

2 INTRODUCCIÓN

2.1 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

2.1.1 Uso de agua

El legado en el uso del agua es el “remanente” de la población mundial, su necesidad por comida y producción industrial. Factores que son agravados por leyes arcaicas que no pueden regular su uso controlado. Dadas las inquietantes presiones en el manejo del agua, la cantidad disponible de agua fresca continúa disminuyendo. Cerca del 70% de la utilidad del agua dulce va para la agricultura, otro 22% para el sector industrial y tan solo un 8% en uso doméstico y municipal (Rose Johnston, 2012).

Con objeto de resaltar el impacto que tiene el agua como recurso, un aspecto que cabe mencionar es el concepto de “agua virtual”. Término acuñado por John Anthony Allan, que refiere a la manufactura de casi cualquier producto a costa de agua. Es llamada virtual porque una vez que, para un bien particular, el agua es utilizada, deja de estar almacenada. Así, cuando irrigamos algodón para producir textiles, los costos de una camiseta se traducen a 2,000 litros de agua virtual, una hamburguesa en 2,400 litros y un automóvil en 400,000 litros de agua. (Allan , 2011)

2.1.2 Métodos de tratamiento de agua

Los tratamientos actuales de aguas residuales son una estrategia para renovar la utilidad de un recurso importante. Surgen a partir de la creciente demanda de agua en el mundo y son el resultado de la participación del sector privado y el apoyo gubernamental a la

investigación y desarrollo de fuentes renovables de los recursos hídricos (UNESCO, 2014). Tienen como objetivo general auxiliar la extracción de agua dulce mundial, misma que aproxima los 3600 km³ y aumentara un 30% en las próximas 4 décadas (OECD , 2012). Sin embargo, en repetidas ocasiones esta iniciativa permanece como un intento por potabilizar agua, restringiendo el uso del producto tratado a sectores como el agropecuario. Esto a razón de que el tratamiento no es del todo completo, ya que se ha reportado que diversos contaminantes orgánicos escapan de los tratamientos clásicos de las plantas modernas (Paxeus, 1996) (Phillips, Smith, & Koplín, 2010) (Rubio Clemente, Chica Arrieta, & Peñuela Mesa, 2013).

Existen una extensa gama de métodos o procesos para la reincorporación de agua residual y mineralización de sus contaminantes. Generalmente están clasificados de acuerdo a su operación como primarios, secundarios y terciarios (Gupta, 2012). Algunos están implementados en plantas de tratamiento existentes y otros tienen aplicaciones limitadas o se encuentran en vías de desarrollo. El peso de su investigación se respalda por las condiciones del apartado anterior sobre uso de agua. Pero, en realidad no existe un proceso que sea satisfactoriamente efectivo (Akshaya Kumar Verma, 2012). Las desventajas varían con el tipo de técnica en cuanto alcance, costo y eficiencia de tecnologías, además el origen de la fuente.

Entendiéndose por “alcance” que el acceso a tecnología está limitado por barreras o brechas, misma que existen por intereses particulares (lucrativos) y políticas que escasamente priorizan esta área del conocimiento (medio ambiental). El desarrollo de tecnologías que mejoran procesos de tratamiento de agua ocurren principalmente en países desarrollados y subdesarrollados que cuentan con una planificación gubernamental sólida e

inversiones privadas que fomentan la investigación tecnológica. Con estos planes se logra generar oportunidades emergentes para los responsables de los proyectos, pero al mismo tiempo una brecha para aquellas locaciones que no los tienen y desea acceder a este tipo de tecnologías. El concepto se encuentra en la literatura como comercialización de eco-industria y demuestra que la gestión ambiental es en parte un negocio internacional. (Barton, 1998)

Por otro lado, la relación costo/beneficio se refiere al capital necesario para sostener en funcionamiento un proceso de tratamiento de agua residual (aplicabilidad) y el beneficio de los resultados obtenidos en función de la mineralización, degradación o inhibición de contaminantes existentes en el efluente. Del mismo modo el desempeño de una tecnología de tratamiento de aguas en particular está relacionado con las características del efluente. Por eso existen estrategias que clasifican el tipo de técnica como procesos primarios, secundarios y terciarios, al igual que sub-estrategias que seleccionan métodos específicos en cada etapa para adaptarse a las condiciones de la solución problema (Marco, 1997) (Gupta, 2012). Se ha reportado, por ejemplo, que la eficiencia de la mayor parte de los procesos en tratamiento de aguas residuales depende de la dureza, pH, concentración, temperatura, tipo de analitos presentes, entre otras características del agua residual. (Ranade & Bhandari, 2014)

En base a la naturaleza del proceso de separación, por regla general los métodos primarios incorporan métodos físicos para aprovechar el tamaño de partículas que puedan ser removidas. Los tratamientos secundarios principalmente incorporan métodos fisicoquímicos o biológicos que buscan remover del 85-95% de la demanda biológica/química de oxígeno del efluente. Finalmente, los métodos terciarios sirven para

pulir el efluente y buscar remover el 99% de la contaminación. Es importante que el trabajo en conjunto de las técnicas sea óptimo en cada etapa. Pues como mencione, el beneficio del tratamiento se representa a través de los resultados obtenidos y estos a su vez, con la eficiencia de descontaminación o renovación. Misma que debería ser tan optima como los reglamentos existentes lo exigen.

Por ejemplo, en nuestro país la norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994 dicta que los límites permisibles de calidad a que debe someterse el agua no deben rebasar concentraciones en mg/l mayores a las estipuladas en la tabla 1

CARACTERISTICA	LIMITE PERMISIBLE
Aluminio	0.2
Arsénico	0.01
Bario	0.7
Cadmio	0.005
Cianuros (como CN-)	0.07
Cloro residual libre	0.2-1.00
Cloruros (como Cl-)	250
Cobre	2
Cromo total	0.05
Dureza total (como CaCO ₃)	500
Fenoles o compuestos fenólicos	0.001
Fierro	0.3
Fluoruros (como F-)	1.5
Manganeso	0.15
Mercurio	0.001
Nitratos (como N)	10
Nitritos (como N)	0.05
Nitrógeno amoniacal (como N)	0.5
pH (potencial de hidrógeno) en unidades de pH	6.5-8.5
Plaguicidas en microgramos/l:	
Aldrín y dieldrín separados o combinados)	0.03
Clordano (total de isómeros)	0.2
DDT (total de isómeros)	1

Gamma-HCH (lindano)	2
Hexaclorobenceno	1
Heptacloro y epóxido de heptacloro	0.03
Metoxicloro	20
2,4-D	30
Plomo	0.01
Sodio	200
Sólidos disueltos totales	1000
sulfatos (como SO ₄ =)	400
Substancias activas al azul del metileno (SAAM)	0.5
Trihalometanos totales	0.2
Zinc	5

Tabla 1: NOM-127-SSA1-1994

Dichos parámetros marcan condiciones muy reducidas de contaminantes para la reincorporación de aguas tratadas. En países desarrollados y subdesarrollados, las normativas no cambian mucho a las del nuestro. De hecho, en ocasiones nuestras normas imitan estándares internacionales que se respaldan por estudios sólidos.

