

CAPÍTULO 9

TRATAMIENTO BIOLÓGICO EM EFLUENTES DE ÁGUA PARA USINAGEM DE OLIVEIRA

Data de submissão: 30/09/2021

Data de aceite: 14/10/2021

Mariela Beatriz Maldonado

CONICET
Universidad Tecnológica Nacional
Facultad Regional Mendoza
Departamento de Ingeniería Química
Mendoza – Argentina
ORCID 0000-0002-4188-8005

Emiliano Gabriel Fornasin

Universidad Tecnológica Nacional
Facultad Regional Mendoza
Departamento de Ingeniería Química
Mendoza – Argentina
ORCID 0000-0001-9197-1977

Leonel Lisanti

Universidad Tecnológica Nacional
Facultad Regional Mendoza
Departamento de Ingeniería Química
Mendoza – Argentina
ORCID 0000-0002-8623-4953

Ariel Marquez

Universidad Tecnológica Nacional
Facultad Regional Mendoza
Departamento de Ingeniería Química
Mendoza – Argentina
ORCID 0000-0003-2330-7905

Walter Pirán

Universidad Tecnológica Nacional
Facultad Regional Mendoza
Departamento de Ingeniería Química
Mendoza – Argentina
ORCID 0000-0002-6172-2475

Noemi Graciela Maldonado

Universidad Tecnológica Nacional
Facultad Regional Mendoza
CeReDeTeC
Mendoza – Argentina
ORCID 0000-0001-6997-8080

Pablo Enrique Martín

Universidad Tecnológica Nacional
Facultad Regional Mendoza
CeReDeTeC
Mendoza – Argentina
ORCID 0000-0001-9264-6228

Daniela Adriana Barrera

Universidad Tecnológica Nacional
Facultad Regional Mendoza
CeReDeTeC
Mendoza – Argentina
ORCID 0000-0003-4907-4281

RESUMEN: Objetivos: Los efluentes de la industria aceitunera son altamente contaminantes. Estos tienen altos valores de carga orgánica, así como demanda biológica y química de oxígeno, salinidad, y otras, que superan las normativas vigentes. El objetivo

de este trabajo fue el de lograr, a través de biorremediación con microorganismos nativos, la reducción de la contaminación del efluente para su posible uso en mezcla y curado de morteros y hormigones especiales. Métodos: La biorremediación se logró complementando el efluente con una fuente de carbono, nitrógeno y fósforo en una proporción aproximada de 100: 5: 1, en condiciones aeróbicas a temperatura ambiente ($25 \pm 1^\circ \text{C}$) durante un período de 7 a 14 días. Resultados: Los microorganismos nativos lograron por bioestimulación una reducción aproximada del 25-80% de los parámetros específicos e indicadores de contaminación como DBO_5 , DQO y conductividad, transformando el efluente en un líquido menos contaminado. Durante el ensayo se verificó la existencia de microorganismos viables que consumieron rápidamente la fuente de carbono y luego posiblemente otra materia orgánica más compleja, siendo los mismos responsables de la reducción de contaminantes. Conclusión: La flora nativa logró la reducción de la contaminación original del efluente de “aceitunas mecanizadas” por bioestimulación, transformándolo en un líquido menos contaminado que podría ser utilizado para otros usos como la elaboración de hormigón, mezclas y curado de morteros.

PALABRAS CLAVES: Aguas de maquinado de aceitunas. Biorremediación. Microorganismos Nativos. Incorporación de efluentes.

BIOLOGICAL TREATMENT OF OLIVE MACHINING WATER EFFLUENTS

ABSTRACT: Purpose Effluents from machined olive waters are highly polluting. These have high organic load values such as the biological demand of oxygen and the chemical demand of oxygen, salinity, and others, which far exceed current regulations. The objective of this work was to achieve, through bioremediation by native microorganisms, the reduction of effluent contamination in order to possible use in mixing and curing of mortars and special concretes. Methods: Bioremediation was achieved by supplementing the effluent with a source of carbon, nitrogen, and phosphorus in the approximate ratio 100: 5: 1, under aerobic conditions at room temperature ($25 \pm 1^\circ \text{C}$) for a period of 7 to 14 days. Results: The native microorganisms achieved by biostimulation an approximate reduction of 25-80% of the specific parameters and pollution indicators such as BOD_5 , COD and Conductivity, transforming the effluent into a less contaminated liquid that can be used for other reuses or destinations. During the test, the existence of viable microorganisms was verified that quickly consumed the carbon source and then possibly other more complex organic matter, being the same ones responsible for the reduction of pollutants. Conclusion: The native flora achieved the reduction of the original contamination of the effluent from “mechanized olives” by biostimulation, transforming it into a less contaminated liquid that could be used for other uses such as the preparation of concrete, mixtures and curing of mortars.

KEYWORDS: Machined Olive Waters. Bio-remediation. Native Microorganisms. Effluent Insertion.

1 INTRODUCCIÓN

El Consejo Oleícola Internacional (2019) en su campaña de aceitunas de mesa, de septiembre de 2017 a agosto de 2018, señaló que la producción mundial fue de 3.284

mil toneladas, donde la Unión Europea se colocó a la cabeza con una producción de 912 mil toneladas, seguida de Egipto, Turquía y Argelia con 750, 450 y 303,5 mil toneladas respectivamente. Argentina ocupó el sexto lugar con una producción de 106 mil toneladas. Los datos provisionales para la campaña 2018/2019 no fueron alentadores, se estimó una caída del 22% en la producción mundial de aceituna de mesa y una del 25% para Argentina. Sin embargo, para la campaña 2019/2020 se proyectó un incremento en la producción mundial del 14% respecto a la campaña anterior y del 25% para Argentina.

