



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

Programa de Doctorado en Ingeniería del Agua y Medioambiental

**Aportación a la Implantación del Análisis de
Riesgo en los Sistemas de Distribución del Agua:
caso del *Cryptosporidium* Para distintos niveles
de Desarrollo Tecnológico en la Potabilizadora.**

Tesis Doctoral

Doctorando:

Gilver Odilon Mendel KOMBO MPINDOU

Directores:

**Dr Escuder Bueno, Ignacio
Dr Macián Cervera, Vicente Javier
Dra Doménech Antich, Eva María**

Valencia, Marzo 2023

- *A Dios que me dio la oportunidad de vivir y darme la fuerza necesaria para salir adelante en cada obstáculo.*

- *A mis padres **Gilbert KOMBO** y **Veronique BIKOYI** por su cariño, su apoyo, su infinita paciencia que siempre me ha motivado a seguir adelante.*

- *A mi esposa **Estela Chordá Ramón** por brindarme su por su invaluable paciencia, comprensión y apoyo durante este camino.*

“No soy un optimista sino un gran creyente de la esperanza.”

Nelson Mandela.

"El agua es vida y el agua limpia significa salud ".

Audrey Hepburn.

Agradecimientos

Primero me gustaría agradecer a mis directores de la Tesis: Escuder Bueno, Ignacio Macián Cervera, Vicente Javier, Doménech Antich, Eva María por haberme aceptarme, dejándome la posibilidad de desarrollar esta Tesis Doctoral. En especial quiero agradecer al Dr Martorell Alsina, Sebastián Salvador por su permanente apoyo, en la elaboración de esta Tesis. Sin sus enseñanzas no hubiera podido llegar tan lejos. ¡¡¡Mil gracias!!!

Con los que han compartido los buenos y también los malos momentos, en especial a Estela, mi compañera de vida, que siempre fue optimista y fue un ejemplo de motivación por lo que me acordaré de este logro toda mi vida. A mis suegros María Pilar y Heliodoro por el apoyo durante todos estos años. A mis compañeros del despacho al igual que a mis amigos de toda la vida que, incluso sin saber lo que hago, siempre se han sentido muy interesados y contentos por mí. Al círculo bíblico evangélica (CBE) por el apoyo espiritual.

También me gustaría agradecer especialmente a mi familia, a mis padres, ya que sin ellos no hubiera sido posible realizar los progresos que he conseguido, viéndolos tan orgullosos de mí me han motivado para poder conseguirlo. A través de la educación que me han dado, los valores, la autoexigencia, el acompañamiento constante e infinito, los consejos e incluso su actuación frente a los momentos difíciles, me he convertido en la persona que quisiera ser.

A mis hermanos: Gilcia, Gilvic, Gilianie, Gilmarguie, Gilgrace, Gilchrist, mi sobrino Beni quien es mi alegría y orgullo más grande y porque todos los días con su amor me hace feliz aunque esté lejos.

Resumen

La Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible establece una serie de retos ambiciosos para la comunidad mundial denominados Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). Entre ellos se encuentran retos específicos como el acceso al agua potable y al saneamiento y una mejor planificación de los recursos hídricos, además de objetivos dirigidos con el fin de combatir las desigualdades y la discriminación, entre los cuales se incluyen los siguientes objetivos generales “no dejar a nadie atrás” y “llegar primero a los más rezagados”. Hasta la fecha, se ha demostrado que estos retos son difíciles de cumplir, en parte porque son complejos, pero también debido a la inercia política.

Por otra parte, las potabilizadoras son capaces de suministrar agua segura para el consumo humano, sin embargo, es posible que su calidad se vea deteriorada a lo largo de su recorrido por el sistema de distribución antes su llegada al consumidor; si el abastecimiento de agua se ve restringido, las posibilidades de degradación de la calidad física, química y, sobre todo, microbiológica a nivel doméstico se incrementan, por ese motivo, para garantizar la calidad del agua se debe asegurar la integridad física, química y cualitativa del agua.

Al aplicar los métodos de análisis de riesgos a los sistemas de agua potable para el consumo humano, se está desarrollando como una importante técnica de gestión preventiva, que ya está ofreciendo resultados muy significativos a la hora de anticiparse a eventuales situaciones de peligro, lo que permite intervenir con rapidez y evitar el impacto de los eventos de origen natural contra las infraestructuras y el agua para el consumo humano.

En esta tesis se aborda la problemática de la seguridad del agua destinada al consumidor, identificando los fundamentos de la buena gobernanza y proponiendo un nuevo enfoque para llevar a cabo un análisis del riesgo a lo largo de la cadena del agua, integrando la modelización predictiva y las técnicas de árbol de eventos y de fallos.

- Risk analysis methods of water supply systems: comprehensive review from source to tap :Gilver Odilon Mendel Kombo Mpindou, Ignacio Escuder Bueno & Estela Chordà Ramón *Applied Water Science* volume 12, Article number: 56 (2022) .

Este artículo está centrado sobre los métodos de análisis de riesgos de los sistemas de abastecimiento de agua, su aplicación a nivel estratégico, programático y operativo en la toma de decisiones.
- Emerging Waterborne Pathogens in Africa: The Case of *Cryptosporidium* by Gilver Odilon Mendel Kombo Mpindou^{1, *} , Ignacio Escuder Bueno and Estela Chordà Ramón; *Water* 2021, 13(21), 2966.

Este artículo aborda los impactos del *Cryptosporidium* transmitidos por el agua en África, e identifica los diversos factores de riesgo que favorecen su transmisión. El artículo ofrece también una serie de acciones previstas y necesarias para afrontar el reto del *Cryptosporidium* en África.
- Risk assessment of *Cryptosporidium* intake in drinking water treatment plant by a combination of predictive models and event-tree and fault-tree techniques E.Doménech^aS.Martorell^bG.O.M.KomboMpindou^cJ.Mac-ián-Cevera^dI.Escuder-Bueno :*Science of The Total Environment* 2022.

El último artículo presenta los fundamentos y propone un nuevo enfoque que integra la modelización predictiva con técnicas de árbol de eventos y de fallos para llevar a cabo una evaluación cuantitativa del riesgo a lo largo de la cadena del agua desde la fuente del río hasta el agua del grifo. Este artículo, presenta además un caso de estudio en la empresa potabilizadora (ETAP), la Presa de Manises en Valencia. El estudio ha demostrado la gran capacidad del nuevo enfoque para reproducir escenarios reales y evaluar los niveles de ooquistes después del tratamiento, teniendo en cuenta la heterogeneidad de los aportes

resultantes de diferentes niveles de oocistos contenidos en las aguas superficiales, la eficiencia del tratamiento, los controles del proceso y los aportes de agua. El nuevo planteamiento también puede utilizarse para la evaluación de la exposición de otros agentes patógenos en el agua, y en todas las etapas de la cadena del agua, con el fin de evaluar el impacto real de las desviaciones o los fallos en las condiciones del proceso y los controles de seguridad sobre el riesgo para los consumidores provocado por los agentes patógenos.

Resum

L'Agenda 2030 per al desenvolupament Sostenible estableix una sèrie de reptes ambiciosos per a la comunitat mundial denominat Objectius de Desenvolupament Sostenible (ODS). Aquests inclouen reptes com l'accés a l'aigua, el sanejament segur i una millor gestió de l'aigua, igual que objectius per a afrontar la desigualtat i la discriminació incloent propòsits generals per a "no deixar a ningú arrere" i "arribar primer als més ressagats". Fins hui, s'ha demostrat que aquests reptes són difícils de complir, en part perquè són complexos però també a causa de la inèrcia política.

D'altra banda, les plantes de tractament d'aigua potable poden proveir aigua segura per al consum humà, però la seua qualitat es pot alternar durant el pas pel Sistema de Distribució d'Aigua abans d'arribar al consumidor; si el proveïment d'aigua és restringit, la possibilitat de deterioració de la qualitat física, química i principalment microbiològica a nivell intradomèstic s'incrementa havent-se de protegir la integritat física, hidràulica i de qualitat de l'aigua per a garantir l'assegurament del subministrament de l'aigua potable.

L'aplicació dels mètodes d'anàlisi de risc aplicats als serveis d'aigua i sanejament s'està convertint en una estratègia imprescindible en la gestió preventiva, que comença a mostrar resultats importants en l'anticipació oportuna de desastres

potencials, facilitant les accions anticipades per a enfrontar les amenaces previsibles per a mitigar els impactes dels esdeveniments naturals en la infraestructura d'aigua i sanejament.

En aquesta tesi s'aborda la problemàtica de la seguretat de l'aigua destinada al consumidor, identificant els fonaments de la bona governança i proposant un nou enfocament per a dur a terme una anàlisi de risc al llarg de la cadena de l'aigua, integrant la modelització predictiva i les tècniques d'arbre d'esdeveniments i de fallades.

Fruit del present treball de recerca s'han publicat tres articles en revistes indexades en el Journal Citation Report (JCR):

- Risk analysis methods of water supply systems: comprehensive review from source to tap: Gilver Odilon Mendel Kombo Mpindou, Ignacio Escuder Bueno & Estela Chordà Ramón Applied Water Science volume 12, Article number: 56 (2022)
- Emerging Waterborne Pathogens in Africa: The Case of *Cryptosporidium* by Gilver Odilon Mendel Kombo Mpindou^{1, *}, Ignacio Escuder Bueno and Estela Chordà Ramón ; Water 2021, 13(21), 2966
- Risk assessment of *Cryptosporidium* intake in drinking water treatment plant by a combination of predictive models and event-tree and fault-tree techniques Author links open overlay panel E.Doménech^a S.Martorell^bG.O.M.Kombo-Mpindou^cJ.Macián-Cervera^dI.Escuder-Bueno: Science of The Total Environment 2022

L'últim article presenta els fonaments i proposa un nou enfocament que integra la modelització predictiva amb tècniques d'arbre d'esdeveniments i de fallades per a dur a terme una avaluació quantitativa del risc al llarg de la cadena de l'aigua des de la font del riu a l'aigua de l'aixeta. Aquest article presenta a més un cas d'estudi en l'empresa potabilitzadora (ETAP), la Presa de Manises a València. L'estudi ha demostrat la gran capacitat del nou enfocament per a

reproduir escenaris reals i avaluar els nivells d'ooquistes després del tractament, tenint en compte l'heterogeneïtat de les aportacions resultants de diferents nivells d'ooquistes continguts en les aigües superficials, l'eficiència del tractament, els controls del procés. L'eficiència de la planta, l'eficiència del tractament, els controls del procés i les aportacions d'aigua. El nou plantejament també pot utilitzar-se per a l'avaluació de l'exposició d'altres agents patògens en l'aigua i en totes les etapes de la cadena de l'aigua, amb la finalitat d'avaluar l'impacte real de les desviacions o les fallades en les condicions del procés i els controls de seguretat sobre el risc per als consumidors provocat per agents patògens.

Abstract

The 2030 Agenda for Sustainable Development sets out a series of ambitious challenges for the global community. These Sustainable Development Goals (SDGs) include targets for access to safe water and sanitation and improved water management, as well as goals to tackle inequality and discrimination, including overarching proposals to "leave no one behind" and "reach the most disadvantaged first". To date, these are challenges that have proved difficult to meet, partly because they are complex, but also because of political inertia.

On the other hand, drinking water treatment plants can provide safe water for human consumption, but its quality can be altered during its passage through the water distribution system before it reaches the consumer; if the water supply is restricted, the possibility of physical, chemical and mainly microbiological quality detection at the household level increases, and the physical, hydraulic and quality integrity of the water must be protected to ensure the safety of the drinking water supply.

The application of risk analysis methods applied to water and sanitation services is becoming an important preventive management strategy, which is beginning

to show significant results in the timely anticipation of potential disasters, facilitating anticipatory actions to address foreseeable hazards and to mitigate the impacts of natural events on water and sanitation infrastructure.

This thesis addresses the issue of consumer water safety by identifying the fundamentals of good governance and proposing a new approach for conducting risk analysis along the water chain, integrating predictive modelling and event and fault tree techniques.

Through this research work, three articles have been published in journals indexed in the Journal Citation Report (JCR).