Por consiguiente, el desarrollo de técnicas individuales, que se incorporan en estrategias conjuntas, ya sea como métodos primarios secundarios o terciarios, deberían satisfacer las demandas de la etapa de descontaminación que busquen abordar (Ranade & Bhandari, 2014). En el caso de procesos de oxidación avanzada, esto implica que trabajen con soluciones no tan concentradas por involucrarse procesos terciarios principalmente, pero que remuevan al menos el 99% de los contaminantes hasta alcanzar estándares normativizados.

Una forma mucho más general de clasificar los métodos de tratamientos de aguas residuales es en base a lo que provocan en el analito. De este modo encontramos métodos, prácticamente “físicos” que no destruyen la materia, solo la remueven; y métodos que

descomponen químicamente el contaminante hasta sus productos más elementales. Ambos son de verdadera importancia y me permitiré mencionar algunos a continuación.

2.1.3 Métodos no destructivos

Los métodos no destructivos principalmente involucran tratamientos de primer orden. Buscan remover la mayor cantidad posible de partículas para garantizar la mejor eficiencia de tratamientos posteriores. Encuentran interés en la floculación, coagulación, filtración, adsorción, absorción, arrastre por aire, sedimentación gravitacional, etc. Se utilizan para remover partículas sin alterar la química de material voluminoso. Además presentan ventajas como facilidad de implementación y relativo bajo costo comparado con otras técnicas (Mittal A. M., 2010) (Ranade & Bhandari, 2014)

2.1.3.1 Filtración

La idea principal de cribar por filtración es remover desperdicios sólidos presentes en el agua como pedazos de tela, plásticos, papel, madera, cabellos, heces fecales, etc. Normalmente filtración es el primer paso operacional de cualquier planta de tratamiento de aguas por su simpleza y eficiencia con restos duros y grandes. Se utilizan juegos de filtros que van con tamaños de rejilla mayores a menores para seleccionar distintos tamaños de desperdicios. (Gupta, 2012) (Cheremisinoff, Liquid Filtration, 1998)

La filtración por poro es un proceso que utiliza filtros con finos poros con tamaños de 0.1 a 0.5 micro metros. El agua se hace pasar a través de estos filtros y pueden atraparse sólidos suspendidos, aceites y bacterias. Este es el caso de lo que se denomina micro-filtración. Están basados principalmente en el uso de filtros cerámicos o de fibras que pueden ser limpiadas o restauradas. En ocasiones un inconveniente de este tipo de filtros es

que al mismo tiempo pueden ser incubadoras de bacterias. Por esto, muchos filtros incorporan plata en su estructura para remediar el problema. La mayor parte del tiempo estas técnicas se comercializan también a partir de filtros compuestos con distintas capas.

Otra gama de filtros que se incorporan en estos sistemas son los que se fabrican a partir de carbón activado y arena. El filtro de arena es una subespecie de “prefiltro” que usa grava y arena en capas para atrapar partículas suspendidas. Se inyectan líquidos con baja presión para que intenten atravesar las capas, esto provoca la remoción de turbiedad y bacterias que quedan atrapadas o mueren. Mientras que los filtros de carbón activado por su parte, funcionan a través de absorción de químicos y metales pesados que se sienten atraídos a su superficie. Sin embargo, estos últimos presenta algunas dificultades al remover bacterias, de hecho, es un buen caldo nutritivo para estos organismos y otras algas. El imprevisto se remedia acompañándola filtración por carbón activado con tratamientos químicos para desinfectar. (Cheremisinoff, Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies , 2001)

La osmosis inversa si bien no es un método de filtración, atrapa los agentes contaminantes al igual que un filtrado, pero aprovecha otras propiedades además del tamaño de las partículas. Se trata de un mecanismo de purificación que obliga pasar agua a presión (alrededor de 1000psi) a través de una membrana que de alguna manera (como repulsión electrostática) rechaza, principalmente, el paso de iones moleculares. Tiene imperfecciones considerables pues deja pasar gran cantidad de moléculas o patógenos (Cheremisinoff, Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies , 2001)

2.1.3.2 Floculación y coagulación

Existe otra especie de métodos no destructivos de separación que funcionan por agregación de partículas coloidales en líquidos. Forman flóculos o cuámulos que son suficientemente grandes como para sedimentarse o flotar y en ambos casos ser removidos por otro método de filtrado o decantado (Ives, 2012). Estas técnicas son muy útiles para remover el exceso de material contaminante o cuando las partículas de efluente no presentan algún efecto adverso, pero si sus productos de degradación. Este es el caso de muchos colorantes, al removerse intactos se logra eliminar el color del efluente, pero si se degradaran podrían generarse especies tóxicas que antes no existían. Los procesos químicos de floculación y coagulación en aguas residuales involucran la adición de químicos que alteran el estado físico de los sólidos disueltos o suspendidos y así facilitar su remoción (Mane, 2014). Dichos químicos se denominan surfactantes y en el caso de electro-coagulación pueden ser autorregulados o generados in-situ, mejorando la eficiencia de la síntesis y disminuyendo costo agentes surfactantes. (Merzouk, 2010) (Michael, 2014)

En base a la eficiencia de coagulación los químicos coagulantes pueden ser clasificados como sales metálicas hidrolizadas, sales metálicas pre-hidrolizadas y polímeros catiónicos sintéticos. Así es el caso del cloruro férrico, el cloruro de polialuminio y aminometil-policrilamida por dar un ejemplo de cada caso. A pesar que ninguno de los mecanismos de coagulación y floculación ha sido estrictamente establecidos, varios autores concuerdan que el parámetro más importante a considerar además del tiempo de retención, la concentración del coagulante y la velocidad de mezclado, es el pH. De aquí la importancia de que químicos que son pre-neutralizados tengan un efecto menor sobre el pH

del agua, reduciendo la necesidad de corregirlo. En cualquier caso, escoger el coagulante no es tarea sencilla pues la estructura química de la molécula contaminante también afecta la eficiencia del surfactante (Liang, 2014) (Akshaya Kumar Verma, 2012)

El principal inconveniente de la coagulación y floculación es que resuelven un problema a medida que generan otro. Respecto a la contaminación removida, ahora es un problema de los suelos donde sea almacenada. En el acumulando los desechos se pueden generar retos aún mayores. De cualquier forma, estos métodos han demostrado ser los parámetros más efectivos en cuanto a técnicas de pretratamiento de aguas residuales. (Huang, 2009)

2.1.3.3 Adsorción

Los métodos de adsorción funcionan atrapando moléculas contaminantes en la superficie de los materiales adsorbentes. De esta manera también se convierten en técnicas de remoción no destructivas. Son utilizados principalmente como métodos de primer y tercer orden para remover el exceso o completar la eliminación de impurezas (Kovalova, 2013).