No obstante, el rubro de aceitunas maquinadas tales como: picadas, rebanadas y/o descarozadas para aceitunas rellenas y pasta; representa aproximadamente el 60% de las aceitunas de mesa. Estas, al tener una textura delicada requiere aún para su transporte agua potable o salmuera en todas las etapas del proceso. Por esto, para este proceso de mecanización, se invierte de un litro a un litro y medio de agua por kg de aceituna. Por tanto, estaríamos ante una media de 64.000 L de efluente, cuyo volumen depende de la producción y la eficacia de la fábrica. Este, es un efluente con características de emulsión debido a la cantidad de grasa y sólidos en suspensión que transporta el agua.

Del análisis general se puede decir que es ácido (pH 4.8 a 5.49) con alta conductividad eléctrica (25.000 uS / cm), DBO₅ superior a 10.000 mg O₂ / L, DQO de aproximadamente 20.000 O₂ / L.

El crecimiento de la industria aceitunera no solo influye en el medio ambiente a través de su producción, sino que también lo modifica a través de la gran generación de efluentes que, si no se tratan correctamente, lo contaminan. Este es un gran problema junto con el cambio climático que afecta la disponibilidad de agua potable. Aproximadamente entre 10 y 30 millones de litros de efluentes se generan cada año a partir de la producción de aceite de oliva (McNamara et al. 2008) y volúmenes semejantes se producen en la industria de conservas de aceitunas de mesa (Borgo, 2013).

Como resultado de la contaminación y el cambio climático, hoy, dos tercios de la población mundial vive en regiones donde el agua es escasa durante al menos un mes al año. Unos 500 millones de personas viven en áreas donde el consumo de agua excede los recursos hídricos renovables localmente en una proporción de dos a uno. Las áreas altamente vulnerables, aquellas donde los recursos no renovables (como las aguas subterráneas fósiles) continúan agotándose, se han vuelto muy dependientes de las transferencias de áreas con abundantes recursos hídricos y buscan constantemente fuentes económicas alternativas (UNESCO, 2017).

La política medioambiental actual favorece los protocolos que incluyen la recuperación de residuos. Esto hace que los tratamientos biológicos sean de especial importancia. Por tanto, la investigación sobre diferentes tipos de biodegradación

de las fuentes de la industria olivícola y de los residuos de las almazaras, son todos requeridos actualmente junto con el desarrollo de nuevas tecnologías y / o estrategias de biorremediación, así como la valorización de la biotecnología microbiana (Morillo et al., 2009).

Por otro lado, la economía circular es un paradigma que busca modificar la forma en que producimos y consumimos. Frente a una economía lineal de extracción, producción, consumo y desperdicio, la economía circular fomenta un flujo constante, tal solución virtuosa, en la que los desperdicios pueden ser utilizados como recursos para reingresar al sistema productivo. De esta forma, se reducen nuestros residuos y se extraen menos recursos naturales del planeta. Para Arroyo Morocho (2018) la economía circular es un modelo de negocio que se basa en el reciclaje, reutilización y reducción de los recursos naturales, contrario a lo que ocurrió desde la revolución industrial, donde las empresas han creado multitud de productos, que promueven el consumo y generan residuos destinados a la contaminación ambiental sin tratamiento.

En este contexto, la biorremediación es un proceso que utiliza las capacidades catalíticas de los organismos vivos para degradar y transformar contaminantes en ecosistemas terrestres y acuáticos con un gran potencial para mitigar la contaminación ambiental. La biorremediación se ha centrado en la explotación de la diversidad genética y la versatilidad metabólica que caracterizan a las bacterias para transformar contaminantes en productos inocuos, o en su defecto, menos tóxicos, que luego pueden integrarse en ciclos biogeoquímicos naturales (Garbisu et al., 2002). La biorremediación ha demostrado ser una alternativa para establecer nuevos sistemas de tratamiento de aguas residuales y optimizar los sistemas convencionales (Chen et al. 2015).

Por lo tanto, se busca la bioconversión de efluentes y residuos de la industria aceitunera en productos de alto valor añadido. Tal es el caso, que han surgido la producción de enzimas, biopolímeros, biocombustibles (biocombustible y biogás), compost, biomasa de diferentes fuentes como subproductos del tratamiento de efluentes de la industria olivícola. (Morillo et al., 2009).

Considerando la situación actual y los desafíos que enfrenta el cambio climático, es necesario pensar y actuar de manera colaborativa, con creatividad y ambición, para lograr un hormigón más sostenible en la industria de la construcción, dado que su elaboración requiere el uso de agua. La cadena de valor de la industria alimentaria es un área desafiante para el tema, difundiendo las mejores prácticas disponibles y los últimos avances en tecnología e innovación, que sirven de inspiración y promueven nuevos desafíos para los actores locales (TC 291-AMC, 2018; Guzmán et al, 2019). La industria aceitunera puede convertirse en un ejemplo de reciclaje para lograr la sostenibilidad en una economía circular.

Es muy importante acercarse a los profesionales y funcionarios a una visión actual y futura para mejorar el desempeño de ambas industrias (Abaza, 2007; Morillo et al., 2009, Barreca & Fichera, 2013), donde la información técnica del potencial de los materiales reciclables debe ser validada mediante investigación para usar en la construcción y sus aplicaciones. En este caso, como primer paso, se ha buscado estudiar cómo impacta la bioestimulación de microorganismos nativos del efluente de aguas de maquinado aceitunero.

