de compostaje de fangos

Comentarios sobre la tecnología

Esta tecnología es muy novedosa pero empieza a tener referencias en la depuración de olor de plantas de compostaje y en fábricas de alimentación en las que se debe tratar caudales relativamente bajos (comparados con otras aplicaciones). Esta tecnología tan solo se puede aplicar en aquellos casos en los que los contaminantes causantes de los episodios de olor sean susceptibles de ser adsorbidos por el carbón activado, pero suelen ser la gran mayoría. Los costes tanto de inversión como de explotación de esta tecnología resultan ser comparativamente inferiores a los que presentan las tecnologías de depuración de olor tradicionales como los biofiltros o los lavados químicos y presentan unas eficiencias de depuración superiores. Además, presentan la ventaja que no consumen agua ni productos químicos y que no generan residuos.

XI

Gestión de olores en el contexto empresarial: necesidades y experiencia

L. Bouchy¹, A. Pérez¹, M. Gullón², J.J. Morales³, V. Lazarova⁴

1- Centro Tecnológico del Agua (CETaqua), Línea Salud y Medio Ambiente

2- Entidad del Medio Ambiente del Área Metropolitana de Barcelona (EMA)

3- Aguas Andinas, Gerencia Corporativa de Operaciones, Gerencia de Asistencia Técnica

4- Suez Environnement

XI.1. INTRODUCCIÓN

La contaminación olfativa constituye en la actualidad una problemática medioambiental, especialmente en las grandes urbes y áreas metropolitanas. Las molestias por olores procedentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales han originado una enorme presión social en gran número de municipios, que se han visto obligados a estudiar en detalle los problemas que estos olores generan y los métodos disponibles para su eliminación. El descenso en el consumo de agua potable, el cambio climático, la evolución de regulaciones en el ámbito de los olores y el incremento de la presión social sobre el confort olfativo son cambios que han originado un incremento tanto de los olores como de las quejas que estos originan. Por todo ello, la gestión de los olores se ha convertido en una cuestión prioritaria a nivel empresarial.

Dentro de este contexto, Agbar y Suez Environnement han desarrollado un modo de actuación basado en dos enfoques principales: técnico y humano. La figura XI.1 recoge este enfoque. Por un lado, el enfoque técnico se basa en el diagnóstico del problema, ya sea mediante análisis o estudio del potencial de creación de olores, así como las diferentes opciones para paliarlo, donde se incluyen distintos tratamientos, ventilación o agentes enmascarantes. Este enfoque permite la obtención de la huella calculada. El enfoque humano, por su parte, se centra en la percepción de la molestia odorífera, ya sea mediante jurado de nariz o residentes, e incluye la reglamentación al respecto, determinando por tanto la huella olfativa percibida. Entre ambos enfoques se sitúa la vigilancia en tiempo real, mediante seguimiento de la percepción y el estudio de impacto, con el objetivo de proporcionar ayuda a la hora de decidir la mejor opción posible. Agbar y Suez Environnement han desarrollado experiencia en estos tres ámbitos. Es importante destacar que el enfoque NOSE por sí mismo no permite evaluar la molestia por olores, algo que sólo es posible con la participación de la población.



Figura XI.1. Enfoque NOSE

El modo de gestionar la problemática que generan los olores depende del caso específico de estudio. En este capítulo se recogen tres experiencias con diferente ámbito de aplicación, y en las que se evidencia la necesidad de una buena gestión de los olores para terminar con la gran problemática que estos generan.

X.2. EXPERIENCIA DE UNA PLANTA DE COMPOSTAJE (FRANCIA)

Este caso de estudio recoge la experiencia de una planta de compostaje de fangos de depuradora situada en Francia. La planta se construyó en 2003, con capacidad de tratamiento de 15.000 t/año, recibiendo fangos con diferentes orígenes desde diferentes plantas depuradoras de la región. Se trata por tanto de fangos muy variados: primarios, secundarios o mixtos, urbanos o industriales. La tabla XI.1 indica la variedad en la calidad de los fangos recibidos:

Tabla XI.1. Variedad de fangos recibidos en la planta de compostaje bajo estudio

Materia seca	NTK	N-NH ₄	SO ₃	Materia orgánica	pH
%	%MS	%MS	%MS	%MS	unidades
11-34	2-9	0.2-1.8	0.5-3	40-93	5.7-7.8

El proceso de compostaje en esta planta es de pilas con ventilación negativa forzada: esta ventilación se implementa por debajo de las pilas por aspiración (aire de proceso). Además, se aspira por encima de las pilas para recoger las emisiones que se escapan (aire “convectivo”). La figura XI.2 ilustra el proceso:

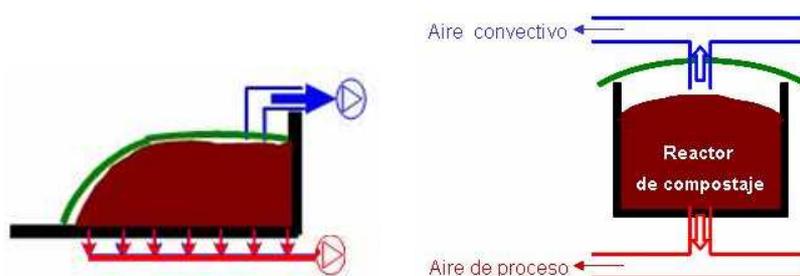


Figura XI.2. Esquema del proceso.

La fase de fermentación dura unas cuatro semanas, aplicando una ventilación forzada relacionada con la temperatura de aire de proceso, para aportar el oxígeno necesario y permitir el control de la temperatura en la pila. Después del cribado, las partes finas entran después en fase de maduración en pilas estáticas durante un periodo que puede ir de 1 hasta 3 meses.

La configuración inicial de la planta era la de un hangar, con un simple techo. El aire aspirado de las pilas se trataba por dos biofiltros orgánicos. Debido a la cercanía de los primeros vecinos (menos de 1 km), se produjeron molestias odoríferas a raíz de las cuales se realizaron varios estudios con el fin de eliminar estas molestias. A continuación se describen estos estudios y las diferentes actuaciones que se llevaron a cabo.

Basado en mediciones realizadas en 8 plantas de compostaje diferentes, y tratando 17 tipos de fango diferentes, se estudiaron los mecanismos de producción de olores en las diferentes fases del compostaje (descrito en Bouchy et al., 2009). Se midieron una lista larga (aunque nunca exhaustiva) de compuestos odoríferos, así como la concentración de olor y su caracterización mediante la “rueda de olores” (descrita en Burlingame et al., 2004; Suffet et al., 2004). En cada caso, se siguieron las emisiones durante todo el ciclo de compostaje: descarga de fango, mezcla, fermentación, cribado, maduración y descarga del compost.

Las principales conclusiones fueron que la fase de mayor producción de olor es la primera fase de fermentación (más de 90% de olores del ciclo completo de compostaje). Estos olores se deben a una gran variedad de compuestos odoríferos, de los cuales el más emitido en porcentaje másico es el amoníaco (91% de los compuestos odoríferos totales), como se ilustra en la figura XI.3a. Además, la formación de cada compuesto odorífero es diferente, y depende entonces de diferentes parámetros tanto del fango como del proceso. Por ejemplo, se observó que se produce en general más amoníaco que el inicialmente presente en el fango, debido a la amonificación durante la fermentación, y estas emisiones dependen mucho de la calidad del fango (contenido en NTK y NH_4), del pH y de la curva de temperatura de compostaje. Por otro lado, los mercaptanos y sulfuros se producen en condiciones anaerobias, en zonas no suficientemente ventiladas de la pila. La calidad de la mezcla de compostaje (porosidad, humedad, ratio de mezcla) y la calidad del fango (contenido en S total) son por tanto factores que posibilitan la formación de condiciones anaerobias.

Sin embargo, comparando estas emisiones másicas con el umbral de detección de cada compuesto, fue posible identificar los compuestos realmente responsables de los olores, situándose el amoníaco en cuarta posición: su umbral de detección (0.4 mg/Nm^3 según Rousselin, 1994) es mucho más alto que el de la trimetilamina TMA (0.00116 mg/Nm^3 según Rousselin, 1994). La figura XI.3 ilustra el peso relativo de cada uno de los compuestos analizados en los olores generados en fase de fermentación. Estos resultados fueron coherentes con varios análisis de perfil de olor realizados basados en la rueda de olores.