- Risk analysis methods of water supply systems: comprehensive review from source to tap :Gilver Odilon Mendel Kombo Mpindou, Ignacio Escuder Bueno & Estela Chordà Ramón Applied Water Science volume 12, Article number: 56 (2022)
- Emerging Waterborne Pathogens in Africa: The Case of *Cryptosporidium* by Gilver Odilon Mendel Kombo Mpindou^{1, *} , Ignacio Escuder Bueno and Estela Chordà Ramón ;*Water* 2021, 13(21), 2966
- Risk assessment of *Cryptosporidium* intake in drinking water treatment plant by a combination of predictive models and event-tree and fault-tree techniques Author links open overlay panel E.Doménech^a S.Martorell^bG.O.M.Kombo-Mpindou^cJ.Macián-Cervera^dI.Escuder-Bueno :*Science of The Total Environment* 2022

The last article presents the rationale and proposes a new approach that integrates predictive modelling with event and fault tree techniques to carry out a quantitative risk assessment along the water chain from river source to tap water. This article also presents a case study on the drinking water treatment plant

(DWTP), the Manises Dam in Valencia. The study has demonstrated the high capacity of the new approach to reproduce real scenarios and to evaluate the levels of oocysts after treatment, taking into account the heterogeneity of the inputs resulting from different levels of oocysts contained in the surface water, the efficiency of the treatment, the process controls and the water inputs. The new approach can also be used for exposure assessment of other pathogens in water, and at all stages of the water chain, to assess the real impact of deviations or failures in process conditions and safety controls on the risk to consumers from pathogens.

Índice

Agradecimientos	VII
Resumen	VIII
Resum	X
Abstract	XII
Capítulo 1	1
Introducción	1
Capítulo 2	8
Fundamentos del análisis de riesgo	8
2. Fundamentos del análisis de riesgos.....	9
2.1. Riesgo y otros conceptos relacionados.....	9
2.2. Utilidad del análisis de riesgos.....	14
2.3. Gestión de riesgos y toma de decisiones	16
2.4. Importancia de la aplicación de AR en el sistema de agua potable.....	35
2.5. Conclusión parcial	42
Capítulo 3	44
Herramientas de análisis de riesgos y su aplicación en el sector del agua	44
3. Métodos de AR avanzados aplicado en el sector de agua	45
3.1. Estudio de peligros y operación (HAZOP).....	46
3.3. Análisis modal de fallos y efectos (AMFE, FMECA).....	52
3.4. Evaluación Cuantitativa de Riesgo Microbiológico (ECRM, QMRA).....	57
3.5. Análisis del Árbol de Fallos, AAF (Fault tree analysis, FTA)	68
3.6. Análisis por Árboles de Sucesos (AAS) Event tree análisis (ETA).....	75
3.7. Análisis de Markov	81
3.8. Análisis de fiabilidad humana (HRA)	86
3.9. Los sistemas de información geográfica (SIG).....	95
3.10 . Conclusión parcial de métodos análisis de riesgo	99
Capítulo 4	102
Limitaciones y oportunidades de los AR asociados en sistemas de agua	102
4. Los AR asociados en sistemas de agua	103
4.1. La complejidad del agua como servicio.....	104

4.2. Análisis de riesgo enfocado en el sector del agua potable	110
4.3. Análisis del sistema de agua y aplicación del AR	127
4.4. Conclusión parcial	135
Capítulo 5.....	137
Planteamiento de la investigación.....	137
5.1. Planteamiento del problema	138
5.2. Justificación	139
5.3. Objetivos	141
Capítulo 6.....	143
Transmisión del <i>Cryptosporidium</i> en el agua	143
6. <i>Cryptosporidium</i> , transmisión por el agua: caso de África.....	144
6.1. Enfermedades transmitidas por el agua.....	144
6.2. Microorganismos patógenos del agua.	146
6.3. <i>Cryptosporidium</i> spp.....	159
6.4. Epidemiología.....	176
6.5. Factores relacionados con las prácticas peligrosas	185
6.6. Conclusión parcial	188
Capítulo 7.....	190
ETAP & Eliminación de <i>Cryptosporidium</i>.....	190
7. ETAP & Eliminación de <i>Cryptosporidium</i>	191
7.1. Sistema convencional de potabilización	191
7.2. Inactivación de microorganismos en la ETAP	202
7.3. Conclusión parcial	205
Capítulo 8.....	207
Oportunidad de mejora de los sistemas de toma de decisiones en instalaciones complejas	207
8.1. AR basado en una combinación de análisis de eventos y árboles de fallos y la modelización predictiva.....	209
8.2. Resultados.....	223
8.3. Discusión	226
8.4. Observaciones finales.....	233
Capítulo 9.....	235
CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO	235
9.1. Conclusiones	236
9.2. Resumen	237

9.3. Futuras líneas de investigación	240
10. Referencias.....	242

Lista de figuras

Figura 1.1: Porcentajes de acceso a una fuente de agua potable	2
Figura 1.2: Estructura de la Tesis.....	7
Figura 2.1: Evaluación de riesgo proceso según IEC 1995	18
Figura 2.2: Estructura básica del proceso de toma de decisiones	20
Figura 2.3: Diferentes fases del análisis de riesgos	21
Figura 2.4: Etapas del análisis de riesgos	22
Figura 2.5: Fases de la evaluación de riesgos	24
Figura 2.6: Marco general del ciclo de gestión de riesgo.....	29
Figura 2.7: Criterios para identificar posibles partes interesadas.....	31
Figura 2.8: Las principales etapas de un PSA.....	38
Figura 2.9: Pasos para El Desarrollo del PSA	39
Figura 2.10: Componentes de la estrategia multi-barrera para el agua	41
Figura 3.1: Herramientas de análisis de riesgos.....	46
Figura 3.2: Etapas esenciales de un estudio de peligros y operación HAZOP.....	47
Figura 3.3: Ejemplo de árbol de fallos.....	69
Figura 3.4: Símbolos de un árbol de fallos.....	70
Figura 3.5: Ejemplo de árbol de sucesos Protección Civil.....	77
Figura 3.6: Modelo de riesgo global vinculado a un suceso peligroso	79
Figura 3.7: Análisis de la tarea jerárquica	90
Figura 4.1: Principios de la gobernanza	106
Figura 4.2: Cadena de suministro desde la captación hasta al grifo del consumidor.....	111
Figura 4.3: Fuentes de abastecimiento de agua del sistema en zonas rurales	124
Figura 4.4: Modelo para representar la verdad y proporcionar información para la toma de decisión	127
Figura 6.1: Micrografía electrónica de barrido que muestra un ooquiste de <i>Cryptosporidium</i>	159
Figura 6.2: Esporozoito de <i>Cryptosporidium</i>	165
Figura 6.3: Ciclo de vida de <i>Cryptosporidium</i> spp. Tomado.....	168
Figura 6.4: Rutas de transmisión de <i>C. hominis</i>	174
Figura 6.5: Rutas de transmisión de <i>C. parvum</i>	175
Figura 6.6: Países de África con infección humana por <i>Cryptosporidium</i>	178
Figura 7.1: Esquema del proceso de potabilización.....	191

Figura 8.1: Evaluación del riesgo de <i>Cryptosporidium</i>	208
Figura 8.2: Poblaciones servidas por la ETAP	211
Figura 8.3: Pasos de la modelización QMRA para predecir los riesgos de infección por ooquistes. .	212
Figura 8.4: Modelo combinado de PM, AAS y AAF para evaluar el riesgo de <i>Cryptosporidium</i>	218
Figura 8.5: Riesgo para el consumidor por beber agua del grifo contaminada por ooquistes	229

Lista de tablas

Tabla 2.1: Evaluación De Riesgo Cualitativo	23
Tabla 2.2: Matriz De Riesgo Análisis De Riesgo.....	33
Tabla 3.1: Palabras Guía Y Su Significado Para Realización De Un Hazop.....	49
Tabla 3.2: Ejemplo De Análisis De Hazop Para El Sistema De Tratamiento De Agua.....	51
Tabla 3.3: Pasos Involucrados En La Evaluación De Riesgo	58
Tabla 3.4: Métodos Para El Diagnóstico De Infecciones Y Enfermedades	60
Tabla 3.5: Modelos Empíricos Par Los Ar	63
Tabla 3.6: Identificación De Errores Humanos - Algunos Ejemplos.....	92
Tabla 3.7: Técnicas Basadas En El Juicio De Los Expertos Para El Hra	93
Tabla 3.8: Cartera De Riesgos A Nivel De Programa Y Operativo, Incluido El Uso Del Sig	97
Tabla 3.9: Ventajas Y Desventajas De A R.....	100
Tabla 4.1: Potencialidades Y Limitaciones De Las Tecnologías De Potabilización	122
Tabla 4.2: Necesidades De Datos Para Diferentes Métodos De Análisis De Riesgos	130
Tabla 6.1: Principales Enfermedades Transmitidas Por El Agua	145
Tabla 6.2: Agentes Patógenos Transmitidos Por El Agua	149
Tabla 6.3: Principales Bacterias Transmitidas Por El Agua	153
Tabla 6.4: Principales Virus Transmitidos Por El Agua	155
Tabla 6.5: Principales Parásitos Transmitidos Por El Agua.....	157
Tabla 6.6: Diferencias Entre Cryptosporidium Y Los Coccidios Intestinales	161
Tabla 6.7: Diferentes Clases De <i>Cryptosporidium</i>	162
Tabla 6.8: Características Genómicas De Varias Especies De <i>Cryptosporidium</i>	167
Tabla 6.9: Infecciones Asintomáticas Y Las Infecciones Fulminantes De Tipo Colérico.....	173
Tabla 6.10: Algunos Reservorios Ambientales De <i>Cryptosporidium</i> En África.....	180
Tabla 7.1: Productos Y Procedimientos De Desinfección.....	194
Tabla 7.2: Valores Maximales Para Inactivación	203
Tabla 7.3: Reducción De Microorganismos Patógenos	204
Tabla 7.4: Reducción Acumulada De Coliformes Fecales En Una Planta Potabilizadora	204
Tabla 8.1: Funciones De Distribución De <i>Cryptosporidium</i> Y Turbidez En El Agua.....	213
Tabla 8.2: Variables Y Modelos De Interés Para La Evaluación De La Exposición.....	219
Tabla 8.3: Modelos Probabilísticos Y Datos	221
Tabla 8.4 : Modelo Dosis-Respuesta Y Cuantificación Del Riesgo	222
Tabla 8.5 : Condiciones Del Estudio De Sensibilidad Según El Escenario	223
Tabla 8.6: Concentración De <i>Cryptosporidium</i> En Las Etapas De La Etap. Media \pm Desviación Estándar (Percentil 1; Percentil 99).....	228

Capítulo 1

Introducción

Los recursos hídricos constituyen a nivel mundial un recurso fundamental para la existencia humana. La calidad del agua tiene un impacto inmediato en la salud pública, situación que se agrava con el aumento de la demanda (Díez, J., & Ibisate, 2018). Uno de los Objetivos de Desarrollo Sostenible para el agua potable y saneamiento es conseguir el acceso al agua potable a través de una gestión sostenible para todos. A pesar de que se han hecho progresos sustanciales en cuanto al acceso al agua potable, así como al saneamiento, hay miles de millones de personas que aún no disponen de estos servicios fundamentales en diferentes países del mundo. En el mundo, una de cada tres personas vive sin posibilidad de acceder a agua potable. (WHO, 2021).

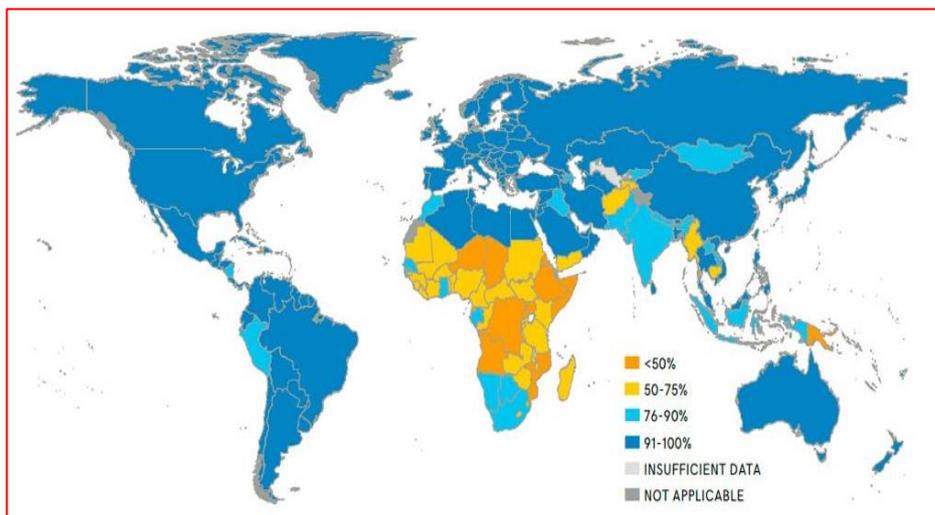


Figura 1.1: Porcentajes de acceso a una fuente de agua potable (WHO, 2021)

La salud de las poblaciones no sólo depende de la cantidad de agua suministrada, sino sobre todo de su calidad. Sin embargo, la contaminación de los recursos hídricos es consecuencia de la incorporación de los restos de la actividad humana e industrial al suministro de agua.