Si bien el carbón activado se discutió en el apartado de filtración, es el adsorbente más utilizado en este tipo de procesos. El cual permite remover un amplio espectro de micro-contaminantes y tiene un área superficial específica muy amplia. En este proceso la materia orgánica presente en el agua residual compite por los sitios de adsorción, lo que hace que se requiera una gran cantidad de carbón activado para este tipo de procesos. Además, su eficiencia ha mostrado estar relacionada con el compuesto que adsorbe y la frecuencia con que se reemplaza o regenera el carbón activado. (Margot, 2013) (Grover, 2011) (Nguyen, 2012)

Normalmente el carbón activado adsorbe microcomponentes vía fisisorción debido a fuerzas débiles de Van der Waals. Por otro lado, dependiendo la fuente de síntesis de carbón activado, su activación o reactivación se lleva a cabo con químicos oxidantes y altas temperaturas. Por ejemplo, se utilizan agentes activantes como $ZnCl_2$, H_2PO_4 , H_2SO_4 , etc. Finalmente, en la post activación se remueve el catalizador residual, que puede ser recuperado y reutilizado. (Mohan D. &, 2007)

Un método alternativo de adsorción que vale la pena mencionar, usa biomateriales como adsorbentes de bajo costo. Algunos materiales de este tipo como biopolímeros además de ser amigables con el medio ambiente y estar disponibles en grandes cantidades, tienen la capacidad de remover la concentración de contaminantes específicos, como iones metálicos de transición, inclusive en partes por millón. (Amuda, Giwa, & Bello, 2007).

Además, estos biomateriales suelen ser materia prima para la síntesis de carbón activado, logrando aumentar la sensibilidad y especificidad del material adsorbente. En esta clase de síntesis se adicionan al carbón activado moléculas receptoras o quelantes presentes en los biomateriales. Los materiales adsorbentes de carbono activado derivados de la cascara de coco tienen compuestos quelantes específicos para metales, y son un claro ejemplo de esta denominación (Mohan D. S., 2006).

Recientemente se ha prestado mucha atención a materiales nanoestructurados debido a sus propiedades únicas. En el caso de las nanopartículas de óxido de hierro, por ejemplo, se tiene una gran relación área/volumen que proporciona gran actividad para desenvolver otras propiedades como absorbentes y fotocatalizadoras. Además, las

nanopartículas de hierro son excelentes nanoimanes, por lo que su remoción posterior debería ser sencilla. (Xu, 2012)

2.1.4 Métodos destructivos

Este tipo de métodos están diseñados para mineralizar estructuras moleculares complejas en moléculas básicas fáciles de biodegradar. Evitan problemas como el manejo de contaminantes en otra fase, como lodos o sólidos contaminantes para suelos. Pero por otro lado esta clase de tratamientos también han demostrado ser costosos comparados con los métodos físicos. (Marco, 1997)

2.1.4.1 Oxidación biológica

Se refiere al uso de bacterias y otros microorganismos para remover contaminantes vía su asimilación metabólica. Son un método importante en tratamiento de aguas residuales por su efectividad y su amplia aplicación en plantas reales (Mittal A. , 2011). Existen varias opciones de presentación de este tipo de tratamientos, pues dependen principalmente del efluente a tratar. Generalmente son utilizados como técnicas de segundo orden. Bastantes útiles en muestras contaminantes que no presenten actividad bactericida (Sarayu, 2012). Por ejemplo, en la industria petroquímica normalmente se necesita un pretratamiento del efluente debido a que varias presentaciones del petróleo matan una gran cantidad de bacterias. (Grady Jr, 2011)

Todo tipo de técnica que utiliza bacterias como sistema de descomposición aprovecha la habilidad de estas para obtener del agua residual su fuente de energía y bloques de construcción para la síntesis de nuevas células (Mittal A. , 2011) (Schultz, 2005). Esta actividad metabólica puede remover una gran variedad de contaminantes

inclusive si están crudos (Lofrano G. M., 2013). De cualquier forma, las principales ventajas que dan el carácter dinámico y soportan la aplicación de esta técnica son:

- Bajos costos de operación y bajo capital comparados con otras técnicas.
- Destruir completamente contaminantes en vez de su separación de fase.
- Oxidar una gran variedad de componentes orgánicos.
- Facilidad de operar una gran variedad de flujos de agua y características del efluente. (Schultz, 2005)

La oxidación biológica utilizada en el tratamiento de aguas residuales de hospitales ha demostrado ser bastante efectiva para una gran gama de fármacos. Reduciendo eficientemente hasta el 90% de la demanda química de oxígeno con diversos analitos. Sin embargo, es insuficiente al eliminar la presencia de micro contaminantes específicos, especialmente cuando son antibióticos (Kovalova, 2013) (Ferrando-Climent, 2015).

Por otro lado, se ha visto como este proceso es mejorado considerablemente haciendo uso de procesos avanzados de oxidación. Que al incorporarse en técnicas conjuntas puede aumentar las eficiencias de degradación y la relación costo beneficio del proceso completo. (Zupanc, 2013)

2.1.4.2 Tratamiento Térmico

Procesos que involucran ebullición de agua como la destilación, para su supuesta purificación solo logran desmineralizar soluciones por cristalización al reducir la concentración de solvente. Pero permiten que otros compuestos con puntos menores de ebullición puedan ser reincorporados al efluente. Pueden ser considerados métodos

destruictivos pues al mantener la temperatura de ebullición por unos cuantos minutos se puede librar al sistema de algunas esporas de bacterias patógenas. Como consecuencia, este proceso genera un gasto energético de considerable, que puede ser dirigido a tecnologías eficientes de calentamiento como destiladores solares. (Cheremisinoff, Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies , 2001)

2.1.4.3 Oxidación química

En la oxidación química los mecanismos de reacción cambian la estructura y propiedades químicas de compuestos orgánicos en el agua. Estos, son oxidados y generan productos fácilmente biodegradables como dióxido de carbono, alcoholes, aldehídos, cetonas, ácidos carboxílicos, entre otros. Se lleva a cabo a partir de oxidantes como permanganato de potasio, cloro, ozono, peróxido de hidrogeno, reactivo de Fenton (H_2O_2 y Fe como catalizador) y dióxidos de cloro principalmente.

Al igual que en otras técnicas, la capacidad de oxidación con precursores químicos depende de la naturaleza de los compuestos contaminantes. Además, la temperatura, el pH y el uso de catalizadores juegan un papel importante en el desarrollo de estas técnicas. Es ampliamente utilizada para remover contaminantes como amoniaco, fenoles, tintes, hidrocarburos, entre otros. Ha demostrado ser útil en plantas de tratamiento reales, como técnica de soporte a la oxidación biológica. Pero, el principal reto que enfrenta esta estrategia son los elevados costos. Cuesta cerca de 100 a 2000 dólares limpiar un millón de litros de agua residual. (Lin, 1997) (Marco, 1997) (Gupta, 2012) (Harleman, 1999)

2.1.4.4 Procesos avanzados de oxidación

Los procesos avanzados de oxidación (PAO's) han tomado fuerte interés en los últimos 20 años por su potencial aplicación y evidente fuerza al descomponer materia orgánica contaminante (Lofrano G. M., 2013). El concepto que inicialmente fuera establecido por Glaze (Glaze, Kang , & Chapin, 1987) define principalmente procesos que involucran la generación y uso de especies oxidantes transitorias, principalmente radicales hidroxilo. Algunas técnicas de este tipo además realizan transformaciones de contaminantes tóxicos que son poco susceptibles a la oxidación química, haciendo uso de reductores químicos. Este es el caso de la fotocatalisis heterogénea y radiólisis, por nombrar algunas. De cualquier forma, los procesos avanzados de oxidación pueden ser clasificados en procesos electroquímicos, fotoquímicos, químicos y otros.