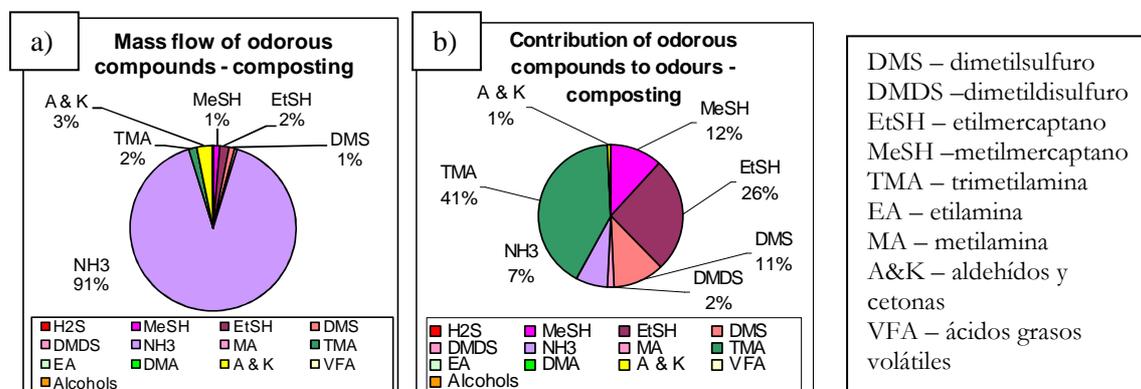


Figura XI.3. a) Peso relativo de los compuestos de olores durante el compostaje. b) Contribución de los distintos compuestos a los olores.

Este estudio permitió crear un modelo de predicción de emisiones de olor, que fue implementado en esta planta de compostaje, y permitió identificar y seguir en tiempo real las emisiones de las principales fuentes de olor de la planta, sirviendo así de ayuda a la decisión para el operador (por ejemplo para la ubicación de las pilas de diferentes fangos en la planta, así como realizar evaluaciones previas de nuevos fangos por tratar en la planta).

Por otra parte, se realizaron mediciones (para validar los primeros datos del modelo de predicción), que sirvieron de datos de entrada a un modelo de dispersión. Este estudio se realizó con el objetivo de definir el nivel máximo admisible en las fuentes de olor de la planta, para asegurar la minimización de molestias en el entorno. Estos modelos mostraron que la única forma de alcanzar este objetivo era cubrir y cerrar totalmente la planta para evitar la disipación de olores, y tratar todos los olores (de proceso y de ventilación). Además, para optimizar la captación de olores dentro del edificio cerrado, se cubrieron las pilas (con aspiración del aire “convectivo” por debajo de esta cobertura, así como se ilustra en la figura XI.4).



Figura XI.4. Aspiración del aire “convectivo”

Por último, los resultados del modelo de dispersión indicaron que el límite máximo admisible en la salida de la chimenea era de $800\text{uo}/\text{Nm}^3$. Basado en simulaciones con el modelo de predicción de olores, se diseñó un sistema de tratamiento adecuado para cumplir con el requerimiento establecido. Se implantó un sistema basado en dos líneas de tratamiento en paralelo idénticas, tratando el flujo total de $60.000\text{Nm}^3/\text{h}$ mediante un lavado ácido, una biofiltración y un lavado básico-oxidante. La figura XI.5 ilustra el sistema.

Este sistema permitió llegar a eliminar más del 97% de los olores, permitiendo así cumplir con el requisito de salida de $800\text{uo}/\text{Nm}^3$.