Las fuentes de contaminación del agua son naturales (generadas por el medio ambiente) o artificiales (generadas por las actividades humanas). El crecimiento de la población, la pobreza y la rápida urbanización, tanto en los países desarrollados como en los que están en vías de desarrollo, son factores que han contribuido al problema del suministro de agua (Yassi, 2018).

Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), casi una cuarta parte de las camas de hospital del mundo están ocupadas por personas cuyas enfermedades están causadas por el agua no potable (Unicef, & Unicef. 1989). La mayoría de las enfermedades transmitidas por el agua en el mundo son un problema que se ha intensificado considerablemente en las últimas décadas (Koopmans, M., von Bonsdorff, C. H., Vinjé, J., de Medici, D., & Monroe, 2002). Cada año mueren en el mundo aproximadamente dos millones de personas, la mayor parte de ellas son niños menores de cinco años, por enfermedades diarreicas contraídas al beber agua contaminada. Los grupos de población más perjudicados por esta situación suelen ser los de los países en vías de desarrollo en situación de extrema pobreza, tanto en las zonas periurbanas como en las rurales. El hecho de que no se dé prioridad al sector del agua constituye uno de los principales problemas que justifican esta situación. (Mejía Clara, 2005).

La cuestión de la seguridad del agua afecta de forma directa a las condiciones de salud y bienestar de la sociedad, para lo cual es una prioridad mundial prevenir eficazmente los posibles riesgos que pueden amenazarla. Se ha mostrado que las plantas de tratamientos de agua no son capaces de eliminar todos los tipos de microorganismos patógenos. Los tratamientos posteriores suelen ser insignificantes, y a veces se limitan a la desinfección, lo que aumenta considerablemente el riesgo. Los virus y las bacterias entéricas, así como los protozoos, son los patógenos más peligrosos presentes en todos los tipos de agua (Girones et al., 2010). Su presencia constituye un riesgo para la salud pública, ya que en el pasado han causado numerosas epidemias en la población humana (Jamieson et al., 2004), la mayoría de las cuales son de naturaleza gastrointestinal y se transmiten por vía fecal-oral (OMS, 1993). Los principales

mecanismos de transmisión son la ingestión y el contacto con agua contaminada (Solarte, 2006). Uno de estos sucesos catastróficos fue el brote de Milwaukee (Wisconsin, EE.UU.) en abril de 1993, que se saldó con más de 400.000 habitantes afectados, casi 100 muertes y una ciudad completamente paralizada. Otros ejemplos, son el brote de gastroenteritis por norovirus de 1999, probablemente debido al consumo de agua contaminada por fecales en una residencia de ancianos de Albacete (España), que afectó a 104 residentes y a 35 trabajadores. Los brotes de hepatitis E de 1991 en Kanpur (India), que afectaron a 79.000 personas, y el brote de gastroenteritis por norovirus de 1999, también probablemente asociado al consumo de agua contaminada por fecales en una residencia de ancianos de Albacete (España). Visto las epidemias citadas es probable que tanto las aguas superficiales como las subterráneas estén contaminadas desde la fuente o durante el proceso completo de tratamiento. Para prevenir estos eventos catastróficos, al final del siglo XIX muchos países (países europeos y americanos) comenzaron a adoptar nuevos métodos de control de la calidad del agua potable, especialmente en los sistemas públicos urbanos densamente poblados, basándose principalmente en la desinfección con cloro para inactivar los microorganismos patógenos. Se han desarrollado nuevos y más sofisticados métodos y técnicas de análisis, que ahora se utilizan en la mayoría de los sectores, por ejemplo en lo que respecta a la gama de grupos de especialidad de la Sociedad para el Análisis de Riesgos (www.sra.org), que ofrece soluciones, entre otras: Respuesta a la dosis, Evaluación de riesgos ecológicos, Materiales emergentes a nanoescala, Ingeniería e infraestructuras, Evaluación de la exposición, Análisis de riesgos microbianos, Salud y seguridad en el trabajo, Política y derecho de los riesgos, y Seguridad y defensa.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) adoptó en 2004 una serie de orientaciones relacionadas a la calidad del agua potable, los Planes de Seguridad del Agua (PSA), que constituyen un planteamiento integral de la evaluación de riesgos que cubre todas las etapas del sistema de abastecimiento de agua, empezando por la captación hasta la distribución al consumidor. (OMS 2004).

Considerando los desinfectantes utilizados actualmente en las plantas de tratamiento de agua potable, la cloración es el más utilizado, y aunque elimina las bacterias y muchos virus, no es capaz de destruir los ooquistes de *Cryptosporidium*. La falta de eficacia de los servicios sanitarios, la falta de inversión de los gobiernos para garantizar el agua potable en zonas rurales y en países en desarrollo a toda la ciudadanía, son factores que contribuyen a la transmisión, la incidencia, la morbilidad y la mortalidad asociadas a las distintas enfermedades provocadas por el consumo de agua (Larsen et al., 2016).

Respecto a las directrices de la OMS 2004, surge la necesidad de una aportación metodológica del análisis de riesgo para distintos niveles de desarrollo tecnológico en los sistemas de tratamiento de agua destinado al consumo humano.

El objetivo general de este trabajo es contribuir a mejorar los sistemas de abastecimiento de agua potable mediante distintas aportaciones en el campo de la gobernanza de riesgos. Este trabajo ha sido desarrollado en 4 principales partes: Una introducción, un estado de conocimientos, la metodología de la investigación, los resultados y conclusiones obtenidos que dan respuesta a los objetivos de esta tesis.

Estructura y planteamiento metodológica del trabajo

El planteamiento metodológico seguido en el presente trabajo es clásico (ver la Figura 1.1). Tras esta introducción general en el capítulo 1, el capítulo 2 describe los fundamentos del análisis de riesgo que son de gran importancia para la comprensión de la vulnerabilidad de los sistemas existentes y futuros. A continuación, se ha hecho un estado de arte en el capítulo 3 sobre los métodos avanzados de análisis de riesgos para los sistemas de agua potable. Se ha realizado una descripción detallada de los métodos de análisis de riesgo más avanzados que han surgido o que se han mejorado en los últimos años.

Aunque en el capítulo 2 y 3 se describe los métodos de análisis de riesgo más avanzados y su aplicación en cualquier sistema de tratamiento de agua potable, en el capítulo 4 se identifican algunas carencias de la fiabilidad de diferentes

métodos de AR en áreas rurales como en países en vías de desarrollo y además se enfoca en la posibilidad de mejora en sistemas de tratamiento de agua maduros como soporte de ayuda a la toma de decisiones. El capítulo 4 trata de sistemas y gobernanza del agua en zonas urbanas como en zonas rurales y también las limitaciones y oportunidades de los análisis de riesgo asociados a los sistemas de agua potable.

En el capítulo 5 se detalla el planteamiento de la investigación, así como los campos identificados para realizar aportaciones en el contexto del refuerzo de la gobernanza de riesgos que se aborda en esta tesis.

El capítulo 6 aborda de forma detallada la problemática de los ooquistes de *Cryptosporidium* transmitidos por el agua en África, identificando diversos factores de riesgo que favorecen su transmisión y una serie de acciones previstas y necesarias para hacer frente al desafío del control de *Cryptosporidium*.

El capítulo 7 trata de la capacidad de eliminación de *Cryptosporidium* en sistemas convencionales de potabilizadora. En el capítulo 8 se propone una metodología basada en la fusión de tres métodos para poder analizar el riesgo microbiológico durante el proceso de tratamiento convencional de agua potable. En este apartado se representa la estructura del proceso metodológico para analizar el riesgo y se aplica la solución propuesta, con la herramienta diseñada, a un caso de estudio. Por el último en el capítulo 9 se extraen resultados y conclusiones a partir no sólo del caso de estudio, sino también a través de aspectos generales o procedimentales del trabajo realizado, indicando líneas futuras a seguir para mejorar la toma de decisiones en sistemas de tratamiento de agua. Se ha elegido este tipo de estructura con el fin de facilitar la lectura del texto de forma general y ser más comprensible. En el presente trabajo, se han combinado y reorganizado los contenidos de una parte de las publicaciones con el consentimiento de sus coautores.



Figura 1.2: Estructura de la Tesis

Capítulo 2

Fundamentos del análisis de riesgo

El AR se basa en el buen nivel de comprensión de la vulnerabilidad del sistema, según las insuficiencias relativas a su funcionamiento respecto a las agresiones externas e incluso los fallos organizacionales de cara a las emergencias que podrían surgir. Este capítulo describe los fundamentos del análisis de riesgo que son de gran importancia para entender la vulnerabilidad de los sistemas existentes y futuros. De una manera general, este capítulo aporta información sobre la identificación y cuantificación de estas debilidades así como el procedimiento por el cual se define el rendimiento que se espera del sistema al igual como sus componentes, para resistir de forma eficaz al efecto del suceso debidos a efectos no deseados.

2. Fundamentos del análisis de riesgos

2.1. Riesgo y otros conceptos relacionados

Riesgo

No es fácil definir el término "riesgo" de manera universal en todos los contextos. Se puede encontrar en la literatura numerosas definiciones, por ejemplo, (Aven, T., & Renn, 2009) que difieren ligeramente según, la perspectiva sociocientífica o de técnica, o según el riesgo considerado en relación con los daños a la población. El objetivo es mostrar los puntos de referencia más comunes en materia de riesgo y explicar la definición utilizada en esta tesis.

Teniendo en cuenta las múltiples definiciones, cabe concluir que es importante describir claramente cómo se aplica el término en cada caso concreto.

Hay veces que el término riesgo se emplea para referirse a la probabilidad de que se produzca un acontecimiento adverso. Pero una descripción frecuente del riesgo es la combinación de la probabilidad y la consecuencia de un evento no deseado (IEC, 1995) (ISO/IEC, 2002). Kaplan y Gerrick (1981) declaran que la pregunta "¿Qué es el riesgo?" en realidad abarca las tres siguientes interrogantes también analizadas por (Kaplan, 1997).

- ¿Qué puede ocurrir?
- ¿Qué probabilidad hay de que ocurra?
- ¿Cuáles son las consecuencias?

El riesgo suele definirse en algunas situaciones como una probabilidad multiplicada por la consecuencia, lo que significa que se trata del valor esperado de la consecuencia (o del valor esperado del daño). Kaplan y Garrick (1981) afirman que esta definición puede resultar confusa en ciertos casos y prefieren definir el riesgo como probabilidad y consecuencia. El riesgo no tiene por qué ser el valor de la consecuencia prevista, ya que en ciertas circunstancias puede resultar adecuado definirlo de este modo (Kaplan, S., & Garrick, 1981).

Según (Aven, 2010), el concepto de probabilidad del riesgo debe ser remplazado por el de incertidumbre, porque el enfoque en la probabilidad puede pasar muy por alto aspectos relevantes de la incertidumbre. Con el fin de subrayar la importancia de la incertidumbre en vez de centrarse en las probabilidades al hablar del riesgo, Aven y Renn (2009) han definido el riesgo como una incertidumbre sobre las consecuencias que puede tener una actividad y su gravedad. El nuevo estándar internacional relativo a la gestión de riesgos, que ha sido publicado por la Organización Internacional de Normalización (ISO, 2009), define el riesgo como los efectos de la incertidumbre que afectan a los objetivos. Además, se explica también que el riesgo resulta ser la consecuencia de que una organización se plantee y siga objetivos en un entorno incierto. Dicha definición es utilizada para describir la gestión de riesgos como un mecanismo de optimización que permite incrementar las probabilidades de alcanzar los objetivos (Purdy, 2010)

En su opinión (Leitch, 2010a) critica la nueva norma, incluida la definición de riesgo, porque considera que no es suficientemente explícita, no tiene una base matemática e indica poco sobre la probabilidad, los datos y los modelos. Cabe señalar que, independientemente de la definición de riesgo adoptada, hay que tener en cuenta las incertidumbres.