Los principales procesos avanzados de oxidación incluyen tecnologías basadas en UV, reactivo Fenton, cavitación acústica e hidrodinámica, oxidación húmeda, radiación (haces de electrones), ozonización, plasma, etc. Pero todos coinciden en que generan radicales hidroxilos como agente oxidante. La cavitación, por ejemplo, es un fenómeno físico donde pequeñas burbujas y clústeres de burbujas se forman y crecen en un medio líquido, liberando una gran cantidad de energía. El colapso de estas burbujas resulta en un incremento de la temperatura local, alrededor de 5000 °K, suficiente para propiciar la ruptura homolítica de las moléculas de agua cercanas y generar así, radicales hidroxilo. (Zupanc, 2013)

Este tipo de tecnologías (PAO's) son el resultado del mejoramiento de estrategias como la oxidación química, donde los procesos oxidativos no son suficientes para la

descomposición total de contaminantes en agua. Los procesos avanzados de oxidación normalmente involucran procesos simultáneos de oxidación, al tiempo en que producen los radicales hidroxilos (Gupta, 2012) (Lofrano G. M., 2013). (Bandala, 2007)

En el caso de los tratamientos presentes en plantas actuales, las aguas residuales de producción humana se tratan de forma “efectiva” por procesos biológicos, pero en repetidas ocasiones los tratamientos no están completos (Sarayu, 2012). Los PAO’s ofrecen una buena alternativa como métodos de pretratamiento de contaminantes resistentes a la biodegradación. O bien, como técnicas de postratamiento para el pulido de aguas antes de su reincorporación.

Esta clase de tecnologías (basadas en la producción de radicales hidroxilo) normalmente se tienen las siguientes ventajas. (Domenech, Jardim, & Litter, 2001)

- Cambian de fase al contaminante al mismo tiempo de transformar químicamente su estructura.
- Soy muy útiles para tratar contaminantes refractarios que resisten otros métodos, principalmente el biológico. Los PAO’s pueden transformar dichos contaminantes en productos tratables por otras técnicas.
- Generalmente se consigue la mineralización completa (destrucción) del contaminante.
- Sirven para tratar contaminantes a bajas concentraciones (en ppm, ppb)
- No se forman subproductos de reacción, o se forman en baja concentración.

- Eliminan efectos sobre la salud de desinfectantes y oxidantes residuales alternos como el cloro.

2.1.4.4.1 Radical Hidroxilo

La velocidad de oxidación en los PAO's esta incrementada por la participación de radicales hidroxilo. El cual, ataca a todos los compuestos orgánicos reaccionando de 10^6 a 10^{12} veces más rápido que otros oxidantes alternativos como O_3 . Además de tener una mayor factibilidad termodinámica, el radical hidroxilo es el oxidante más energético después del flúor (potencial redox estándar de 3.03 volts para flúor y de 2.80 volts para el radical hidroxilo con ENH) (Marali & Gauthier) (Domenech, Jardim, & Litter, 2001)

Una vez que se generan los radicales hidroxilos, estos pueden reaccionar de forma casi instantánea y dependiendo de la química de la molécula orgánica la reacción puede llevarse a cabo vía dehidrogenación, hidroxilación u oxido-reducción. Dependiendo del mecanismo, la reacción tiene en promedio una constante de velocidad de 10^7 mol⁻¹ L s⁻¹ a 10^{10} mol⁻¹ L s⁻¹. (Atkinson, 1986) (Carter, 2007)

En la dehidrogenación los radicales pueden oxidar compuestos aromáticos por abstracción de átomos de hidrógeno en cadenas de hidrocarburos. Se crean sitios radicalarios en la cadena que son atacados por oxígeno para formar radicales peróxido, iniciando así la secuencia de degradación.

- $RH + \cdot OH \rightarrow R\cdot + H_2O$
- $R\cdot + O_2 \rightarrow ROO\cdot$
- $ROO\cdot + n (\cdot OH/O_2) \rightarrow xCO_2 + yH_2O$

Hidroxilación se refiere al ataque de radicales hidroxilo en puntos de alta densidad electrónica, como enlaces insaturados de compuestos aromáticos sustituidos, alquenos o alquinos. (Perry, 1977)

- $\text{ArX} + \cdot\text{OH} \rightarrow \text{HOArX}\cdot$
- $\text{HOArX}\cdot + n (\text{O}_2/\cdot\text{OH}) \rightarrow \text{HX} + x\text{CO}_2 + y\text{H}_2\text{O}$

Finalmente, la transferencia de electrones permite la ionización de una molécula. Este mecanismo toma importancia cuando los dos anteriores son inhibidos por múltiples sustituciones con halógenos u obstrucción estérica. Se producen radicales orgánicos que reaccionan con oxígeno para iniciar la cadena oxidativa.

- $\text{RX} + \cdot\text{OH} \rightarrow \text{RX}\cdot^+ + \text{OH}^-$
- $\text{RX}\cdot^+ + n (\text{O}_2/\cdot\text{OH}) \rightarrow \text{HX} + x\text{CO}_2 + y\text{H}_2\text{O}$

Por otro lado, es importante mencionar que esta clase de reacciones siempre entra en competencia con otras reacciones “parasitas” que podrían ocurrir en el entorno químico. Por ejemplo, en cualquier tipo de proceso que se tengan soluciones acuosas carbonatadas existirá una atracción de los iones bicarbonato y carbonato por atrapar radicales hidroxilo.

2.1.4.4.2 Fenton

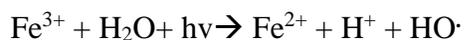
La técnica que fuera descrita por primera vez en 1894 por Henry John Hornstman Fenton tiene como fundamento lograr reaccionar iones hierro (II) y peróxido de hidrógeno en medio ácido para formar hierro (III), así como iones y radicales hidroxilo. Durante el mecanismo de reacción se produce la regeneración lentamente de iones hierro (II), pero al mismo tiempo ocurre una dependencia al pH ácido de 2.8 a 3 para evitar precipitar iones

Fe(OH)₃ y una temperatura ideal de 45°C. (Lofrano G. M., 2007) (Domenech, Jardim, & Litter, 2001) (Andreozzi R. C., 1999).

- $\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}^{3+} + \text{HO}^- + \text{HO}\cdot$
- $\text{Fe}^{3+} + \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{H}^+ + \text{HOO}\cdot$

La eficiencia del proceso Fenton se ve afectada por el pH, la temperatura, relación de concentración entre peróxido de hidrogeno/sales de hierro(II)/contaminante y de la administración continua de la sal. Sobre la relación entre los precursores, varios autores proponen rangos muy diferentes en la relación H₂O₂:Fe(II) que van de 5:1 a 20:1, de 10:1 a 200:1 y hasta de 100:1 a 1000:1. Lo que sugiere que esto depende mucho de que otras especies químicas se generen en la reacción (Ramirez, 2005) (Gernjak, 2006) (Pignatello, 2006).

Recientemente el enfoque tecnológico se ha centrado en el mejoramiento de esta técnica para compensar inconvenientes como la formación de reacciones parásitas (por ejemplo, la formación de complejos de hierro con ácidos carboxílicos), dependencia al pH y regeneración de reactivos. Así, la técnica puede ir asistida electro y/o fotoquímicamente en busca de su mejoramiento (Yamal Turbay, 2013). Por ejemplo los iones hierro (III) pueden ir a un estado excitado al ser irradiados por longitudes de onda entre 300 y 500 nm, mejorando con esto su velocidad regeneración (Tokumura, 2008). En cambio, cuando Fenton es asistida eléctricamente se evita la dependencia al pH.