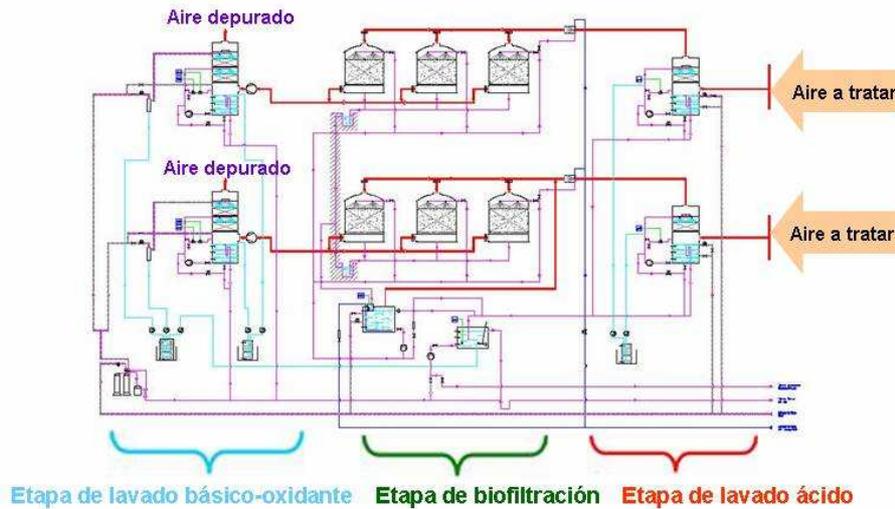


Figura XI.5. Sistema de tratamiento instalado en la planta.

En conclusión, en este caso de contexto “delicado” debido a la cercanía de los vecinos, se ha podido, por un lado, implementar una serie de actuaciones que permitieron controlar los olores y eliminar las molestias. Por otro lado, y debido a todo el conocimiento práctico generado, esta experiencia ha sido ampliamente transferida a otras plantas de la empresa, con el objetivo de poder implantar estas buenas prácticas de diseño y operación a las nuevas plantas desde los primeros pasos del proyecto de construcción.

X.3. EXPERIENCIA DE UNA EDAR SITUADA EN UNA ZONA SENSIBLE (BARCELONA).

En este caso de estudio se recoge la experiencia de una estación depuradora de aguas residuales situada en Barcelona. La planta, con una capacidad de tratamiento de 2.5 Mh-eq, se localiza en una zona de la ciudad sensible a las molestias por olores y en un entorno delicado, lo que obligó a que la planta se construyese totalmente cubierta. Sin embargo, se han recibido quejas que, aunque puntuales, propiciaron el estudio en profundidad de este caso concreto.

El estudio consistió principalmente en la medida de las fuentes de emisión (incluyendo concentración de olores y compuestos olorosos), modelización de la dispersión de olores, realización del panel de olor y varios muestreos y análisis tanto del efluente como del lodo de la planta con el objetivo de prevenir la producción de olores.

Las medidas de emisiones se llevaron a cabo en diferentes fuentes de emisión de la planta: salida de los sistemas de tratamiento de olores en las etapas de pre-tratamiento, tratamiento primario, secundario, espesamiento de fangos y deshidratación. Las concentraciones de olores fueron medidas empleando el Estándar Europeo EN 13725 (CEN, 2003). La figura XI.6 muestra los porcentajes de concentración de olor y emisiones en las distintas áreas de tratamiento de la planta. Como se recoge en la figura, la mayor concentración de olor pertenece al espesamiento de fangos (a la salida de los sistemas de tratamiento de olor), mientras que la fuente de emisión mayoritaria en lo que a flujo de olor se refiere se atribuye a los reactores biológicos y a los decantadores secundarios. Esto no es lo que cabría esperar, y sugiere la posible existencia de problemas de los sistemas de tratamiento de olores en los reactores biológicos.