Las definiciones cuantitativas del riesgo, así como la de Kaplan y Gerrick (1981) anteriormente mencionada, a veces son objeto de críticas. Se afirma que estas definiciones no tienen en cuenta la extensión social del riesgo ni los juicios de valor (Slovic, 2001; Slovic, 2002). Klinke et al., (2002) consideran que el riesgo es la posibilidad de que las acciones humanas o los eventos que se produzcan consecuencias que perjudiquen determinados factores que los humanos valoran (Klinke, A., & Renn, 2002).

Kaplan y Garrick (1981) afirman, en cambio, que una forma clara y cuantitativa de definir el riesgo es fundamental para la toma de decisiones racionales. A falta de esta definición, no se puede realizar una correcta evaluación del riesgo y de los costes y beneficios en la toma de decisiones. Pese a que el riesgo se traduce en términos cuantitativos, también se debe tomar en cuenta la percepción humana del riesgo en la toma de decisiones; véase también (Slovic, 1987).

La definición de Kaplan y Garrick (1981) es utilizada en la presente tesis como base del riesgo, incluyendo, sin embargo, las incertidumbres sobre las probabilidades, las consecuencias y otros aspectos para poder definir adecuadamente el riesgo. Los resultados de un análisis de riesgos son, además, considerados como una aportación a la toma de decisiones y pueden y deben combinarse con elementos adicionales que faciliten la toma de decisiones con mayor conocimiento de causa.

Incetidumbre:

Como se ha dicho en la descripción del riesgo, la incertidumbre es una parte importante del mismo y, por tanto, debe tenerse en cuenta en las evaluaciones de riesgo y en los análisis de decisiones. Aunque el componente de probabilidad del riesgo puede considerarse hasta cierto punto como una descripción de la incertidumbre, no es esto lo que aquí se denomina incertidumbre. Una evaluación de riesgos y un análisis de decisiones adecuados deben considerar las incertidumbres de las probabilidades, así como las incertidumbres de las consecuencias y otros aspectos. Existen diferentes fuentes de incertidumbre y,

por lo general, las incertidumbres debidas a la variación natural (incertidumbre aleatoria) y a la falta de conocimiento (incertidumbre epistémica) (por ejemplo, (Aven & Kørte, 2003). French por ejemplo, presenta diez fuentes diferentes de incertidumbre que pueden expresarse durante la modelización, durante la exploración del modelo y cuando se interpretan los resultados de este (French, W. L., & Bell, 1995). Existen diferentes técnicas para incluir las incertidumbres cuando se analizan y evalúan los riesgos (Paté-Cornell, 1996). Las estimaciones puntuales, por ejemplo, pueden sustituirse por distribuciones de probabilidad para describir las incertidumbres en las variables. Al analizar los riesgos se suele aplicar un enfoque bayesiano (Bedford, T., & Cooke, 2001). Esto significa que la probabilidad se ve como un grado de creencia y el enfoque bayesiano permite combinar datos duros, por ejemplo, mediciones y estadísticas sobre eventos, de una manera matemáticamente formal con juicios de expertos. Dado que a menudo se carece de datos concretos, las opiniones de los expertos se convierten en un componente importante del riesgo.

Peligro y evento:

Peligro es un término común que se utiliza cuando se discuten cuestiones de riesgo. En las aplicaciones de calidad del agua, el peligro se define a veces como, por ejemplo, un agente biológico o químico (por ejemplo, OMS, 2008). En este caso, no sólo se consideran los agentes peligrosos, por lo que se utiliza una definición más amplia de peligro que se encuentra en las normas internacionales. El peligro se define como una fuente de daño potencial o una situación con un potencial de daño (AZ/NZS, 2004) ;(IEC, 1995); (ISO/IEC, 2002). Por lo tanto, el peligro no incluye ninguna información sobre la probabilidad de que ocurra, mientras que el riesgo se basa en el peligro y en la probabilidad. Burgman M en 2005 subraya que la conversión de la evaluación de la amenaza en la evaluación del riesgo implica un elemento probabilístico, es decir, que se evalúa la probabilidad de que la amenaza tenga un efecto. Además de la amenaza, en esta tesis también se utiliza el evento no deseado o simplemente el evento para describir la parte del escenario en el riesgo (Burgman, 2005).

Vulnerabilidad

Un término que se utiliza a menudo en combinación con el de riesgo es el de vulnerabilidad. Al igual que ocurre con el riesgo, existen diferentes definiciones de vulnerabilidad en la literatura. Haines (2006) afirma que la vulnerabilidad es la manifestación de los estados inherentes al sistema (por ejemplo, físicos, técnicos, organizativos, culturales) que pueden ser explotados para afectar negativamente (causar daño o perjuicio) a ese sistema, véase también (Haines, 2006)(Haines, 2009). Normalmente, la vulnerabilidad se utiliza para subrayar que no sólo hay que tener en cuenta los peligros externos, sino también las cualidades inherentes a un sistema. Johansson y Hassel señalan que, en la literatura, la vulnerabilidad se considera tanto una propiedad global de un sistema como un aspecto específico o un componente de un sistema (Johansson & Hassel, 2010).

Aven describe la vulnerabilidad como un componente del riesgo. Al analizar los riesgos de los sistemas de agua potable es necesario considerar las vulnerabilidades del sistema para obtener una descripción pertinente del riesgo(Aven, 2007). En esta tesis, cuando se utiliza el término evaluación de riesgos también se incluye el concepto de vulnerabilidad. Imaginemos, por ejemplo, una situación en la que dos sistemas de agua potable utilizan la misma fuente de agua, uno tiene una planta de tratamiento con múltiples barreras y el otro sólo incluye una barrera. Dado que las plantas de tratamiento tienen diferentes vulnerabilidades debido a las diferencias en su capacidad para reducir los contaminantes del agua bruta, una situación de reducción de la calidad del agua bruta no supone el mismo riesgo para los consumidores de los dos sistemas. Para un sistema con múltiples barreras, la probabilidad de que llegue al consumidor agua potable de calidad inaceptable es menor en comparación con el otro sistema. En consecuencia, el riesgo también es menor para el sistema con múltiples barreras.

2.2. Utilidad del análisis de riesgos

El análisis de riesgo (AR) constituye un medio clave para determinar los problemas relacionados con los contaminantes susceptibles de generar un daño a la salud pública, y se encuentra en el foco de la formulación y gestión de las políticas. Gracias a ellos, se justifican y apoyan las medidas que deben adoptarse, garantizando que los recursos eviten nuevos riesgos y la toma de decisiones improvisadas "según surja el problema".

El objetivo del AR es identificar los riesgos y evaluarlos de forma individual. "El Análisis de Riesgo significa examinar la magnitud y la índole de los posibles efectos negativos de la introducción propuesta, así como la probabilidad de que éstos se produzcan. Deberá identificar medios eficaces para reducir los riesgos y contemplar alternativas a la introducción propuesta" (IUCN, 2000).

El análisis de riesgo se aplica a la determinación de las probabilidades existentes de que se produzca un evento (por ejemplo, la entrada y el establecimiento de una determinada planta exótica en una zona); los efectos de dicho evento en el caso de que se produzca; los mecanismos o vías por los que el riesgo de introducción de especies es real; y la ayuda en la identificación y análisis de las acciones de gestión para gestionar este riesgo (DEFRA, 2003).

En una etapa inicial del AR se deben trazar y categorizar los peligros de mayor dimensión o urgencia. Dicho análisis puede servir más adelante como base para comprobar los riesgos, identificando prioridades para promover una toma de decisiones y legislación más específicas a la problemática que se quiere evitar o atajar. Servirán dichos datos además como base para futura investigación.

En el contexto de la seguridad del agua, el AR puede ser aplicado para determinar cuáles son los contaminantes que implican un riesgo mayor para los consumidores o cuáles son las vías de entrada que, igualmente, presentan un riesgo mayor de contaminación. Dicho proceso de análisis de riesgo y el

establecer unas prioridades claras ayuda a poner el foco en aquello que es más importante en términos cuantitativos. Esto nos ayuda también a evitar que se nos escapen algunos factores de relevancia que en otros sistemas serían pasados por alto incluyendo la posibilidad de ocurrencia. De forma general, a través del AR se pueden identificar, analizar y evaluar los riesgos, así como afrontar con decisión su detección, causa y consecuencias, con el objetivo de eliminar o mitigar los propios riesgos, además de limitar sus consecuencias si no se pueden eliminar.

Los puntos principales son:

- Determinar y cuantificar los riesgos existentes en una planta industrial.
- Determinar eventuales incidentes importantes susceptibles de ocurrir.
- Identificar los efectos espaciales y temporales de los accidentes, utilizando los criterios de vulnerabilidad.
- Analizar las causas de dichos accidentes.
- Distinguir la aceptabilidad o no con respecto a las instalaciones con respecto a las operaciones llevadas a cabo en la planta industrial.
- Explicar las medidas sobre prevención de riesgos y protección, para evitar que se sucedan los accidentes o limitar sus consecuencias.
- Responder a las necesidades legales de la reglamentación nacional e internacional vigente que tengan los mismos objetivos

Desde el punto de vista de la prevención de riesgos, los componentes de un AR en un establecimiento industrial determinado dependen estrechamente de los objetivos que se persiguen:

1. la determinación de los eventos indeseables susceptibles de producir una amenaza.
2. Estudio de los motivos por los cuales se generan sucesos no deseados.
3. Análisis del impacto y de la frecuencia en que pueden surgir dichos sucesos.

Los aspectos se centran en cuestiones relevantes sobre el análisis de riesgos de un determinado establecimiento industrial. La primera faceta trata de responder a la siguiente pregunta:

¿Qué puede ocurrir? Se refiere a la determinación de los riesgos utilizando las técnicas correspondientes. A continuación, se trata de resolver la siguiente cuestión: ¿Cuáles son las posibles consecuencias? Es la aplicación de técnicas matemáticas de análisis de consecuencias. Para terminar, otra pregunta a la que hay que responder es: ¿Cuál es la tendencia a que se produzca un daño? Consiste en estimar la frecuencia de ocurrencia utilizando métodos semi-cualitativos o bien un análisis que incluya aspectos cualitativos y cuantitativos, además de la evaluación de posibles consecuencias.

2.3. Gestión de riesgos y toma de decisiones

Los procesos

En la bibliografía, es frecuente encontrar descripciones separadas de la gestión de riesgos y la toma de decisiones. En esta sección se presentan los dos temas para mostrar que están fuertemente vinculados entre sí.

La tarea de gestionar los riesgos incluye varios pasos que pueden comenzar con la identificación de un problema y terminar con una acción destinada a reducir el riesgo a un nivel aceptable. Aunque el proceso de gestión de riesgos se ilustra de muy diversas maneras en la literatura, suelen compartir ciertos pasos básicos, por ejemplo, (AZ/NZS, 2004 ; IEC, 1995;Leitch, 2010b) . Sin embargo, los términos utilizados para describir estos pasos varían y los mismos términos se utilizan para describir diferentes pasos. Una de las principales razones de estas diferencias es que tanto la terminología como las descripciones se han desarrollado en distintos campos con un enfoque diferente, por ejemplo, la ingeniería, la salud humana, la ecología y la economía.

La figura 2.1 muestra un ejemplo de cómo puede dividirse la gestión de riesgos en etapas y cómo éstas están vinculadas. Este esquema es bastante genérico, ya que no incluye pasos específicos relevantes sólo para determinadas aplicaciones. Aquí, la gestión de riesgos se refiere a todo el proceso, incluida la descripción inicial del alcance y el objetivo de la gestión de riesgos, la identificación de los peligros y la estimación de los riesgos, pasando por la evaluación de la aceptación del riesgo, la identificación de posibles medidas de reducción del riesgo y el análisis de las alternativas, hasta la selección, la aplicación y el seguimiento de las acciones adecuadas. Las flechas de la figura 2.1 representan cómo se transfieren los resultados y otra información entre las distintas etapas. Así, los resultados del análisis de riesgo se utilizan como entrada para la evaluación de riesgo, en la que se determina si el riesgo es aceptable o no. Si el riesgo es inaceptable, se identifican y analizan las posibles medidas de reducción del riesgo, y estos resultados se utilizan para decidir las acciones a tomar. La tarea de análisis y evaluación del riesgo se denomina evaluación del riesgo. Hay que tener en cuenta que la gestión de riesgos es un proceso iterativo y que actualmente existen límites claros entre las distintas etapas. La flecha de retroalimentación de la Figura ilustra que cada paso debe actualizarse cuando se dispone de nueva información y cuando las condiciones cambian. Esto es especialmente cierto para los pasos incluidos en la evaluación de riesgos. También es importante comunicar adecuadamente la información sobre el riesgo a las partes interesadas afectadas (Davidsson, G., L. Haeffler, 2003).