2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO

Para la caracterización del efluente utilizado en el ensayo se tomó una muestra de tres litros después de agitar para realizar los siguientes análisis según APHA (1992): pH, temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, DQO, DBO₅, nitratos amoniacales, nitrógeno, fosfatos, sedimentos sólidos a los 10 min y 2 horas, sólidos solubles totales, sólidos suspendidos fijos, sólidos solubles volátiles, cloruros, sulfatos, sodio, potasio, alcalinidad total, carbonatos totales y polifenoles totales.

2.2 ENSAYO DE BIOESTIMULACIÓN

Se vertió medio litro de efluente de aguas de maquinado de aceitunas en cinco erlenmeyers de un litro de capacidad. A los mismos se los bioestimuló con una fuente de carbono, nitrógeno y fósforo en una proporción de aproximadamente 100: 5: 1. A cada erlenmeyer se le añadieron los siguientes compuestos: 10 g / L de glucosa y 2 g / L en forma de las siguientes sales: (NH₄)₂ SO₄, K₂ HPO₄, K H₂PO₄, TRIPLE 15®. El efluente también se complementó con Mg agregando 1 g / L de Mg CL₂ y MgSO₄. Luego, cada erlenmeyer se colocó en un agitador Dragon Lab a 220 rpm para la incorporación de aire durante el experimento generando condiciones de aerobiosis a temperatura ambiente (25 ± 1 ° C) por un período de 7 a 14 días.

Se monitoreó la evolución de diferentes indicadores de contaminación a lo largo del tiempo: DBO₅ y DQO según el método normalizado (APHA 1992); conductividad eléctrica (APHA 1992), pH por electrodo (APHA 1992), azúcares reductores totales por el método DNS (Miller 1959) y polifenoles totales según la técnica de Folin-Ciocalteu por espectrofotometría (APHA 1992).

2.3 ANÁLISIS MICROBIOLÓGICOS

El número total de bacterias se determinó por recuento en placa de agar Plate Count Marca Britania, el número total de hongos y levaduras en agar papa glucosado

marca Britania mediante recuento total y los bacilos gramnegativos entéricos en agar eosina azul de metileno (Britania). Todos los medios fueron diluidos con agua destilada y efluente en una proporción de 35 %, 50% y 100%. Luego, se aislaron los microorganismos más representativos, hasta lograr los cultivos axénicos mediante la técnica de estrías en superficie de agar, preparando el medio de cultivo con agua destilada y efluente al 35, 50 y 100% para seleccionar los microorganismos viables y resistentes al efluente.

3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La contaminación del agua y los temas relacionados a ella se encuentran regulados por la Resolución N° 778/96 de la Provincia de Mendoza (23/12/1996) y sus modificaciones (Resolución N° 627/00), que establecen los parámetros que deben tener vertidos industriales y de aguas residuales para reutilización agrícola. La resolución se basa en el principio regulado que pregona “El que contamina paga” (del art. 59). En consecuencia, todos los establecimientos que viertan efluentes al dominio público hidráulico deben obtener la correspondiente autorización administrativa y deben contar con un sistema de tratamiento de efluentes adecuado para cumplir con los requisitos técnicos previstos en la legislación vigente. La autorización mencionada es el “Permiso de Vertido” y es otorgada por la Superintendencia de la Dirección General de Irrigación (DGI). Si los establecimientos no cumplen con los requisitos necesarios para obtener dicho permiso, deberán suscribir un “Contrato de Gestión de Permisos de Descarga”, mediante el cual se les otorga un plazo para ajustar la calidad de sus efluentes y mejorar sus sistemas de tratamiento.

En la Tabla 1 se presentan los resultados característicos de los parámetros del efluente más importantes contemplados por la legislación local de aguas y su clasificación en tolerados, permitidos, prohibidos y no cumplidos, según la cuantificación del parámetro para posibilitar su vertido al canal público.

Tabla 1. Composición inicial de los efluentes.

Variable	Promedio	Unidad	Resolución N° 778
pH	6,2	-	Tolerado
Temperatura	25	°C	Permitido
Conductividad eléctrica	0,37	dS/cm	Prohibido
Oxígeno disuelto	0,29	mg/l	No cumple
DQO	13.575	mg/l	Prohibido
DBO ₅	15.500	mg/l	Prohibido
Nitratos	0,38	mg/l	Permitido

Variable	Promedio	Unidad	Resolución N° 778
Nitrógeno amoniacal	6,19	mg/l	Prohibido
Fosfatos	7,74	mg/l	Prohibido
Sólidos sedimentables 10 min	2,875	mg/l	Prohibido
Sólidos sedimentables 2 horas	4,75	mg/l	Prohibido
Sólidos solubles totales	9.878,86	mg/l	Prohibido
Sólidos suspendidos fijos	162,14	mg/l	Prohibido
Sólidos solubles	9.716,72	mg/l	Prohibido
Cloruros	5.575	mg/l	Prohibido
Sulfatos	137	mg/l	Permitido
Sodio	3.098,2	mg/l	Prohibido
Potasio	1.271,8	mg/l	No cumple
Alcalinidad total	510,6	mg/l	No cumple
Carbonatos totales	22.34	meq/l CaCO ₃	No cumple
Polifenoles totales	1.55	mg ácido gálico/l	Prohibido