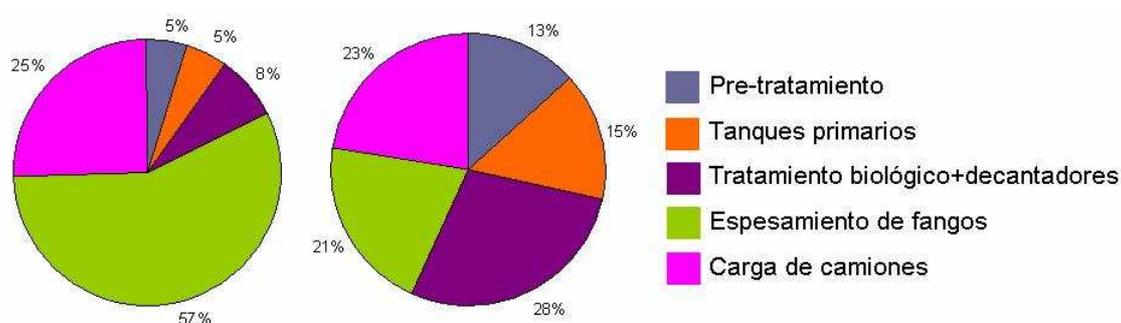


Figura XI.6. Emisiones de olor de distintas áreas de la planta (después del tratamiento de olores). Izquierda: concentración de olor (ouE/m^3). Derecha: flujo de olor (ouE/h) de las diferentes áreas de tratamiento.

Las medidas de concentración de olor se emplearon también como datos de entrada para el estudio del modelo de dispersión, el cual fue llevado a cabo siguiendo el modelo desarrollado por el grupo de trabajo AERMIC (EPA, 2004). Los resultados mostraron que la huella de olor va más allá de la planta, impactando por tanto en el entorno. Estos resultados se confirmaron con la realización de la huella de olor, que se llevó a cabo mediante paneles de olor siguiendo el método de la “rueda de olores”, desarrollada por Suez Environnement, y descrita en la literatura (Suffet et al., 2004). Se realizaron dos paneles en épocas diferentes (uno en invierno y uno en verano) para considerar la influencia que las condiciones climáticas tenían en los resultados, y se consideró la rosa de los vientos específica para cada uno de los días de estudio, con el objetivo de conocer la dirección del viento y su influencia en la dispersión de la huella.

La huella de olor obtenida durante la elaboración del panel en verano (cuando los problemas por olores son más importantes) se muestra en la figura XI.7.

Los paneles realizados permitieron identificar los olores característicos de cada área específica de tratamiento, así como la intensidad de los olores de cada una de ellas. Se ha identificado y caracterizado la huella de olor, y se ha confirmado también las mediciones realizadas en fuente, ya que se perciben los olores procedentes del reactor biológico.

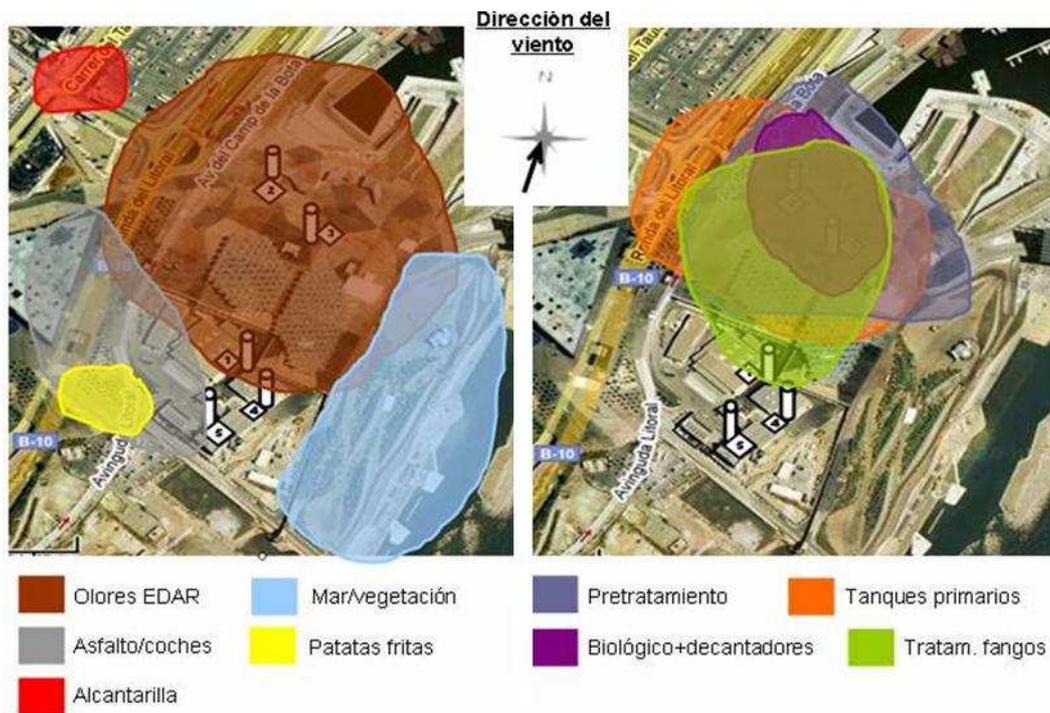


Figura XI.7. Huella de olor obtenida durante el panel realizado en verano en el entorno de la EDAR.