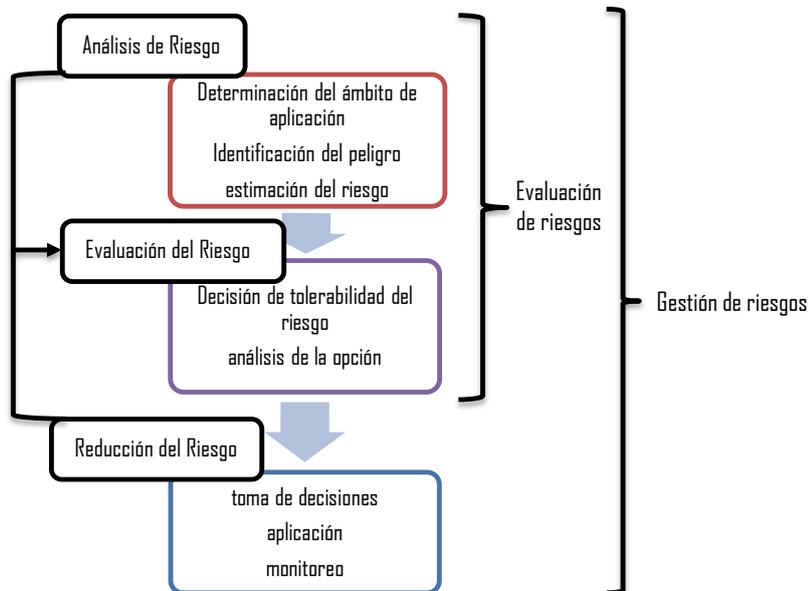


Figura 2.1: Evaluación de riesgo proceso según IEC 1995

El objetivo de la evaluación de riesgos puede describirse como el de proporcionar información para poder tomar buenas decisiones. En el contexto de la gestión de riesgos, los problemas de decisión suelen referirse a si el riesgo es aceptable o no y a qué medidas tomar. Lo que constituye una buena decisión depende de los aspectos que se consideren importantes para el problema de decisión específico. Al evaluar y comparar posibles medidas de reducción de riesgos, las decisiones se toman antes de poder observar los resultados reales. Por lo tanto, las decisiones deben tomarse bajo incertidumbre. Aven presenta dos posibles enfoques para llegar a una buena decisión. (Aven & Kørte, 2003).

- Establecer un modelo de optimización del proceso de toma de decisiones y elegir la alternativa que maximice (minimice) determinados criterios específicos.
- Considerar la toma de decisiones como un proceso con análisis formales de riesgos y decisiones que sirvan de apoyo a la decisión, seguido de un

proceso informal de juicio y revisión por parte de la dirección que desemboque en una decisión.

Aven (2003) recomienda esta última estrategia como la más adecuada, ya que un modelo de optimización sólo puede incluir un número limitado de dimensiones y, por lo tanto, no proporciona la base completa para la toma de decisiones. Sin embargo, puede haber situaciones en las que la primera estrategia sea la más aplicable. Basándose en la segunda estrategia, el proceso de elección entre un conjunto de alternativas de decisión puede describirse como en la Figura 2.2: Estructura básica del proceso de toma de decisiones (Aven, 2003). Así los resultados de los distintos análisis se utilizan como datos de entrada a la hora de tomar decisiones, aunque los responsables de la toma de decisiones tienen que realizar una revisión y un juicio de gestión de los factores relevantes que no están incluidos en los modelos aplicados. El problema de decisión, el desarrollo de alternativas de decisión y los demás pasos del proceso se ven afectados por los objetivos, los criterios y las preferencias basadas en los valores de las partes interesadas.

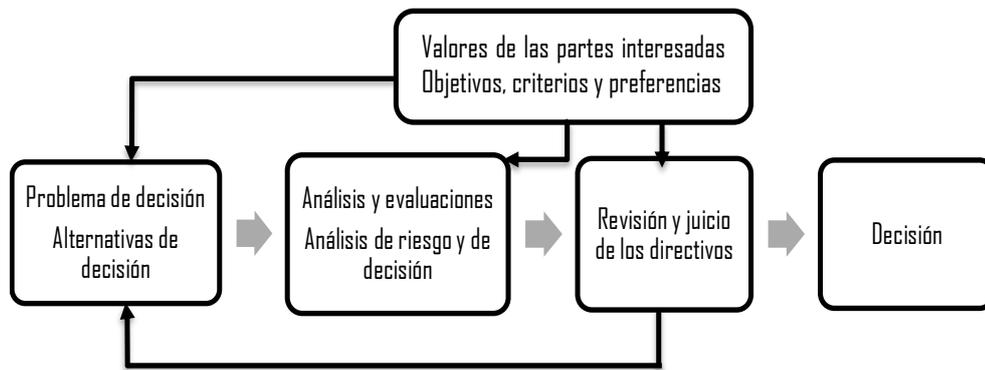


Figura 2.2: Estructura básica del proceso de toma de decisiones (Aven, 2003)

2.3.1. Etapas de un análisis de riesgos

El análisis de riesgos representa un medio sistemático para evaluar la presencia de factores peligrosos en los alimentos, con objeto de que las decisiones respecto a la gestión de riesgos y la comunicación resulten mucho más fáciles. Es un proceso que consta de múltiples pasos, que tiene por objetivo identificar el carácter del riesgo, convertirlo en términos cualitativos o cuantitativos con el fin de tomar las medidas suficientes que permitan reducirlo o restringirlo hasta un nivel aceptable. A continuación, se enumeran los pasos que constituyen este proceso:

1. Evaluación del riesgo: Se trata de un método para estimar científicamente la probabilidad que existe de que un riesgo ocurra.
2. Gestión de Riesgos: consiste en que las autoridades habilitadas, a partir de los resultados obtenidos durante la fase precedente, eligen entre las distintas posibilidades de reducción del riesgo cuáles deben ser aplicadas e incluso las gestionan. A continuación, se realiza una estimación del riesgo, en la que se comparan los costes implicados en la minimización del riesgo al beneficio social que supone la asunción de este, y se lleva a cabo la política institucional de reducción del riesgo.

3. Comunicación de Riesgos: se trata sobre todo de un proceso interactivo de intercambio de información del que forman parte la evaluación, la gestión y otras partes involucradas.

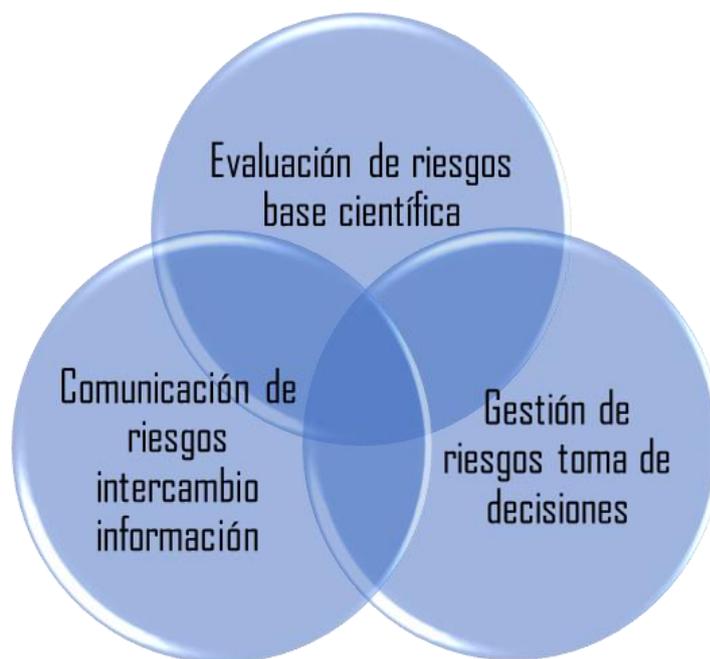


Figura 2.3: Diferentes fases del análisis de riesgos Noji, E. K. (2000).

Es necesario establecer metas nacionales de seguridad, evaluarlas y gestionarlas, siempre con un enfoque de análisis de riesgos. A continuación, en la Figura 2.3 se muestran las tres etapas constitutivas de esta metodología Figura 2.3: Diferentes fases del análisis de riesgos Noji, E. K. (2000).

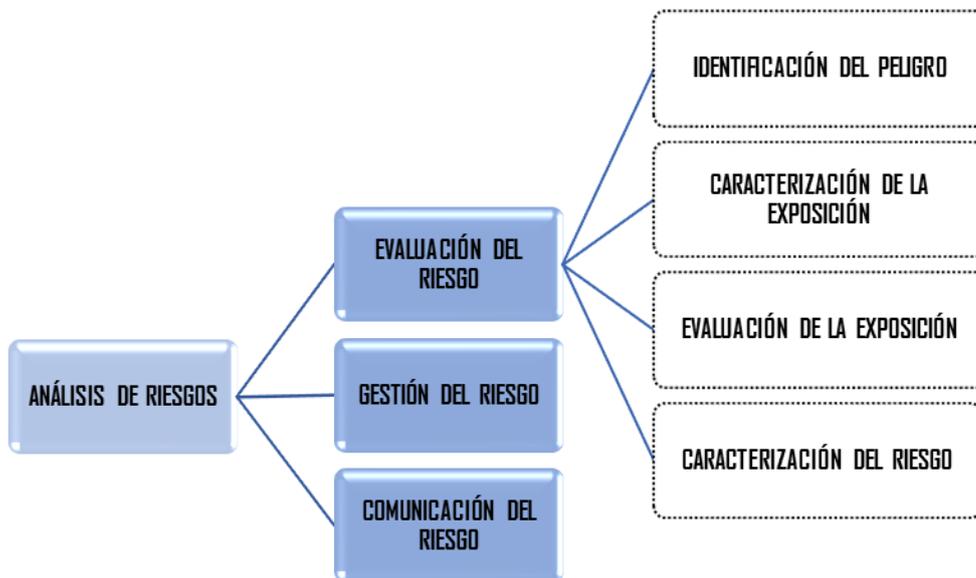


Figura 2.4: Etapas del análisis de riesgo

▪ Evaluación de riesgos

La evaluación del riesgo, como primera fase del análisis de riesgos, se basa fundamentalmente en el uso de pruebas científicas con el fin sobre todo de determinar la probabilidad a la que un agente causal podría perjudicar a los seres humanos o al medio ambiente. A partir del resultado obtenido se puede realizar la siguiente fase, relativa a la gestión de los riesgos. Una evaluación de riesgos se realiza en función del objetivo de los gestores y de los motivos por los cuales se evalúa el riesgo. En este sentido, se debe empezar definiendo cuidadosamente un mandato inequívoco y su contexto.

La evaluación de riesgos cualitativa resulta la más sencilla y rápida de realizar. También puede aplicarse de forma general a los riesgos químicos, físicos o biológicos. Según la información que se tenga en relación con los peligros y los riesgos, existen tres tipos de evaluación cualitativa del riesgo. (Aguilar-Otero, J. R., Torres-Arcique, R., & Magaña-Jiménez, 2010).

Es posible llevar a cabo la evaluación del riesgo cualitativamente y/o cuantitativamente:

Cualitativa: Es un proceso de información categórico o descriptivo. Se realiza si los datos, así como el tiempo y/o los recursos disponibles y insuficientes. Por otro lado, también puede convertirse en un primer paso de la evaluación de riesgos, de forma que se pueda definir si es conveniente recurrir a una evaluación cuantitativa en una fase posterior.

Más allá de la revisión de la bibliografía existente y de la recopilación de la información disponible, es necesario adoptar un planteamiento sistemático, de acuerdo con las 4 etapas mencionadas a continuación. La evaluación cualitativa de tipo I se basa en descripciones de tipo cualitativo, por ejemplo, bajo, medio y alto, de la amenaza en función de su magnitud y del riesgo en función de su probabilidad de que ocurra.

En la tabla 2.1 se ofrece la información requerida para llevar a cabo una evaluación de este tipo, ilustrada a través de un ejemplo de contaminación química.

Tabla 2.1: Evaluación de riesgo cualitativo

Etapas del proceso	Tipo de peligro	Factor de riesgo	Riesgo		Control del peligro
			Severidad del peligro	Probabilidad de ocurrencia	
Agua	Químico	Tipo de contaminante (nivel de contaminación del agua)	Bajo Medio Alto	Bajo Medio Alto	Descontaminación del agua

Cuantitativa: Es un análisis matemático que se realiza a base de datos numéricos, cuando se dispone los datos necesarios de tipo cuantitativo. Existen dos categorías:

1. determinista: corresponde a una evaluación puntual. En este caso se incluyen valores individuales, es decir, la media, el percentil 95, el peor caso, etc. Es una estimación puntual del riesgo.