2.1.4.4.3 Fotocatálisis

La fotocatálisis se define como la aceleración de una fotorreacción producida por un catalizador. En la fotocatálisis heterogénea, la energía proveniente de un fotón de luz (UV o solar) excita un electrón de la banda de valencia del fotocatalizador a la banda de conducción, formando un par electro- hueco o excitón. Estos electrones excitados son transferidos al oxidante. Al mismo tiempo, el catalizador acepta electrones del agente reductor, llenando los huecos generados y permaneciendo inalterado (Bandala, 2007) (Andreozzi R. C., 1999). En otras palabras, la fuerza impulsora del proceso termodinámico de transferencia electrónica que ocurre en la interfaz es la diferencia de energía entre los niveles del semiconductor y el potencial redox de las especies adsorbidas. (Domenech, Jardim, & Litter, 2001)

Los semiconductores más utilizados prefieren bandas de valencia con potencial oxidante (+1 a +3.5 V) y bandas de conducción moderadamente reductoras (+0.5 a -1.5 V). De este modo, existen varios calcogenuros (calcógeno con metal positivo) usados como fotocatalizadores, así TiO_2 , ZnO , ZrO , CeO_2 , CdS , ZnS son varios ejemplos. (Gupta, 2012) Por el contrario, en la fotocatálisis homogénea el fotocatalizador está disuelto en agua durante el proceso de óxido-reducción. Algunos ejemplos de fotocatálisis homogénea muy utilizados son los de tipo foto-Fenton. De cualquier forma, ambos procesos (fotocatálisis homogénea o heterogénea) se basan en la generación de radicales hidroxilo para su función. (Bandala, 2007).

2.1.4.4.4 Fotólisis UV

Esta técnica busca la ruptura homolítica de las uniones químicas de compuestos orgánicos en fases condensada y gaseosa para su degradación, así como la fotólisis de agua para producir radicales hidroxilo y átomos de hidrogeno. Normalmente se utilizan irradiaciones de longitudes de onda menores a 190nm que por lo general se logran con lámparas de excímeros (dímero excitado) de Xenon (longitud de onda de 172 nm). Sin embargo, es mucho más utilizada para degradación de contaminantes en corriente de aire con alto contenido de humedad, para la obtención de agua ultra pura. (Domenech, Jardim, & Litter, 2001)

2.1.4.4.5 Ozonólisis

El ozono es un poderoso oxidante y bactericida que se ha aplicado desde hace mucho tiempo en el tratamiento de agua potable. Su uso permite el notable mejoramiento de las propiedades organolépticas (olor, textura, color y sabor) del agua residual, así como biodegradabilidad de las mismas. El ozono se transforma solo en oxígeno y agua, evitando ser tan toxico como otros métodos que incorporan agentes nocivos como cloro. Su generación in-situ por la descarga eléctrica en corriente de aire es bien conocida y fácil de utilizar. (Domenech, Jardim, & Litter, 2001) (Forero, 2005) (Kogelschatz U. , 1988)

Puede reaccionar de forma directa con un compuesto orgánico o a través de una reacción radicalaria favorecida por un medio alcalino. Este último mecanismo de reacción es rápido y no selectivo gracias a la participación de intermediarios (radical hidroxilo).Donde el ozono rompe la molécula de agua formando oxígeno y radicales hidroxilo que reaccionan rápidamente. (Poyatos, 2010)

Sin embargo, en el manejo de esta técnica se requiere una relación molar bastante alta de ozono a contaminante (mayor que 5:1). Además de una agitación eficiente que hace necesario el uso de difusores, mezcladores en línea y torres de contacto. Esto agrega costos altos a la inversión de la utilización de la técnica en masa. (Domenech, Jardim, & Litter, 2001)

La ozonólisis tiene una variedad de tendencias donde el ozono puede ser aplicado al mismo tiempo de catalizarse con fuentes de energía y reactivos (Poyatos, 2010). El catalizador más frecuentemente utilizado es el Fe^{2+} al igual que Mn^{2+} que logran mejorar la relación costo/beneficio de la inversión al usarse bajas concentraciones de estos como catalizadores (Andreozzi R. C., 1999) (Carbajo, 2007). También se ha observado que la producción de radicales hidroxilo a partir de ozono se lleva a cabo de manera efectiva haciendo uso de ultrasonido (Naffrechoux, 2000) o fotocatalizadores como dióxido de titanio (Tanaka, 1996), además aprovechando luz ultravioleta y/o energía de ultrasonido se minimizan los tiempos de reacción considerablemente (Naffrechoux, 2000).

2.1.4.4.6 Métodos electroquímicos

Esta clase de procesos están basados en el uso de energía eléctrica para romper moléculas en su degradación. Puede existir la intervención de radicales hidroxilos generados in-situ por la transferencia de electrones producida en el medio acuoso. Estos métodos presentan ventajas como el mejoramiento en la efectividad de los procesos al ser catalizados electroquímicamente, así como reducir el uso de precursores oxidantes al poder regenerarlos como parte de los mecanismos de reacción. Sin embargo, es importante

considerar los costos energéticos y la estabilidad de los electrodos para este tipo de trabajos (Poyatos, 2010).

En general los tratamientos electroquímicos se pueden subdividir en dos categorías: oxidación anódica directa y oxidación indirecta, esta última hace uso de oxidantes formados anódicamente como Cloro, hipoclorito, peróxido, ozono, radical hidroxilo, etc. La ruta de degradación electroquímica (directa o indirecta) depende principalmente del tipo de material anódico. Por ejemplo, los mecanismos de oxidación en electrodos de óxidos metálicos se explican bien de acuerdo al esquema de Comninellis en base a electrodos “activos” y “no activos” (Martínez-Huitile, 2006). Los electrodos activos o con actividad catalítica promueven la adsorción de reactivos y productos en su superficie. Cuando no son activos, los reactivos y productos no interactúan en la superficie del electrodo.

El esquema de Comninellis muestra los mecanismos de oxidación de compuestos orgánicos, “R”, en electrodos con actividad y sin ella. Donde 1, 2, 4 y 6 representan electrodos activos y 1, 3 y 5 electrodos que no lo son. En principio ambos tipos de electrodo generan la ruptura homolítica de la molécula de agua a través de la descarga eléctrica, generando

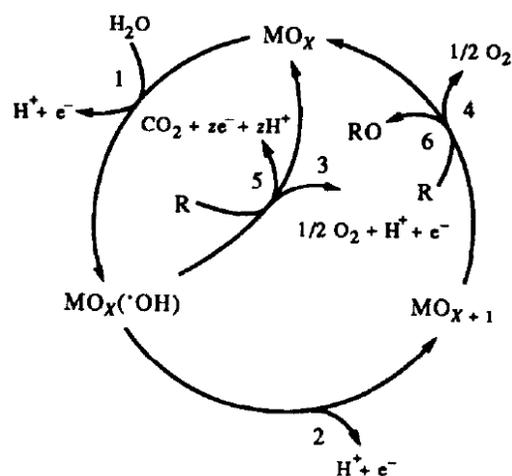


Ilustración 1: Esquema de Comninellis
radicales hidroxilo adsorbidos en la superficie del metal. Después, la electrodegradación se lleva a cabo por dos rutas dependiendo de la naturaleza del electrodo. Los electrodos activos forman un óxido metálico que oxida de forma selectiva compuestos orgánicos en la

superficie del electrodo y genera la evolución de oxígeno a través de la descomposición química del óxido metálico. Pero si los electrodos no son activos, entonces la combustión de los compuestos orgánicos ocurre a través de los radicales hidroxilos, junto con la evolución simultánea de oxígeno por la oxidación electroquímica de los radicales (Comninellis, 1994).