Como se ha visto en este caso de estudio, el uso combinado de diferentes técnicas de análisis de olor permitió mejorar el conocimiento sobre cuáles son realmente las fuentes de olor que crean molestias en los alrededores de la planta. Después de realizar este estudio, se confirmó que los sistemas de tratamiento contra olores aplicados tras el tratamiento biológico y los decantadores secundarios debían ser estudiados en detalle, ya que la emisión de olores obtenida en esta área fue muy superior a la esperada. Además, los resultados del panel recomendaron la optimización de la ventilación en la línea de tratamiento de lodos. Hoy en día, se trabaja en estos aspectos con el objetivo de reducir la problemática medioambiental en los alrededores de la planta.

X.4. EXPERIENCIA DE UNA EDAR CON GRAN PRODUCCIÓN DE LODOS: LA FARFANA (CHILE)

Este caso de estudio está centrado en el caso de una EDAR con una capacidad de tratamiento de 2.5 millones h-eq, y una producción de lodos diaria en torno a 400 toneladas. La gran cantidad de fangos producida se distribuía en lechos donde se llevaba a cabo un secado solar (figura XI.8).



Figura XI.8. Planta de estudio y detalle del lecho de secado (solar).

A finales del año 2003 se produjo un fallo en el proceso de digestión anaerobia y los fangos no digeridos se depositaron en el lecho de secado ubicado en la planta. Esto generó significantes emisiones de olores que fueron percibidas en comunidades cercanas a la planta, con una distancia de hasta 6 km (relacionado con la dirección del viento). El aumento de las molestias producidas hizo necesario establecer un plan de gestión de olores en la comarca.

Con este objetivo, se desarrolló en la EDAR un plan de control y gestión de olores integrado, aplicando para ello diferentes metodologías de seguimiento. Por una parte, se realizó un seguimiento de la emisión de compuestos olorosos en diferentes unidades de proceso de la EDAR. Los resultados indicaron que, considerando las peores condiciones de emisión, la principal fuente de emisión en una EDAR estaba asociada al proceso de secado de fangos (entre un 65 y 90%), mientras que la línea de agua y lodo eran responsables de una emisión en torno al 10-35% de los gases olorosos de la EDAR (Morales, 2008). Por otra parte, se desarrolló un plan de seguimiento sensorial, en el que se incluyeron paneles de olores, fichas de registro de molestias por olores (que completaban los vecinos residentes en el entorno de la EDAR), la disposición de un número telefónico para recibir reclamos por olores (Fonofarfana) y un seguimiento en terreno, denominado

sistema de monitoreo continuo de olores. Esto permitió el desarrollo de una herramienta para construir mapas de olores en el entorno de la planta, permitiendo la definición de radios de impacto, fuentes de olor (internas y externas), variabilidad estacionaria, comportamiento de la dispersión de olores según tipología de la zona y condiciones de operación adversas, entre otros parámetros.

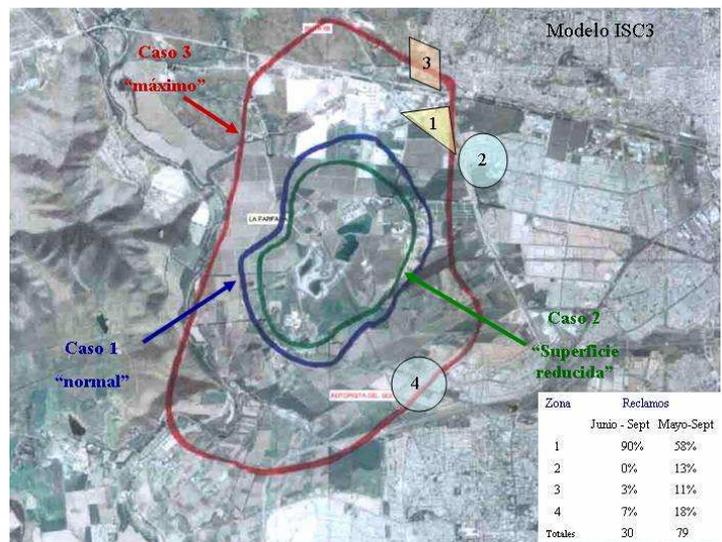


Figura XI.9. Resultado de la modelización de la huella en los alrededores de la EDAR.