2. Probabilística: considera el conjunto de la información existente a la que se suma el uso de distribuciones probabilísticas a fin de definir los parámetros que contribuyen al riesgo. Se consideran las variables por medio de un intervalo de posibles valores, lo cual permite generar la distribución del riesgo que puede tener un individuo o una población..

Lo más habitual al realizar una evaluación cuantitativa del riesgo son los métodos probabilísticos, a condición de tener la información suficiente. Dicha evaluación de riesgos se lleva a cabo en cuatro etapas (figura 2.5).

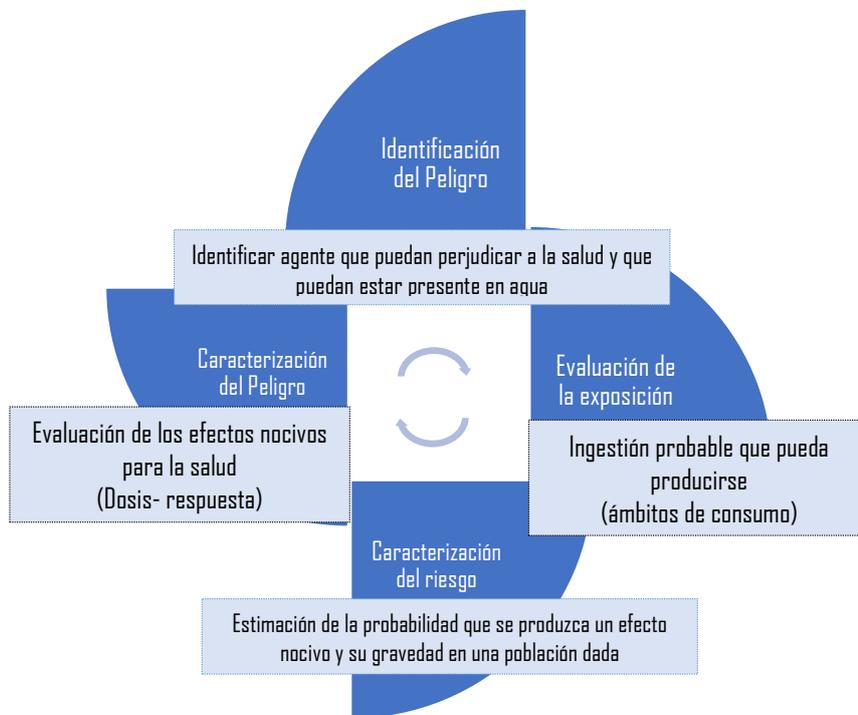


Figura 2.5: Fases de la evaluación de riesgos

Determinación del peligro.

La determinación los agentes biológicos, químicos y físicos susceptibles de producir efectos negativos sobre la salud de los consumidores y por su presencia a los alimentos o a los grupos de alimentos. A partir de esta primera etapa, la evaluación del riesgo es de tipo cualitativo e incluye una primera revisión de la información, lo cual se profundizará en las etapas siguientes. Tiene como objetivo definir si hay pruebas suficientes como para considerar que la sustancia sea responsable de los efectos perjudiciales para la salud. En el caso de los riesgos microbiológicos esto resulta mucho más sencillo, aunque en el caso de los riesgos químicos es posible que transcurran años entre la exposición y la aparición de efectos en el sujeto.(Davidsson, G., L. Haeffler, 2003).

Un peligro puede ser identificado por varias fuentes: los legisladores, áreas de salud pública, sector de la alimentación, científicos, consumidores, etc.

Los gestores de riesgos deben mantener una buena comunicación con los evaluadores de riesgos para asegurar un entendimiento común en cuanto a la problemática existente en cada momento e información que se debe considerar. ¿Cómo se quiere evaluar el riesgo (por ejemplo, por medio de una exposición, por medio de un año, en el caso de un individuo, de la población en general, de un segmento específico de la población, etc.)

Todas las informaciones relevantes para la toma de decisiones del futuro deben ser discutidas al principio de la evaluación. De este modo, el enfoque de la información y la selección de la misma serán orientados y se asegurará que se planteen correctamente todas las preguntas durante la evaluación de riesgos.

Es necesario que durante esta fase la información disponible (estudios epidemiológicos, estudios de vigilancia, datos clínicos y microbiológicos, caUsos de enfermedades agudas o crónicas, población de riesgo, etc.) se recopile para que sirva de marco de referencia para la evaluación posterior.

Caracterización del peligro

“Evaluación cualitativa y/o cuantitativa de la naturaleza de los efectos nocivos para la salud relacionados con agentes biológicos, químicos y físicos que pueden estar presentes en los alimentos”. En esta etapa se trata sobre todo de proporcionar una descripción del nivel de gravedad de los efectos perjudiciales que puede provocar la ingestión del peligro, así como de su duración. En caso de que se puedan obtener los datos necesarios, hay que realizar una evaluación dosis-respuesta: consiste en la determinación de la relación entre la cantidad de exposición (dosis) de un agente químico, biológico o físico y la gravedad y/o frecuencia de los efectos adversos para la salud (respuesta). En esta etapa, se debe tener en cuenta la información sobre el riesgo (de qué tipo, si puede desarrollarse fuera del cuerpo humano, si hay factores de virulencia, la dosis infectante) y sobre el ser humano (el tiempo transcurrido entre la ingestión y la aparición de los síntomas, así como factores genéticos, características individuales, por ejemplo, la edad, el embarazo, la nutrición, la salud, la administración de medicamentos, las infecciones concurrentes, el estado inmunitario, etc.).

Evaluación de la exposición (Frecuencia probable de consumo)

Se trata de una evaluación cualitativa y/o cuantitativa en relación con la posible ingesta a través de los alimentos de agentes biológicos, químicos y físicos y, en su caso, también de las exposiciones provenientes de otras fuentes. Mediante la evaluación del riesgo se estima la probabilidad del peligro contenido en el alimento a la hora de consumirlo. Cuando se trata de riesgos microbiológicos, la situación es mucho más dinámica, ya que los microorganismos se multiplican y/o mueren en los alimentos y, por otra parte, se deben tener en cuenta los efectos derivados de los compuestos químicos, como por ejemplo las toxinas. Resulta muy difícil determinar el porcentaje exacto de agentes patógenos que contiene el agua en el momento de su consumo. En consecuencia, se requieren modelos e hipótesis que permitan traducir los datos disponibles en estimaciones cuantitativas. (Rodrigo, C. P 2015).

En la evaluación de la exposición se deben considerar los siguientes factores: ecología del agua, contaminación inicial del fute, diferencias regionales, estacionalidad de la producción, nivel de control de la higiene y el proceso de tratamiento, cualquier paso etc...

Los patrones de consumo también constituyen un aspecto importante de la evaluación del riesgo. La información que se requiere es sobre los tamaños típicos que tienen las porciones, las tasas de consumo anual o semanal, las circunstancias donde se consume el agua, los factores culturales, socioeconómicos, étnicos, y las diferencias regionales, los factores estacionales, así como los hábitos y las preferencias de los consumidores. La información disponible al que se refiere es más bien escasa y a menudo resulta con un enfoque bastante general, por lo que su aplicación a la población concreta es difícil. También hay que tener en cuenta el papel del operador de alimentos como una fuente de contaminación, la cantidad de contacto manual directo que se tiene con el producto, así como el impacto de un entorno de tiempo/temperatura inadecuada. Siempre que sea posible, se debe realizar una recopilación de información sobre los grupos de riesgo concretos, por ejemplo, los lactantes, los niños, las mujeres embarazadas, los mayores o la población inmunodeprimida, que pueden presentar diferentes hábitos de consumo y niveles respecto a la exposición y que siempre son más susceptibles de contagiarse y enfermarse.(Rodrigo, C. P., Aranceta, J., Salvador, G., & Varela-Moreiras, 2015).

En esta parte, las fuentes de información son muy diversificadas: publicaciones científicas, consultación de expertos, inspecciones alimentarias, organizaciones para el consumidor, estudios de brotes, etc. Con objeto de minimizar la incertidumbre en los datos, se puede utilizar la opinión de los expertos, así como modelos matemáticos predictivos, modelos terciarios, etc.

Determinación de los riesgos

Se trata de una estimación cualitativa y/o cuantitativa, incluyendo las incertidumbres de concomitantes, de la probabilidad de que ocurra algún evento no deseado para la salud de una población determinada.

Esta etapa consiste en integrar todas las determinaciones derivadas de la localización del peligro, la caracterización de los peligros, así como también el análisis de la exposición, para obtener como resultado una estimación relativa a la probabilidad de los efectos que se podrían generar a nivel de la población.

- Gestión de Riesgos

Como siguiente etapa se realiza la gestión de riesgos, que consiste en analizar todas las posibles variantes para reducir los riesgos a un nivel admisible o nulo. Mejor dicho, debe ser una vía completa que incluya mecanismos, herramientas, así como medidas que permitan evitar la aparición de daños o reducir el riesgo hacia niveles aceptables. Con la gestión del riesgo se determina la forma de abordarlo (por ejemplo, si hay que tolerarlo, mitigarlo o evitarlo). Es importante en este apartado identificar el eslabón de la cadena más débil donde se produce la invasión, lo que significa que la etapa con menos probabilidad de efectividad. Por lo general, las estrategias de gestión destinadas a eliminar o reducir este vínculo suelen ser las que ofrecen una mejor relación coste-beneficio. En este sentido, es importante señalar que, si la RA resulta fallida, el grado de invasión disminuye, de forma significativa. Para tomar medida, el gestor de riesgos tiene que tener en cuenta a las partes interesadas, por ejemplo, la agricultura, el medio ambiente, así como el comercio, entre otros. El gestor de riesgos es responsable de coordinar los aspectos técnico-científicos del compromiso con las opiniones de la industria, los consumidores, los organismos legislativos o cualquier otra parte interesada. La actividad del gestor tiene un carácter cíclico y está pendiente de la monitorización y el acompañamiento para la realización de los objetivos planteados al igual que la evaluación por parte del gestor de los resultados parciales o finales obtenidos en las diferentes etapas, según se muestra en la Figura 2.6.

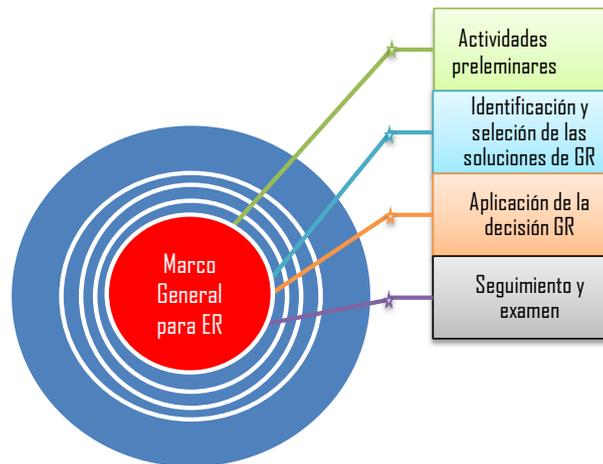


Figura 2.6: Marco general del ciclo de gestión de riesgo

Fases de la Gestión de riesgos

1. Evaluación del riesgo: consiste a comparar a los niveles de riesgo estimado y al riesgo admisible establecido de forma obligatoria de acuerdo a las normas vigentes. A través el proceso de evaluación del riesgo es posible identificar el nivel de riesgo aceptable que debería ser admitido en un país. Las autoridades competentes son las que tienen que establecer cuál de los niveles aceptables de riesgo.
2. Evaluación de las opciones: implica localizar, analizar que medidas elegir en función del nivel de protección requerido al objeto por el cual el riesgo se gestiona de forma eficiente. Para ello, se puede optar por: (i) no provocar el perjuicio (que no se produzca); (ii) reducir la gravedad (en caso de que se haya producido, que la gravedad sea menor); (iii) disminuir el riesgo (si se produce, que se solucione antes).
3. Implementación
4. Monitoreo y revisión: Donde el control se realiza con el fin de asegurar el cumplimiento de los resultados deseados.

La gestión de riesgos corresponde sobre todo a la etapa previa de análisis de riesgos que lleva a cabo de forma obligatoria la máxima autoridad competente desde el punto de vista de la seguridad humana. Durante esta fase, basada a partir de un problema de salud, se determina cuál es el potencial peligro que existe para la salud, y se proponen distintas soluciones para llevar a cabo con éxito un análisis de riesgos, considerando factores relacionados con la seguridad de la salud del consumidor, así como las consecuencias derivadas. (Herzer, H., Rodríguez, C., Celis, A., Bartolomé, M., & Caputo, 2002).