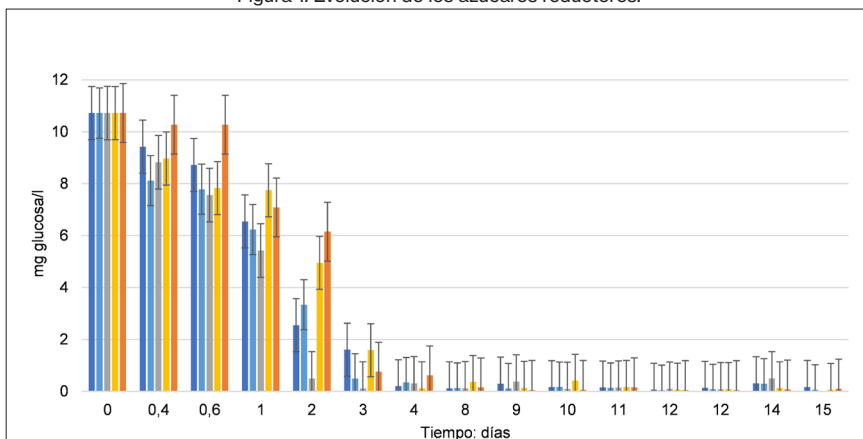
En la Tabla 2 se observa que la DQO presentó inicialmente un valor elevado de 13.575 mgO₂/L y luego del tratamiento se redujo a 1.240 mgO₂/L a los catorce días. La efectividad de los microorganismos se demuestra en la disminución prácticamente exponencial de la curva DQO hasta el séptimo día y luego la misma, siguió variando muy levemente para finalmente volverse casi asintótica con el eje x, con lo que la tasa de disminución de contaminante fue de 100 a 0,1 % el día. 14. Este parámetro disminuyó la contaminación en casi dos órdenes de magnitud. Por la Resolución 778, para permitir el uso público, el valor de la DQO, debe ser inferior a 250 mg O₂/L. Por otro lado, la disminución de la DQO fue consistente con una reducción del 90% en la DBO₅ registrada por las muestras, que disminuyó de un promedio de 15.500 mg O₂/L a 1.500 O₂/L. Este valor es mayor al indicado en la legislación: Resolución 778, para permitir el uso público, debe ser de 120 mg O₂/L. No obstante, la normativa de hormigones no establece restricciones al respecto por lo que se estima podría usarse para la elaboración de los mismos.

Tabla 2: Evolución de la demanda química de oxígeno.

Muestra	DQO Inicial	DQO Final	% de disminución
1	13575	1240	91%
2	13575	960	93%
3	13575	1570	89%
4	13575	1680	88%
5	13575	172	99%

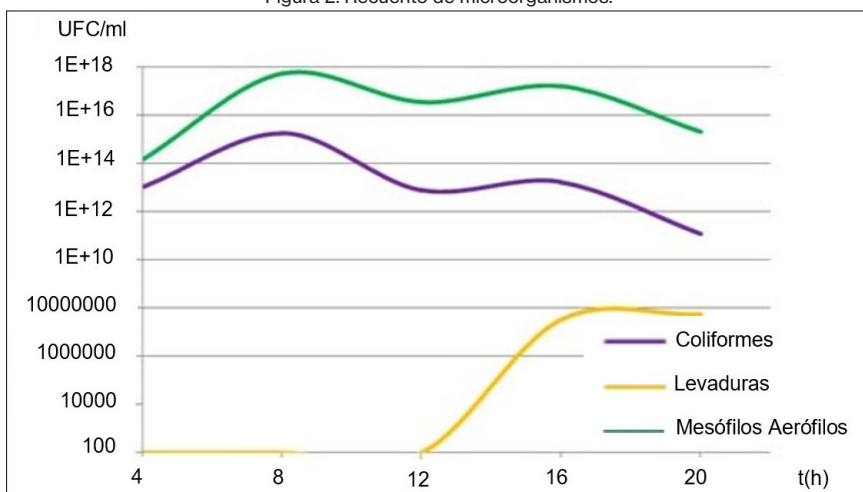
Por su parte otros autores han logrado resultados muy promisorios complementando la biodegradación con la reacción de Fenton para lograr una mayor eficiencia Lucas y Pérez (2009). También, la biorremediación ha sido más eficaz que la biodegradación aeróbica y la desintoxicación de aguas residuales utilizadas por Fadil et al. (2003). Los autores lograron remociones de DQO del 55.0%, 52.5% y 62.8% en aguas residuales fermentadas con hongos y levaduras respectivamente. La eficiencia en términos de biodegradación también es multicausal si se toman otros ejemplos. Por ello, a pesar de que en los últimos años se ha reconocido el tratamiento biológico de estos efluentes, numerosos investigadores han propuesto métodos mixtos mediante el uso de tratamientos químicos y biológicos con el fin de evitar la muerte de microorganismos degradantes (Kyriacou et al., 2005). Para comparar Fadil et al. (2003) estudiaron un efluente con 124 g O₂/L de DQO, pH 5.2, sólidos totales (g = l) 92.4, sólidos volátiles (g = l) 86.2, sólidos minerales (g = l) 6, 2 amoníaco (g = l) 0,15 azúcares reductores (g = l) y 12,8 y compuestos fenólicos totales (g ácido tánico = l) 8,2 pero estos son Olives Mills Waters (OMW) su composición diferente a la del efluente estudiado. Por un lado, el efluente en estudio es similar sólo en sólidos totales de este último estudio nombrado, pero la mayoría de los demás parámetros son diferentes. En el presente trabajo se utilizó la bioestimulación de microorganismos nativos viables. En general, estas últimas condiciones son más efectivas que los microorganismos aclimatados. Pero otros estudios también han reportado muy buenas tasas de degradación como García García et al. (2000). Estos autores lograron una reducción de DQO del 73% y una reducción de fenol del 76% utilizando *Aspergillus Niger*, una reducción de DQO del 75% y una reducción de fenol del 92% en Olives Mill Waste Waters (OMWW), utilizando *Phanerochaete chrysosporium*. En resumen, la efectividad de usar microorganismos nativos es que generalmente tienen la fuerza enzimática necesaria para degradar el ambiente en el que viven. Esta es una solución gratuita que ofrece la naturaleza. Este resultado es importante porque utiliza solo los microorganismos nativos, en comparación con Kyriacou et al. (2005) que estudiaron la biorremediación combinada, oxidación avanzada con H₂O₂ y electrocoagulación de las aguas residuales del procesamiento de aceitunas verdes. Los mismos, obtuvieron resultados prometedores con *Aspergillus niger* logrando una reducción de DQO de aproximadamente 66-86%. Además, con la coagulación eléctrica finalmente se logró un 98% de reducción. También fue consistente con la reducción de azúcares reductores que se utilizó como indicador indirecto de la actividad microbiana que se muestra en la Figura 1, ya que es la primera fuente de carbono aparentemente consumida por los microorganismos en su fase de crecimiento exponencial.