Los resultados obtenidos con el modelo de dispersión ISC3 se ilustran en la figura XI.9, donde se indica la buena correlación con las molestias reales recogidas durante el seguimiento de los reclamos por olores. En el modelo, la línea roja indica la pluma de olor más desfavorable para la percepción de olores, las zonas más afectadas por los reclamos corresponden (en orden decreciente) a las zonas 1, 4, 3 y 2, siendo consistente con lo presentado por el modelo.

Después de un estudio exhaustivo de estos resultados y una vez localizado el problema principal en la EDAR, se llevaron a cabo distintas acciones con el objetivo de disminuir la molestia generada. El lecho de secado fue eliminado, se mejoró el sistema de carga de lodos y actualmente son llevados a un relleno sanitario. Como sistema de tratamiento de olores se optó por la instalación de un scrubber en la zona de carga de biosólidos en la sala de centrífugas, cuya imagen se recoge en la figura XI.10. La tasa de eliminación de olores obtenida fue mayor al 95%. Adicionalmente, se instalaron biotrickling en la cámara de distribución de espesadores de lodo primario y en la cámara de mezcla de lodos primarios y biológicos, también ilustrado en la figura XI.10.

Una vez más, se demuestra que una buena gestión de la problemática de los olores es indispensable para poner fin a las molestias que estos generan.



Figura XI.10. Sistemas para disminuir la molestia odorífera en la EDAR La Farfana: (a) Biotrickling de la cámara de mezcla. (b) Lavador químico en la zona de centrifugas. (c) Sistema de carga de lodos.

Los tres casos de estudio recogidos en este capítulo demuestran la complejidad de los problemas por olores, la necesidad de tener diferentes herramientas eficientes y elaborar la combinación más adecuada caso por caso, teniendo en cuenta las condiciones locales.

X.5. AGRADECIMIENTOS

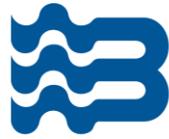
Agradecer la colaboración de las distintas entidades a la hora de compartir las experiencias descritas en este capítulo: CETaqua (Centro Tecnológico del Agua), EMA (Entidad del Medio Ambiente del Área Metropolitana de Barcelona), Aguas Andinas, Suez Environnement y R+i Alliance.

X.6. REFERENCIAS

- Bouchy L., Senante E., Aupetigendre M., Venot S. and Rouge, P. (2009). Odour creation potential of sludge during composting and drying. In press Water Practice Tech.
- Burlingame G.A., Suffet I.H., Khiari D. and Bruchet A.L. (2004). Development of an odour wheel classification scheme for wastewater. *Water Sci. Tech.* 49(9), 201-206.
- CEN, The European Committee for Standardization. (2003). Air quality – Determination of odour concentration by dynamic olfactometry. [www.cen.eu/esearch]
- EPA, United States Environmental Protection Agency. (2004). AERMOD: Description of Model Formulation. EPA-454/R-03-004.

- Morales J.J., König H., Garcés J.A. and Senante, E. (2008). Integrated odour control and management plan in WWTP of the Región Metropolitana of Santiago de Chile. In Proc. of IWA Conference Barcelona, 2008
- Rousselin X., Bosio E. and Falcy M. (1994). Comparison des seuils olfactifs de substances chimiques avec des indicateurs de sécurité utilisés en milieu professionnel. INRS, Cahier de notes documentaires, N° 156.
- Suffet I.H., Burlingame G.A., Rosenfeld P.E and Ruchet A.L. (2004). The value of an odor-quality-wheel classification scheme for wastewater treatment plants. *Water Sci. Tech.* 50 (9), 25-32.

Empresas Colaboradoras:



Agbar