- Comunicación de riesgos

Se trata de un proceso por el cual todas las partes interesadas y/o eventualmente perjudicadas en la evaluación de riesgos recopilan información, así como opiniones sobre los riesgos existentes, lo que permite transmitir a las autoridades competentes al igual que a las partes interesadas las conclusiones de la evaluación de riesgos junto con las propuestas relativas a las disposiciones de gestión de los riesgos, para la toma de decisiones. También es un procedimiento multidimensional a la vez que interactivo, normalmente a partir del inicio de la evaluación de riesgos hasta su finalización. Es una etapa clave, ya que asegura al conjunto de los actores la percepción de los fundamentos científicos y normativos de las recomendaciones.

A continuación, figuran las claves fundamentales del éxito de la comunicación basada en los riesgos:

- Transparencia.
- Conseguir un consenso.
- Los intercambios de información de manera que toda la información relevante disponible esté en el proceso.
- Las partes interesadas deben trabajar conjuntamente
- Realizar consultas en todas las fases implicadas en el procedimiento de evaluación de riesgos.

La comunicación de los riesgos representa también uno de los más importantes criterios en el proceso de AR, al facilitar a tiempo la información relevante y precisa dirigida hacia los miembros de la plantilla que realiza el estudio de riesgos al igual con las Partes implicadas externas, lo que permite un mejor conocimiento del carácter del riesgo y sus consecuencias para la salud de los consumidores. También ayuda a la total claridad del proceso de análisis de riesgos y fomenta un entendimiento más amplio del proceso, así como la aceptación de las decisiones de gestión de riesgos.(Tormo, M. J., & Banegas, 2001).

Se muestran a continuación en la figura 2.7 una serie de criterios que hay que considerar a la hora de definir las partes interesadas que intervienen en la comunicación relativa a los riesgos.

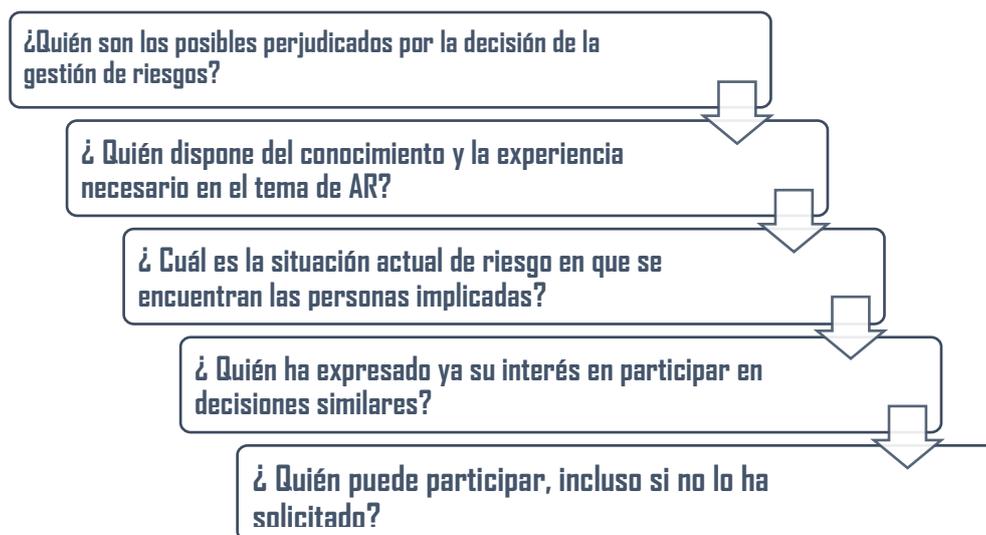


Figura 2.7: Criterios para identificar posibles partes interesadas

Resumiendo lo mencionado anteriormente, la causa de los accidentes (evento no deseado) que influye en el medio ambiente, los bienes y las personas se tratan por medio de los análisis de riesgo que procura medir, prevenir, evaluar y

estudiar los fallos y averías de los sistemas técnicos y de los procesos operativos que desembocan en dichos sucesos. El asunto fundamental está en determinar qué tipo de métodos de análisis de riesgo se deben utilizar para cuantificar el grado de riesgo. Por consiguiente, para determinar si este grado de riesgo es apto, es necesario evaluar su relevancia, por lo cual es primordial hacer un análisis sistemático lo más íntegro que se pueda de todos los aspectos que involucra para el medio ambiente, la población y los bienes materiales, los equipos, las sustancias que usa, la existencia de un definido establecimiento, los métodos, etc. Se hace ineludible examinar dichos riesgos y considerar si su presencia es aceptable o no lo es.

2.3.2. Métodos del análisis de riesgo

El análisis de riesgos sirve para identificar los posibles factores que pueden perjudicar en mayor o menor medida a un trabajo concreto. A este efecto, hay diferentes tipos de procedimientos con los que se analizan los riesgos, como, por ejemplo:

a) Métodos sin escenario:

El fundamento de estas técnicas son las experiencias; tanto las pasadas como la experiencia del grupo realizado. Se utilizan en las primeras fases de diseño y funcionamiento del proyecto. Sin embargo, en todas ellas, la determinación de los factores de riesgo y las vulnerabilidades constituye el paso fundamental del análisis (los factores de riesgo o las vulnerabilidades no reconocidas se convierten en riesgos incontrolables).

Existen dos procedimientos primordiales de estudio de riesgo. El análisis de riesgo cualitativo cataloga o puntúa el riesgo en funcionalidad de la percepción de la gravedad y la posibilidad de su repercusión. El análisis de riesgo cuantitativo, sin embargo, calcula el riesgo desde los datos a disposición.

Los tipos de estudio de riesgo relacionado al estudio cualitativo de riesgo son la totalidad de técnicas de análisis de causa raíz (ACR), análisis de modo fallo y efectos, la matriz de riesgos y la evaluación de necesidades.

La matriz de riesgos, que también se llama matriz de probabilidad e impacto, por su parte, es una herramienta visual con la que se puede observar rápidamente cuáles son de los riesgos a los que hay que prestar más atención. A través de filas y columnas, se define la gravedad del riesgo, que puede ser baja, media o muy alta por ejemplo el verde para lo bajo, el amarillo para lo medio y el rojo para lo muy alto. La matriz facilita mucho la tarea de comprensión de los participantes en el proceso. (véase la tabla 2.2).

Tabla 2.2: Matriz de riesgo análisis de riesgo

Probabilidad		Muy probable	probable	Improbable	Altamente improbable
Consecuencias	Grave	Alto	Alto	Alto	Medio
	Riesgo importante	Alto	Alto	Medio	Medio
	Riesgo leve	Alto	Medio	Medio	Bajo
	Riesgos insignificantes	Medio	Medio	Bajo	Bajo

Una diferenciación fundamental entre análisis de riesgo cuantitativo y cualitativo es el tipo de riesgo que genera cada procedimiento. El análisis de riesgo cualitativo, es una hipótesis de cómo se presentará el riesgo, se trata del riesgo proyectado y el análisis de riesgo cuantitativo se encarga del riesgo estadístico.

Si se fija en los aspectos cuantitativos:

Métodos cualitativos: son los que se caracterizan principalmente porque no recurren a cálculos numéricos. Se puede tratar de métodos comparativos y de métodos generalizados.

Métodos semi-cualitativos: para su aplicación, algunos utilizan una evaluación cuantitativa del nivel de probabilidad de que se produzca un determinado accidente y son los llamados métodos de determinación de la probabilidad, y también se caracterizan por utilizar una clasificación de las partes de una planta en función de una serie de índices que cuantifican los daños: los índices de riesgo.

Los métodos comparativos se caracterizan a partir de las técnicas que se obtienen tras acumular experiencia en equipos e instalaciones similares ya existentes, así como por el análisis de sucesos ocurridos en sistemas similares al que se analiza. Son cuatro tipos de métodos principales:

- Guías técnicas con códigos y normas de diseño.
- Listas de control o "Safety checklists"
- Análisis histórico de accidentes
- Revisión del historial de accidentes

b) Métodos generalizados:

Las herramientas de análisis de riesgos generalizadas son aquellos que se realizan a partir de estudios de instalaciones y/o procesos, mucho los cuales están mucho más estructurados que los métodos comparativos desde un ángulo lógico-deductivo. Generalmente suelen seguir un procedimiento lógico de deducir fallos, errores, desviaciones en equipos, instalaciones, procesos, operaciones, etc., que tiene como resultado la realización de una serie de actuaciones para este tipo de eventos.

Hay varios tipos de métodos generalizados. A continuación se indican los más importantes:

- ¿Análisis "What if ...?"
- Análisis funcional de operabilidad, HAZOP
- Análisis de árbol de fallos, AAF
- Análisis de árbol de sucesos, AAS
- Análisis de modo y efecto de los fallos, FMEA

Los métodos de análisis de riesgo son útiles para estimar los riesgos relacionados, por ejemplo, con la contaminación del agua bruta o los fallos en el tratamiento, y a continuación se presentan ejemplos de medidas de riesgo:

- Probabilidad (frecuencia) de determinados grados de contaminación del agua.
- Probabilidad de fallo de sistemas de tratamiento específicos.
- Probabilidad de que un litro de agua tratada contenga un determinado parásito.
- Probabilidad de que la contaminación entre en la red de distribución.

2.4. Importancia de la aplicación de AR en el sistema de agua potable

La OMS (2008) concluye que la forma más eficaz de garantizar la seguridad de un suministro de agua potable es mediante un enfoque integral de evaluación y gestión de riesgos. Según Pollard , el sector del agua potable está formalizando y explicitando enfoques de gestión de riesgos y toma de decisiones que antes eran implícitos (Pollard, S.J.T., J.E. Strutt, B.H. Macgillivray, 2004) . Además, MacGillivray et al., (2007) destacan que se está produciendo un cambio significativo en el enfoque de la gestión de riesgos en el sector del agua potable. La gestión de riesgos es cada vez más explícita y está mejor integrada con otros procesos empresariales, en comparación con el enfoque histórico implícito, que

se centraba en el diseño y el funcionamiento de las plantas de tratamiento (Hrudey et al., 2006). Un ejemplo de la mayor concienciación sobre las cuestiones relacionadas con los riesgos en el suministro de agua potable es el enfoque del Plan de Seguridad del Agua (PSA) sugerido por la OMS (2008).

Los riesgos pueden gestionarse a diferentes niveles en una organización, dependiendo del tipo de decisión que deba tomarse. Pollard (2008) describe los distintos niveles como estratégico, programático y operativo (véase también MacGillivray et al., 2006). En el nivel estratégico se incluyen los riesgos normativos, comerciales y financieros, mientras que los riesgos relacionados, por ejemplo, con la gestión de activos y cuencas hidrográficas se consideran en el nivel de programa. Los riesgos asociados a operaciones específicas, como el fallo de los componentes del proceso, se gestionan a nivel operativo.

Se han elaborado directrices y marcos nacionales para la gestión de riesgos de los sistemas de agua potable en muchos países, como Australia (NHMRC/NRMMC, 2004), Nueva Zelanda (Ministerio de Sanidad, 2005a; 2005b), Suecia (SNFA, 2007; SWWA, 2007), Dinamarca (DWWA, 2006) y Noruega (NFSA, 2006). Dalgleish y Cooper (2005) señalan que puede ser una tarea difícil para las empresas de agua adoptar un enfoque de gestión centrado en evitar las pérdidas y aprovechar las oportunidades.

Aunque se hacen esfuerzos para gestionar los riesgos de forma eficiente, existen posibilidades de mejora. Esto no sólo incluye a las empresas de suministro de agua, sino también a otras partes interesadas, como las autoridades gubernamentales. La Oficina Nacional de Auditoría de Suecia (SNAO) ha examinado la preparación para las crisis graves en el suministro de agua sueco. Algunas de las principales conclusiones son que existen limitaciones en la capacidad de gestión de las crisis, que la calidad de los análisis de riesgo y vulnerabilidad no es lo suficientemente buena y que el apoyo gubernamental es insuficiente (SNAO, 2008). También se han detectado tendencias positivas, como el aumento de la colaboración entre municipios y la concienciación local sobre cuestiones relacionadas con la gestión de crisis.