2.1.4.4.6.1 Oxidación anódica directa

La oxidación directa requiere electrodos con un alto sobrepotencial de oxígeno, además de ser estables a la corrosión. La descarga del agua en la superficie del electrodo forma radicales hidroxilo que son adsorbidos en la superficie. Este radical es el estado activo del agua, que provoca la transferencia de oxígeno a la molécula orgánica. Al mismo tiempo se da lugar a la co-evolución de oxígeno molecular por la oxidación de agua que compite por los estados activos del electrodo. Las variables más importantes en el control de estas técnicas son la concentración del compuesto orgánico, el electrolito soporte añadido, el pH, la temperatura y claro, el tipo de material con que está fabricado el electrodo (Martínez-Huitle, 2006) (Domenech, Jardim, & Litter, 2001) (Poyatos, 2010).

2.1.4.4.6.2 Electrodo

Existe una amplia variedad de electrodos usados para la descontaminación de analitos en medio acuoso. La practicidad de su aplicación depende de diversos factores que buscan mejorar la relación costo/beneficio. Estos mismos son reportados en la literatura con distintas eficiencias dependiendo del entorno electroquímico en el que se trabajen. Por ejemplo, la velocidad de degradación en la interfaz depende de la velocidad de adsorción en la superficie y esta a su vez de la química del componente en interacción con el sustrato

(actividad del electrodo). Otras características como estabilidad del electrodo frente a potenciales elevados, desactivación por envenenamiento y costos de producción hacen que proponer un electrodo no sea tan obvio (Correa-Lozano, Service life of Ti/SnO₂-Sb₂O₅ anodes, 1997) (Montilla, 2004) (Tahar, 1998). En este contexto, se ha observado que el uso de óxidos metálicos como PbO₂ o SnO₂, resultan ser menos propensos a la formación de incrustaciones en su superficie al anodizar una solución con contaminantes (Rodgers, 1999).

En los últimos años se han estudiado de manera exhaustiva la viabilidad de diferentes electrodos y contaminantes. Sin embargo, de forma general se ha observado una relación en la eficiencia de degradación con el área superficial y la densidad de corriente. Pues al aumentar la cantidad de puntos activos en superficie y llegar a los límites permitidos de corriente, se favorecen las reacciones redox pertinentes (Panizza M. M., 2001).

2.1.4.4.6.2.1 BDD

El diamante dopado con boro es una clase de material de electrodo que ha generado importancia recientemente. Es una película sintética con una morfología nanoestructurada con una amplia ventana de potencial, una alta estabilidad anódica. Al usarse en oxidación electroquímica genera oxidantes fuertes en superficie con altos niveles de rendimiento en la conversión y combustión de compuestos orgánicos no clorados (Martínez-Huitle, 2006).

Un buen acercamiento en el estado del arte del desarrollo de estrategias que utilizan electrodo de diamante dopado con boro son los trabajos efectuados por Quiroz et al. Mismos que demuestran la efectividad del electrodo y su dependencia a factores

electroquímicos como la temperatura, agitación, densidad de corriente. En este cuadro, se proponen densidades de corrientes alrededor de los 30 mA/cm² para minimizar los consumos energéticos (Alfaro, 2006) (Quiroz, 2014) (Bensalah, 2009) (Rocha, 2014) (de Moura, 2015).

También ha demostrado tener éxito en la mineralización y degradación de fármacos según varios estudios en la literatura. Menaoace y colaboradores demostraron tener un buenos resultados en la degradación electroquímica de antibióticos macrólidos usando BDD como electrodos, frente a otros PAO's como la ozonólisis (Menaoace, Diaz, & Weiss, 2008). De acuerdo con Bujanovic, el ibuprofeno también se degrada eficientemente con el uso de BDD. El equipo consiguió descomponer el 81.4 % de la concentración inicial (375 mg/L) tras 6 horas de electrólisis (Bujanovic, 2015). También mostro ser eficiente con esteroides como la progesterona (de Vidales, 2012)

2.1.4.4.6.2.2 PbO₂

El electrodo de dióxido de plomo pertenece a una generación de electrodos propuestos para incrementar la tasa de degradación electrocatalítica. Con la implementación de estos electrodos se mejora la velocidad de reacción a consecuencia del mejoramiento de la cinética de oxidación. En distintas ocasiones ha sido comparado frente a otros ánodos dimensionalmente estables (depósitos de óxidos dopados en sustratos metálicos) como con SnO₂. Por ejemplo, Rogers et al, demostraron que, al aplicar la electrolización anódica ante fenoles clorados, el PbO₂ prefiere la transferencia directa de electrones para la oxidación, mientras que SnO₂ lleva la degradación vía indirecta, haciendo uso de radicales hidroxilo. Pero al entrar en competencia los resultados varían dependiendo de la densidad de corriente

utilizada (Rodgers, 1999). Mientras que Zaviska demostró que en la degradación de bisfenol A se prefiere PbO_2 frente a SnO_2 o IrO_2 (Zaviska, 2012). Y Quiroz observó resultados similares para ambos electrodos (PbO_2 , SnO_2) en la degradación de 1-hidroxí-2,4-dinitrobenzeno (Quiroz, 2014).

2.1.4.4.6.2.3 SnO_2

Algunos autores concuerdan que el dentro de los electrodos derivados de óxidos metálicos, el SnO_2 tiene la eficiencia de degradación más alta, además de bajos costos de producción y altos sobre potenciales de evolución de cloro y oxígeno (Kötz, 1991) (Vicent, 1998). Se ha observado cómo funciona mejor que otros electrodos en la remoción de contaminantes como fenol al generar agentes oxidantes como ozono (Kötz, 1991) (Basiriparsa, 2012). Finalmente, no desprende agentes tóxicos al efluente en comparación con el PbO_2 . El problema con estos electrodos es su corto periodo de vida y su conductividad eléctrica (semiconductor con alta resistencia a temperatura ambiente). Aspectos que han mostrado ser superado por el dopaje en el proceso de síntesis con Sb_2O_5 - IrO_2 (Adams, 2009) (Correa-Lozano, Service life of Ti/SnO_2 - Sb_2O_5 anodes, 1997) (Santos, 2013).

2.1.4.4.6.3 Electro- Fenton

El poder de degradación de las técnicas tipo electro frenón se explica por la doble ruta de formación de radicales hidroxilo. Los contaminantes pueden degradarse simultáneamente por la formación homogénea de radicales a partir de la reacción Fenton entre Fe^{2+} y H_2O_2 o bien, por su producción heterogénea en la superficie del ánodo por la descarga eléctrica de agua como ocurre en electroxidación anódica (Panizza M. D., 2014).



Otra ventaja que presenta la reacción Fenton soportada por electrocatálisis es que le es posible regenerar en la superficie del cátodo los iones Fe^{+2} vía una transferencia de electrones. Al igual que en Fenton, los iones metálicos son añadidos inicialmente en forma de sales para dar inicio a la reacción, pero en cambio se recuperan mucho más rápido. Lo mismo pasa con el peróxido de hidrógeno que también es regenerado a partir de oxígeno y protones. Esto sugiere que el sistema debe de estar aireado o alimentado de oxígeno. Sin embargo, la adición continua de peróxido durante toda la reacción ha demostrado ser más efectiva (Poyatos, 2010).