Figura 1. Evolución de los azúcares reductores.



La Figura 1 muestra la disminución de azúcares reductores. La disminución en el tiempo fue muy rápida hasta que se volvieron prácticamente indetectables en cantidad. Al cuarto día no quedaron más azúcares reductores dado a que los microorganismos nativos los usaron como fuente de carbono simple y rápida. Esto es consistente con la disminución de la DQO (ver Tabla 2), que en el día cuatro está en declive exponencial completo para volverse prácticamente asintótica en el día siete. Este comportamiento probablemente podría deberse a que los microorganismos, que crecieron entre las primeras 24 horas y las 72 horas, lo habrían hecho a expensas del consumo de azúcares reductores, que son los más fáciles de degradar y luego continúan creciendo a expensas de otras fuentes de carbono complejo. También fue encontrado un comportamiento similar por Laconi et al. (2007) en aguas residuales de almazara también en condiciones aeróbicas.

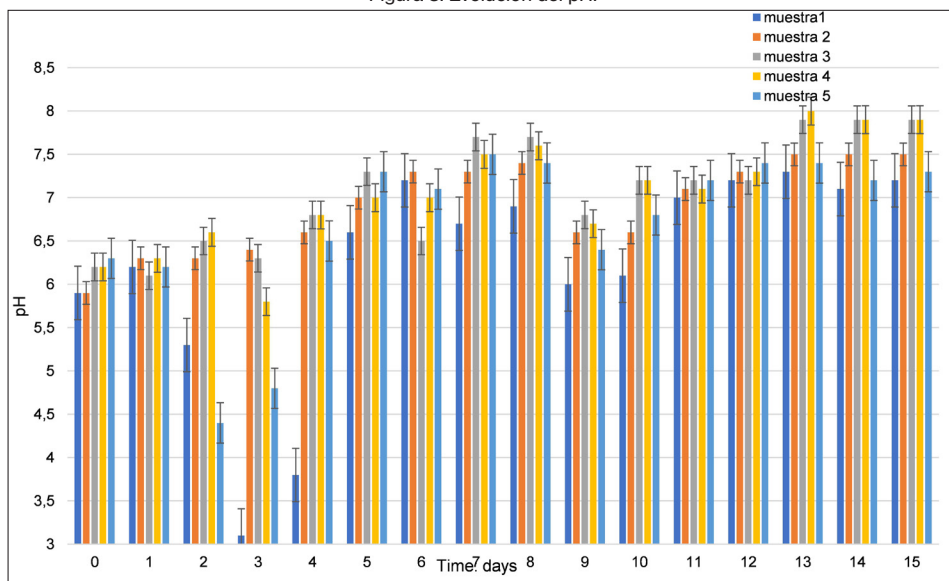
Figura 2. Recuento de microorganismos.



La Figura 2 muestra el crecimiento de microorganismos viables. En esta se puede verificar el crecimiento de tres importantes grupos poblacionales: aerobios mesófilos, coliformes y levaduras. Se evidenció el comienzo de la actividad metabólica a las 4 horas de transcurrido el ensayo para los aerobios mesófilos. Es probable que hasta ese momento los microorganismos permanecieran en fase de latencia. El patrón de la curva para los coliformes se asemejó al de aerobios mesofílicos, donde a las 8 horas se observó un máximo en el crecimiento microbiano, luego comenzó una fase de muerte celular, a las 12 horas comenzó un nuevo crecimiento, aunque a un ritmo menor, para luego entrar en una nueva fase de muerte a partir de $t=16$. Las levaduras estuvieron presentes en la última fase del proceso de fermentación. Estas aparecieron a partir de las 12 horas, aparentemente habiendo estado en latencia hasta ese momento.

Como se mencionó anteriormente, el crecimiento de microorganismos en general fue mayor mientras existía una mayor cantidad de materia orgánica en el sistema (DQO) y específicamente acompañado de la presencia de azúcares reductores. Sin embargo, siempre hubo crecimiento de microorganismos nativos viables. Esto indica que estuvieron presentes durante todo el proceso, pero posiblemente su tasa metabólica se redujo por falta de fuente de carbono, por lo que llegó al final del proceso mostrando un comportamiento asintótico en los diferentes parámetros seguidos para visualizar su comportamiento.

Figura 3. Evolución del pH.



La evolución del pH se puede observar en la Figura 3. La evolución del pH fue diferente para cada erlenmeyer con efluente, aunque se utilizó el mismo efluente en

todos ellos. Cada uno se comportó como un biorreactor individual, aunque hubo algunas similitudes a considerar. Al principio, el primer día, parece haber un ligero cambio en el pH de las repeticiones. Al segundo día, el pH muestra un pequeño aumento en tres de los matraces erlenmeyer (2, 3 y 4). Este comportamiento ocurrió principalmente durante las primeras 24 horas. Este cambio posiblemente podría interpretarse debido al crecimiento microbiano que transformó el medio. Probablemente, el nitrógeno inorgánico existente en la muestra lo utilizan para generar proteínas básicas y proteínas de constitución de la membrana celular (Nelson; Cox, 2005). En técnicas de bioestimulación y bioaugmentación estudiadas por otros autores se utilizaron también fertilizantes comerciales con contenido de N y P para garantizar el óptimo nutricional del proceso metabólico bacteriano (Duke et al. 2000; García et al. 2007; Sanscartier et al. 2009). En este trabajo, la cantidad de glucosa, nitrógeno y fósforo se agregó mediante la adición de fertilizantes para alcanzar la proporción de 100: 5: 1 como sugieren (Nannipieri et al., 2017) para promover el crecimiento microbiano.

Por otro lado, las muestras 1 y 5 presentaron una disminución del pH entre el día 2 y 3, posiblemente debido a la producción de ácidos liberados por la respiración aeróbica de azúcares por el ciclo de los ácidos cítrico (Nelson et al. 2005). Los azúcares reductores se respiraron casi por completo a las 100 horas como se muestra en la Figura 2. De hecho, si se observa la Figura 3 entre los días 2 y 4 hay crecimiento de microorganismos (coliformes y aerobios mesófilos). Por otro lado, las levaduras crecieron a partir del día 6 donde el pH estuvo cerca del valor 6. La disminución del pH también ha sido reportada por otros autores en respiración aeróbica similar (Flamarique et al., 2016). Esto también es consistente con lo encontrado por Barrera y Mejías (2018), quienes mostraron que los procesos de biorremediación para la depuración de aguas residuales, mantuvieron el pH entre 4 y 9,1, con una mediana de 7,1 como el pH óptimo para el desarrollo de microorganismos.

Esta disminución del pH es consistente, también, con los cambios organolépticos que se registraron. Los cambios de color observados en el efluente opalescente mostraron cómo se desarrollaron y multiplicaron los microorganismos. La actividad microbiana fue consistente con las variaciones de pH que se observaron en cada muestra, comprobando que el aumento de masa microbiana y productos del tratamiento aeróbico elevó casi dos puntos de pH hacia el décimo día. La actividad microbiana y su respiración fueron consistentes con la disminución de la demanda química de oxígeno. Probablemente podría indicar el consumo de otros productos orgánicos más complejos que la glucosa añadida en las muestras tratadas.

La Tabla 3 muestra la evolución de la conductividad eléctrica. La conductividad inicial de las muestras 1, 2 y 3 fue inicialmente mayor que la de las muestras 4 y 5, posiblemente debido a la matriz compleja tratada. Sin embargo, durante el tratamiento, se observó una disminución de la conductividad promedio del 35%. Las causas de las cuales se estudiarán en detalle en un trabajo futuro. Es interesante analizar esto, ya que no se conoce ni se comprende el mecanismo por el cual se produjo la disminución de la conductividad eléctrica. Esto podría ser causado por cualquiera de los microorganismos seleccionados o por su trabajo sinérgico.

Tabla 3: Evolución de la conductividad eléctrica (EC).

Muestra	Conductividad inicial	Conductividad final	% de disminución
1	41.735,4	25581,6	39%
2	35.136,8	26638,8	24%
3	42.500,8	25469,4	40%
4	42.234,4	25132,8	40%
5	33.792,0	23632,0	30%

4 CONCLUSIONES

Se ha logrado reducir los parámetros fundamentales de los indicadores de contaminación de un efluente debido a la acción de microorganismos biorremediadores obtenidos de efluentes nativos viables. Estos parámetros como DQO y DBO₅ disminuyeron aproximadamente un 90% y la conductividad un 35% en promedio. Se verificó la presencia de microorganismos nativos viables que consumieron los azúcares reductores hasta dejar trazas de azúcares. Es posible que posteriormente el crecimiento de los mismos se deba al consumo de compuestos más complejos. Esto fue consistente con la disminución de la DQO. Se deben realizar más estudios para comprender y relacionar las causas de la disminución de la conductividad eléctrica. Los resultados de laboratorio son prometedores como un primer acercamiento a la biorremediación de este efluente complejo y contaminante para la industria local, ya que el agua resultante podría ser aplicada para el mezclado y curado de morteros y hormigones especiales.