- $\text{Fe}^{+3} + \text{e}^- \rightarrow \text{Fe}^{+2}$
- $\text{O}_2 + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{H}_2\text{O}_2$

Además de controlar la regeneración de los reactivos, electro-Fenton, por si solo resuelve la dependencia de un pH ácido y algunas de las reacciones parásitas más importantes en Fenton (relacionadas con reacciones entre $\cdot\text{OH}$ y H_2O_2 ; $\cdot\text{OH}$ y Fe^{+2}). Pero genera otras como la formación de radicales peróxido. Este último inconveniente puede resolverse aplicando Fotólisis, pues los radicales peróxidos forman radicales hidroxilo al interactuar con luz, siendo muy propensos en especial a la UV. (Yamal Turbay, 2013)

Electro Fenton normalmente se lleva a cabo en una celda electroquímica no dividida equipada con cátodos derivados de carbono y funciona bien con ánodos de alto sobre potencial de oxígeno como BDD (SOPAJ, 2012) (Panizza M. D., 2014).

2.2 CONTAMINANTES EMERGENTES

En la última década, contaminantes emergentes como los compuestos derivados de la industria farmacéutica han despertado la preocupación de la comunidad científica por el cuidado del medio ambiente. La razón más evidente es el incremento significativo en el uso de estas sustancias y las regulaciones cada vez más estrictas, mismas que son resultado de la investigación sobre el impacto toxicológico y ambiental de los supuestos productos (Rubio Clemente, Chica Arrieta, & Peñuela Mesa, 2013). En la medicina moderna, por ejemplo, las sustancias farmacéuticas tienen un papel decisivo y su uso ha incrementado a medida que el interés por expectativas de vida y el cuidado médico aumenta.

Los compuestos farmacológicos son usados en salud, veterinaria y ganadería principalmente, y donde finalizado su cometido en los organismos vivos, son excretados en heces y orina, ya sea como metabolitos o como el compuesto original. Cerca del 10 al 90% de la dosis administrada en medicinas animales y humanas no son metabolizadas por el organismo antes de ser desechadas (Zhang, 2013) (Svetlana, Tatjana, & Mila, 2009). Después de un tiempo, estos pueden incorporarse al medio acuático a través de los medios de descarga de agua residual. (Zupanc, 2013) (Heberer, 2002). En la literatura se pueden encontrar varios estudios que comprueban esta hipótesis, se ha demostrado que muchos fármacos y sus metabolitos están presentes en aguas superficiales expuestas a descargas de agua tratada e inclusive se ha observado la presencia de estos en sistemas de agua potable y subterránea. (Pérez, 2007) (Bartelt-Hunt, 2009) (Grujić, 2009) (Vazquez-Roig, 2010) (López-Serna, 2013)

Una vez que los fármacos entran en el medio acuático estos pueden generar repercusiones sutiles en los organismos vivos ahí presentes, especialmente cuando se expone el efluente a un largo periodo de contaminación. (Schnell, 2009) (Pomati, 2006). Este es el caso de los antibióticos, a los que se les considera contaminantes “pseudo-persistentes” debido a que se introducen continuamente dentro del ambiente natural. Uno de los mayores problemas es la presencia de componentes con capacidad antimicrobiana pues pueden permitir que se generen y propaguen nuevas cepas bacterianas resistentes a antibióticos. (Svetlana, Tatjana, & Mila, 2009) (Lindsey, 2001) (Renew, 2004) (Zhang, 2013).

La larga exposición de antibióticos al ecosistema acuático permite la diseminación de bacterias resistentes a ese antibiótico, así como genes resistentes que pueden cambiar la naturaleza del ecosistema bacteriano. Además, algunos antibióticos residuales presentan otros efectos adversos para organismos vivos que no son necesariamente bacterias, como comunidades de algas. (Baquero, 2015) (Huerta, 2013) (Rosi-Marshall, 2013)

En relación con esta preocupación, la Organización Mundial de la Salud concierne en su reporte del 2014 que este problema no es una predicción para el futuro sino una consideración actual a nivel mundial que debe ser atendida (WHO, 2014).

2.2.1 Agua Residual Hospitales

El agua residual de hospitales contiene una alta cantidad productos farmacéuticos de todo tipo. Dentro de los cuales existen antibióticos listos para depositarse en aguas del subsuelo y otros cuerpos vulnerables de agua. Los antibióticos presentes en estos residuos son una

preocupación medio ambiental relevante pues contribuyen a propagar la resistencia a antibióticos de bacterias presentes en fuentes contaminadas. (Kovalova, 2013)

Tratar directamente las aguas residuales de hospitales presenta ventajas considerables. Se evita la disolución de contaminantes por incorporarlas al efluente municipal. Además de eludir posibles fugas en el alcantarillado que incorporarían contaminantes en el ecosistema. (Kümmerer, 2001) (Ort, 2010) (Verlicchi, 2010) (Heberer, 2002).

Algunos estudios en la literatura han demostrado que algunos fármacos, entre ellos la amoxicilina, se encuentran en las aguas que llegan a plantas de tratamiento y resisten el proceso de tratado, principalmente el biológico. La eficiencia de degradación en estos casos oscila del 0 al 90% dependiendo el compuesto farmacéutico. (Svetlana, Tatjana, & Mila, 2009) (A. Jelic, 2011) (Ternes, 1998) (Andreozzi, Raffaele, & Nicklas, 2003).

2.2.2 Amoxicilina

La amoxicilina es un antibiótico beta-lactámico semi-sintético derivado de la penicilina, se caracteriza por tener una estructura molecular compleja con cadenas que otorgan resistencia al metabolismo de microorganismos, por ende a la transformación biológica además de volverlo toxico para muchos organismos (Moussavi, 2015) (Dimitrakopoulou, 2012).

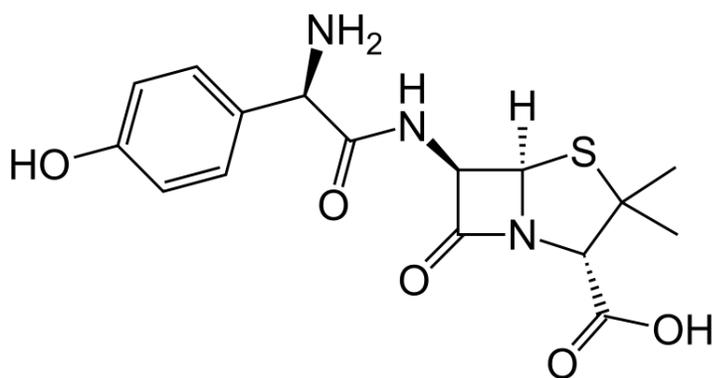
Se trata de una amino penicilina cuyo nombre sistemático es ácido (2S,5R,6R)-6-[(R)-2-amino-2-(4-hidroxifenil) acetamido]-3,3-dimetil-7o.