REFERENCIAS

ABAZA, O. A. Sustainable Construction Materials and Technologies: **Utilization of olive oil liquid waste as an additive to roadway construction**. CHUN, Yoon-moon; CLAISSE, Peter; NAIK, Tarun; GANJIAN, Eshmaiel (ed.). COVENTRY, UK: Taylor and Francis Group, 2007. 675-683 p. ISBN 978-0-415-44689-1.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION. 9221. **Standard methods: for the examination of water and wastewater.** Washington, DC: American Public Health Association, ano 1992, 2005. Disponible en: <https://law.resource.org/pub/us/cfr/ibr/002/apha.method.9221.1992.pdf>. Acceso en: 27 set. 2021.

ARROYO MOROCHO, F. R. **La economía circular como factor de desarrollo sustentable del sector productivo.** INNOVA Research Journal, v. 3, n. 12, p. 78-98, 4 dic. 2018. DOI <https://doi.org/10.33890/innova.v3.n12.2018.786>. Disponible en: <https://revistas.uide.edu.ec/index.php/innova/article/view/786>. Acceso en: 26 sep. 2021.

BARRECA, Francesco; FICHERA, C. R. **Use of olive stone as an additive in cement lime mortar to improve thermal insulation.** Energy and Buildings, [S. l.], año 2013, v. 62, p. 507-513, 1 jul. 2013. DOI <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2013.03.040>. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378778813002089?via%3Dihub>. Acceso en: 26 set. 2021.

BARRERA, Óscar; MEJÍA, Carlos. **Factores clave en procesos de biorremediación para la depuración de aguas residuales.** Una revisión. Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica, [S. l.], v. 21, n. 2, p. 573-585, 2018. DOI 10.31910/rudca.v21.n2.2018.1037. Disponible en: <https://revistas.udca.edu.co/index.php/ruadc/article/view/1037>. Acceso en: 26 sep. 2021.

BORGO, Estefanía. **Diagnóstico sobre los efluentes generados y vertidos en la Industria Olivícola en empresas del Gran Mendoza- Sector aceitunas verdes en conserva.** Orientador: Mariela Beatriz Maldonado. 2013. 86 p. Tese (INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES) - Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo, [S. l.], 2013. Disponible en: https://bdigital.uncu.edu.ar/objetos_digitales/5317/borgo-final.pdf. Acceso en: 26 set. 2021.

CHEN, Q; NI, J; MA, T; LIU, T; ZHENG, M. **Bioaugmentation treatment of municipal wastewater with heterotrophic-aerobic nitrogen removal bacteria in a pilot-scale SBR.** *Bioresource Technology*, [S. l.], año 2015, v. 183, p. 25-32. DOI <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.022> <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.022>. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852415001911?via%3Dihub>. Acceso en: 26 set. 2021

DEPARTAMENTO GENERAL DE IRRIGACIÓN (Mendoza). TRIBUNAL ADMINISTRATIVO. Secretaría de asuntos institucionales s/ Reglamento General para el Control de Contaminación Hídrica. **Resolución Nº 778 (T.S.221.1996).** [S. l.], 23 dez. 1996. Disponible en: https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/producciones_sostenibles/legislacion/provincial/_archivos/000005-Legislaci%C3%B3n%20Ambiental%20General/000013-Mendoza/077896-Resoluci%C3%B3n%20N%C2%BA%20778-96%20efluentes%20liquidos.doc. Acceso en: 27 set. 2021.

DUKE, N. C; BURNS, K. A.; SWANNELL, R. P. J; DALLHAUS, Otto; RUPP, R. J. **Dispersant Use and a Bioremediation Strategy as Alternate Means of Reducing Impacts of Large Oil Spills on Mangroves: The Gladstone Field Trials.** *Marine Pollution Bulletin*, [s. l.], v. 41, ed. 7-12, p. 403-412, 2000. DOI [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00133-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00133-8). Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X00001338?via%3Dihub>. Acceso en: 26 set. 2021.

FADIL, K; CHAHLAOUI, A; OUAHBI, A; ZAID, A; BORJA, R. **Aerobic biodegradation and detoxification of wastewaters from the olive oil industry.** *International Biodeterioration & Biodegradation*, [s. l.], v. 51, ed. 1, p. 37-41, 2003. DOI [https://doi.org/10.1016/S0964-8305\(02\)00073-2](https://doi.org/10.1016/S0964-8305(02)00073-2). Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0964830502000732?via%3Dihub>. Acceso en: 26 set. 2021.

Flamarique, J; Maldonado, M; Lafi J. CONGRESO LATINOAMERICANO DE MICROBIOLOGÍA XIV. XIV CONGRESO ARGENTINO DE MICROBIOLOGÍA, 2016, Rosario. Santa Fe. Argentina. **Biorremediación de un efluente de la industria aceitunera a través de microorganismos nativos [...].** [S. l.: s. n.], 2016.

GARBISU, C; AMÉZAGA, I; ALKORTA, I. **Biorremediación y Ecología**. Revista Ecosistema, [s. l.], v. 11, ed. 3, p. 1-2, 2003. Disponible en: <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/591>. Acceso en: 26 set. 2021.

GARCÍA BLANCO, S; VENOSA, A. D; SUIDAN, M. T. **Biostimulation for the treatment of an oil contaminated coastal salt marsh**. Biodegradation, [s. l.], v. 18, p. 1-15, 2007. DOI <https://doi.org/10.1007/s10532-005-9029-3>. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10532-005-9029-3#citeas>. Acceso en: 26 set. 2021.

GARCÍA GARCÍA, I; JIMÉNEZ PEÑA, P. R; BONILLA VENCESLADA, J. L; MARTÍN MARTÍN, A; MARTÍN SANTOS, M. A; RAMOS GÓMEZ, E. **Removal of phenol compounds from olive mill wastewater using *Phanerochaete chrysosporium*, *Aspergillus niger*, *Aspergillus terreus* and *Geotrichum candidum***. Process Biochemistry, [s. l.], v. 35, ed. 8, p. 751-758, 2000. DOI [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(99\)00135-1](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(99)00135-1). Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0032959299001351>. Acceso en: 26 set. 2021.

GUY, R.; PROGRAMA MUNDIAL DE LA UNESCO DE EVALUACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS. **Aguas residuales: El recurso no explotado. Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos**, Paris, p. 1-202, 2017. Disponible en: <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2017-wastewater-the-untapped-resource/>. Acceso en: 27 set. 2021.

GUZMÁN M.; MALDONADO N.; AFFRANCHINO G. **Comprehensive evaluation for mortars and concretes incorporating wastes**. In: KOÇ,G.; CHRISTIANSEN B. (ed.) **Reusable and Sustainable Building Materials in Modern Architecture**. Hershey, Pennsylvania, USA: IGI Global book series Advances in Civil and Industrial Engineering, 2019, p.108-136. DOI <https://doi.org/10.4018/978-1-5225-6995-4.ch006>. Acceso en: 27 set. 2021

INTERNATIONAL COUNCIL OLIVES. Figures: **World olive oil and table olive figures**. [S. l.], 2019. Disponible en: <https://www.internationaloliveoil.org/what-we-do/economic-affairs-promotion-unit/#figures>. Acceso en: 13 abr. 2020

KYRIACOU, A; LASARIDI, K. E; KOTSOU, M; BALIS, C; PILIDIS, G. **Combined bioremediation and advanced oxidation of green table olive processing wastewater**. Process Biochemistry, [s. l.], v. 40, ed. 3-4, p. 1401-1408, 2005. DOI <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.06.001>. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0032959204002134?via%3Dihub>. Acceso en: 26 set. 2021.

LACONI, S; MOLLE, G; CABIDDU, A; POMPEI, R. **Bioremediation of olive oil mill wastewater and production of microbial biomass**. Biodegradation, [s. l.], v. 18, p. 559-556, 2007. DOI <https://doi.org/10.1007/s10532-006-9087-1>. Disponible em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10532-006-9087-1#citeas>. Acceso en: 26 set. 2021.

LUCAS, M. S; PERES, J. A. **Removal of COD from olive mill wastewater by Fenton's reagent: Kinetic study**. Journal of Hazardous Materials, [s. l.], v. 168, ed. 2-3, p. 1253-1259, 2009. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.002>. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389409003847?via%3Dihub>. Acceso en: 26 set. 2021.

MCNAMARA, C. J; ANASTASIOU, C. C; O'FLAHERTY, V; MITCHELL, R. **Bioremediation of olive mill wastewater**. International Biodeterioration & Biodegradation, [s. l.], v. 61, ed. 2, p. 127-134, 2008. DOI <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2007.11.003>. Disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0964830507001631>. Acceso en: 27 set. 2021.

MILLER, G. L. **Use of Dinitrosalicylic Acid Reagent for Determination of Reducing Sugar**. Analytical Chemistry, [S. l.], v. 31, p. 426–428, 31 mar. 1959. DOI <https://doi.org/10.1021/ac60147a030>. Disponible en: <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/ac60147a030>. Acceso en: 27 set. 2021.

MORILLO, J. A; ANTIZAR LADISLAO, B; MONTEOLIVA SÁNCHEZ, M; RAMOS CORMENZANA, A; RUSSEL, N. J. **Bioremediation and biovalorisation of olive-mill wastes**. Applied Microbiology and Biotechnology volume, [s. l.], v. 82, p. 25-39, 2009. DOI <https://doi.org/10.1007/s00253-008-1801-y>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00253-008-1801-y>. Acesso em: 27 set. 2021.

NANNIPIERI, P; CECCHERINI, M. T; LANDI, L; PIETRAMELLARA, G; RENELLA, G. **Microbial diversity and soil functions**. European Journal of Soil Science, [s. l.], v. 68, ed. 1, p. 12-26, 19 jan. 2017. DOI https://doi.org/10.1111/ejss.4_12398. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ejss.4_12398. Acesso em: 26 set. 2021.

NELSON, D. L; COX, M. M. **Lehninger princípios de bioquímica**. 4. ed. [S. l.]: OMEGA, 2005. 1264 p. ISBN 9788428214100.

SANSCARTIER, D; LAING, T; REIMER, K; ZEEB, B. **Bioremediation of weathered petroleum hydrocarbon soil contamination in the Canadian High Arctic: Laboratory and field studies**. Chemosphere, [s. l.], v. 77, ed. 3, p. 1121-1126, 2009. DOI <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.09.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653509010558?via%3Dihub>. Acesso em: 27 set. 2021.

TECHNICAL COMMITTEE 291-AMC. **Use of Agro-Based Materials as Cementitious Additions in Concrete and Cement-Based Materials**. [S. l.]: International Union of Laboratories and Experts in Construction Materials, Systems and Structures, 2018. Disponível em: <https://www.rilem.net/groupe/291-amc-use-of-agro-based-materials-as-cementitious-additions-in-concrete-and-cement-based-materials-379/page/presentation>. Acesso em: 27 set. 2021.