Específicamente en la amoxicilina el anillo betalactámico es el responsable de inhibir la síntesis de pared celular (Ay, 2010). Tiene actividad con una amplia variedad de bacterias Gram-positivas y Gram-negativas (Klauson, 2010). Entre las que destacan principalmente organismos patógenos como: neumococos, estreptococos y estafilococos;

gonococos y meningococos; *Escherichia coli*, *Haemophilus influenzae*, *Proteus vulgaris*, *Bordetella pertusis* y *Shigella sonnei*; además de *Listeria monocytogenes* y *Leptospiras* (Rubio, 2003).

2.2.2.1 Estructura

La amoxicilina es la única penicilina fenólica, posee un anillo beta-lactámico tipo



penicilina que presenta la actividad antibacteriana. Su cadena principal con sustituyentes α -amino proporciona propiedades químicas y farmacológicas importantes (Uslu, 1999) (Panizza M. D., 2014).

Ilustración 2: Estructura Amoxicilina

2.2.2.2 Estabilidad Química

La principal descomposición de la amoxicilina es a través de hidrólisis. En medio alcalino se descompone a ácido peniciloico por apertura del anillo lactámico para su posterior descarboxilación y formar ácido peniloico. Mientras que en medio ácido, se hidroliza a ácido amoxicilín penicilénico y otros productos como ácido penáldico, penicilamina y peniloadehido (Rubio Clemente, Chica Arrieta, & Peñuela Mesa, 2013).

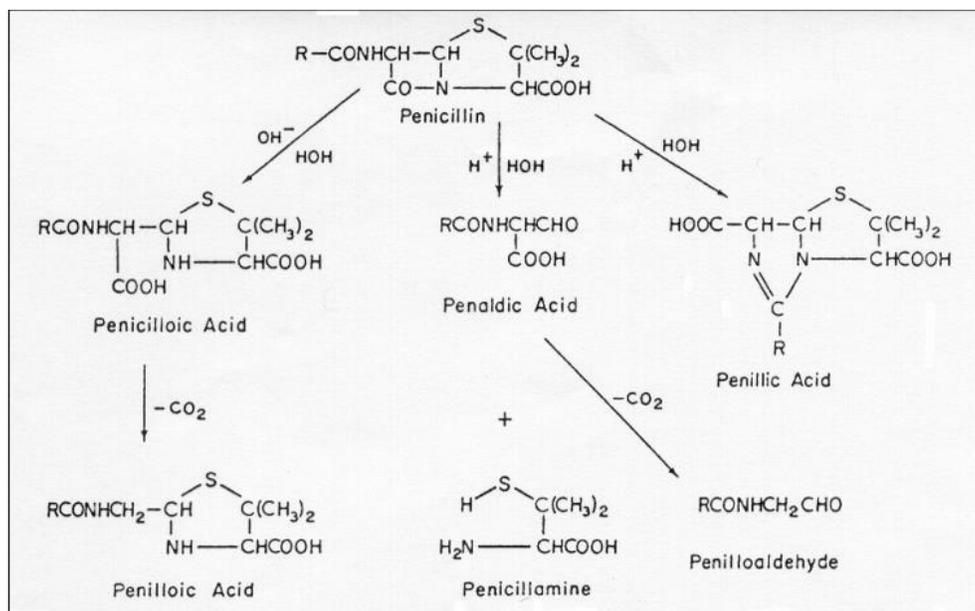


Ilustración 3: Hidrolisis de amoxicilina en medio ácido y básico

En la literatura se han reportado varios procesos de oxidación avanzada para la descomposición de amoxicilina. Entre los que destacan, la foto degradación con buenos resultados en concentraciones bajas (10 ppm), usando dióxido de titanio (Escorcia Gómez, 2013), foto Fenton con resultados buenos a concentraciones más altas (100ppm) (Ay, 2010) (Mavronikola, 2009), al igual que con sonoquímica (Serna-Galvis, 2016) y bajo electrooxidación con electrodos dimensionalmente estables (Santos, 2013). Pero los estudios realizados se han enfocado en la mineralización y degradación de la amoxicilina, dejando a un lado las implicaciones de los productos generados.

2.2.2.3 Toxicidad

La amoxicilina es caracterizada por su alta toxicidad y mutagenicidad. Produce resistencia de organismos patógenos y mata otros organismos acuáticos (Moussavi, 2015). Sin embargo al tener las mismas características que los antibióticos del grupo de las penicilinas es fácil de hidrolizar, por ello cuando alcanza el medio ambiente es más probable

encontrarla como uno de sus productos de hidrólisis, que también podrían presentar toxicidad. (Heberer, 2002). Esto no quiere decir que esté exenta de tener un impacto ambiental considerable, algunas publicaciones demuestran evidencia de encontrar amoxicilina en pequeñas cantidades en aguas superficiales (Dimitrakopoulou, 2012) (Zhang, 2013) (Svetlana, Tatjana, & Mila, 2009). E inclusive a estas concentraciones se podría encontrar un efecto considerable debido a que este tipo de moléculas están diseñadas para detonar efectos biológicos a bajas dosis. Además, es incierto si al combinarse con otro tipo de drogas que compartan mecanismos de acción similares, se tengan efectos tóxicos sinérgicos.

Por otro lado, los supuestos productos de hidrólisis podrían también tener repercusiones para los organismos vivos. Se ha observado que diversos compuestos fenólicos son nocivos para la salud y se bioacumulan fácilmente en aguas, suelos y organismos vivos (Campos). Ante este inoportuno, la degradación de compuestos fenólicos ha demostrado ser eficiente por métodos electroquímicos en comparación con otras técnicas (Vicent, 1998)

2.2.2.4 Aplicación

Es el antibiótico más usado en medicina humana y veterinaria (Moussavi, 2015), a menudo es utilizado como primer remedio de infecciones de diferente gravedad por su amplio espectro de actividad antibacteriana.

Aunque los últimos registros de su uso en México no fueron encontrados en la literatura, en el año 2007 se administraron alrededor de 6 dosis diarias de penicilinas por cada mil habitantes. Y para el 2012 un total de 9 dosis diarias por mil habitantes (Wirtz,

2010) (Santa-Ana-Tellez Y. M.-T., 2013). Estos números se pueden traducir (haciendo uso de la densidad de población en los años respectivos) a 240.5 y 384.5 millones de dosis al año en el 2007 y el 2012 respectivamente.

Del total de dosis de penicilinas administradas en el 2008, el 62% fue amoxicilina y en el 2012 correspondió al 75% de las dosis (Santa-Ana-Tellez Y. M.-T., 2015). Lo anterior se entiende como un total de 288 millones de dosis de amoxicilina en el año de 2012. Donde la cantidad en masa prescrita por año puede ser calculada a partir del número de dosis y los 500 mg promedio por dosis (SALUD, 2011). Es decir, un total de 144 mil toneladas de amoxicilina prescrita en el año 2012. Sin embargo las concentraciones reales que se liberen al ambiente dependen del comportamiento fármaco-cinético de los compuestos, es decir vida media, excreción y metabolismo de la amoxicilina; además de la estabilidad de su estructura al entrar en medio acuoso (Ternes, 1998).

2.2.2.5 Excreción

Se han reportado niveles de excreción de amoxicilina sin metabolizar están alrededor del 86 +/- 8% en orina humana, lo que hace posible su reincorporación a los cuerpos de descarga de agua residual urbana en grandes cantidades. (García-Reiriz, 2007) (Benito-Peña, 2006)