2.4.1. Planes de seguridad del agua

En la tercera edición de las Guías para la calidad del agua potable, la OMS presentó un marco para la seguridad del agua potable (OMS, 2004). El marco consta de objetivos sanitarios, planes de seguridad del agua y vigilancia independiente. Los objetivos sanitarios deben basarse en la evaluación de los problemas de salud por parte de una autoridad de alto nivel y reflejar lo que se considera un nivel de riesgo aceptable. La OMS (2004) define el agua potable como “aquella que no representa ningún riesgo significativo para la salud a lo largo de toda la vida de consumo, incluidas las diferentes sensibilidades que pueden darse entre las etapas de la vida”. Se supone que los objetivos basados en la salud deben guiar los PSA y la vigilancia independiente tiene como objetivo garantizar que el trabajo se realiza correctamente y también promover la mejora. La vigilancia debe ser realizada por un organismo independiente e incluir todos los aspectos de la seguridad. Los PSA son un elemento clave del marco e incluyen la evaluación del sistema, la vigilancia operativa y los planes de gestión. El objetivo de la evaluación del sistema es determinar si el sistema es capaz de suministrar agua que cumpla los objetivos sanitarios. La evaluación del sistema debe incluir todo el sistema y considerar las interacciones entre los elementos. La supervisión operativa debe evaluar las medidas de control para garantizar que el sistema funciona correctamente. Los planes de gestión pretenden documentar y comunicar la información pertinente. Para desarrollar un PSA es necesario realizar una serie de pasos diferentes. Las principales etapas se presentan en la figura 2.8.

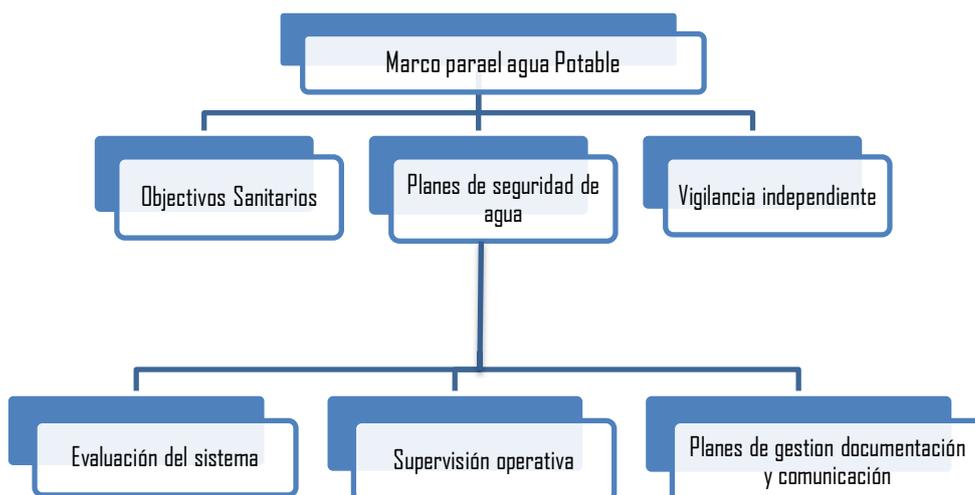


Figura 2.8: Principales etapas de un PSA

Bartram et al. (2009) describen el enfoque del PSA como una estrategia de gestión de riesgos que tiene como objetivo garantizar sistemáticamente la seguridad y la aceptabilidad de un suministro de agua potable (Davison, A., G. Howard, M. Stevens, P. Callan, L. Fewtrell, 2005). Los PSA incluyen planes de evaluación, vigilancia y gestión del sistema (figura 2.9). El sistema debe evaluarse para determinar si es capaz de suministrar agua que cumpla los objetivos sanitarios. La evaluación del sistema debe incluir todo el sistema y considerar las interacciones entre los elementos. El objetivo de la vigilancia es evaluar las medidas de control para garantizar que el sistema funciona correctamente. Deben elaborarse planes de gestión para documentar y comunicar la información pertinente. Como parte de los PSA, la OMS (2008), Bartram et al. (2009), (Davison, A., G. Howard, M. Stevens, P. Callan, L. Fewtrell, 2005) y otros sugieren el uso de la clasificación de riesgos para evaluarlos. La clasificación de riesgos se describe en el apartado 3.

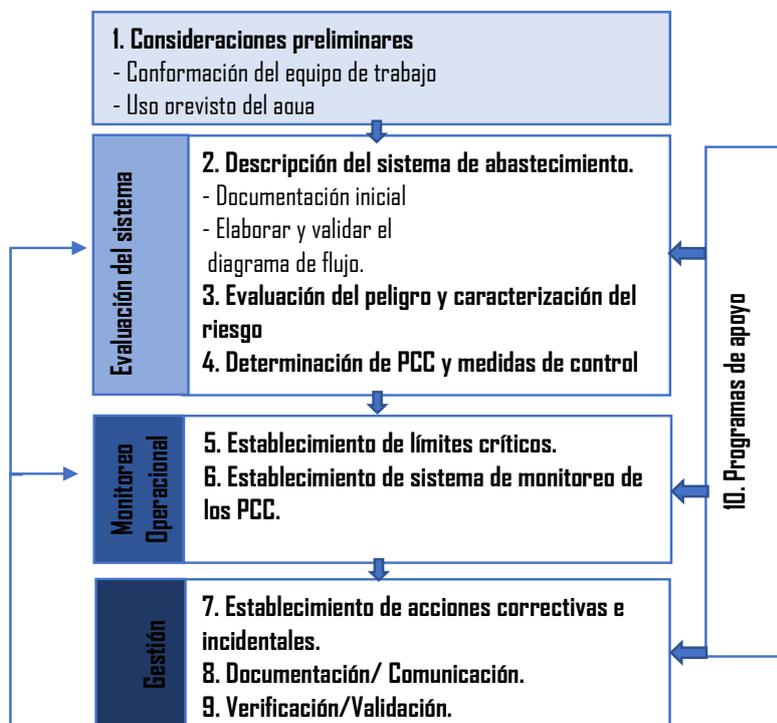


Figura 2.9: Pasos para El Desarrollo del PSA (WHO 2005)

El enfoque del PSA incluye principios y conceptos del enfoque multibarrera (descrito más adelante) y del sistema de Análisis de Peligros y Puntos de Control Crítico (APPCC). El sistema APPCC tiene su origen en la industria alimentaria y puede describirse como una forma sistemática de identificar peligros específicos y medidas para su control (Codex, 2003). Havelaar (1994) presentó la primera aplicación del APPCC al agua potable y, posteriormente, los principios se han utilizado de diferentes maneras en el sector del agua potable (Havelaar, 1994; Damikouka et al., 2007; Gunnarsdóttir & Gissurarson, 2008; Hamilton et al., 2006). Sin embargo, se ha señalado que el APPCC es más adecuado para aplicarlo en la

parte de tratamiento de un sistema de agua potable, y que no se aplica tan fácilmente a las áreas importantes del agua de origen y el sistema de distribución (Hamilton et al., 2006; Hrudehy, 2004).

La Carta de Bonn sobre la seguridad del agua potable (IWA, 2004) es un documento complementario a las directrices de la OMS (2004; 2008) y hace hincapié en el enfoque del PSA. El documento incluye principios clave que se consideran esenciales para crear un marco de gestión para un suministro fiable de agua potable. Los PSA se están aplicando actualmente en países de todo el mundo y son, por tanto, una parte importante de la gestión de riesgos de los sistemas de agua potable (por ejemplo, (Garzon, 2006).

2.4.2. El enfoque multibarrera

Una de las ideas básicas de la gestión de riesgos es trabajar de forma proactiva para evitar o reducir los riesgos a un nivel aceptable. Si las medidas se toman sólo después de los fracasos y casi percances, se utiliza un enfoque reactivo, que puede considerarse como lo opuesto a la gestión proactiva de los riesgos. En el sector del agua potable, las pruebas de los productos finales (control de la conformidad) se utilizan para controlar la calidad del agua. Las pruebas de productos finales pueden considerarse un enfoque reactivo, pero son una parte necesaria de la gestión de la calidad del agua. Sin embargo, las pruebas de productos finales no pueden utilizarse como único medio para garantizar la seguridad del agua potable (por ejemplo, OMS, 2008). Los puntos débiles de las pruebas de productos finales incluyen el número limitado de patógenos y contaminantes que pueden analizarse y el tiempo que se necesita para completar los análisis (CDW/CCME, 2004; Sinclair et al., 2009).

Rizak y Cunliffe D (2003) señalan que la experiencia de las amenazas y los brotes de enfermedades transmitidas por el agua ha demostrado que los análisis de los productos finales no son suficientes para garantizar la calidad del agua. Si se detecta una calidad de agua inaceptable en el agua de consumo distribuida a los grifos, al menos algunos consumidores utilizarán el agua antes de que se

complete el análisis y se tomen medidas correctivas(Rizak et al., 2003a). El análisis del producto final debe utilizarse como una herramienta para verificar que el agua es/era segura para beber, pero no como el único medio para garantizar la seguridad del agua potable. Hay que tener en cuenta que la versión actual de la Directiva 98/83/CE sobre agua potable se basa en las pruebas de productos finales (CE, 1998). En lugar de confiar en los análisis de productos finales para garantizar la seguridad del agua potable, la OMS (2004) y el (CDW/CCME, 2004), por ejemplo, recomiendan el uso de un enfoque multibarrera. El enfoque multibarrera se basa en la aplicación de múltiples barreras en todo el sistema de agua potable, desde la fuente hasta el grifo.

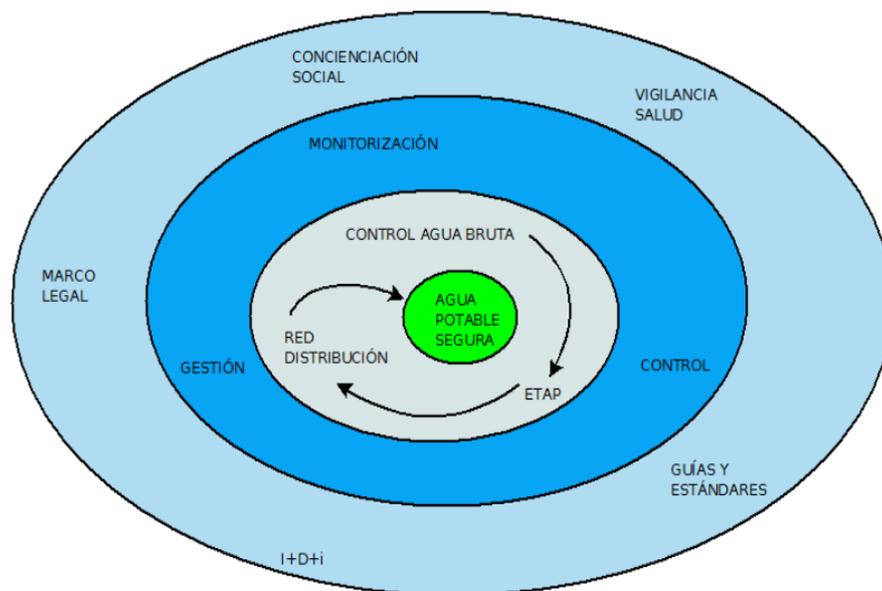


Figura 2.10: Componentes de la estrategia multi-barrera (Adaptado de Lindhe, 2008)

Se supone que las barreras bloquean o controlan los peligros para evitar que causen daños inaceptables. Dado que se utilizan múltiples barreras, el fallo de una o más barreras puede ser compensado por las demás. El CDW/CCME ilustra el enfoque de las barreras múltiples como se muestra en la figura 2.10. Dicha ilustración muestra diferentes componentes del enfoque de barreras múltiples y subraya que no sólo las plantas de tratamiento deben incluir barreras. La protección de las aguas de origen y de distribución, así como la gestión general, son importantes para lograr un enfoque eficiente de múltiples barreras

2.5. Conclusión parcial

El análisis de riesgos ha demostrado su eficacia como herramienta para los técnicos de la industria, lo cual facilita a los responsables la explotación con un enfoque centrado en la seguridad. A la vista de los actuales cambios que se producen en el sector, los retos a los que se tienen que enfrentar las empresas para realizar tareas de mayor complejidad incluyen riesgos que no sólo ponen en peligro el funcionamiento normal de las empresas, también resultan complicados de controlar. Se han desarrollado para ello diferentes métodos cualitativos como cuantitativos. Existe una amplia gama de métodos cuantitativos. Los métodos cuantitativos suelen utilizarse cuando el sistema analizado es complejo y para facilitar la comparación con otros riesgos y niveles de riesgo aceptables en términos absolutos. Algunos son exhaustivos y tienen un amplio campo de aplicación, mientras que otros sólo se utilizan para ayudar en partes específicas de un análisis. Se han aplicado estos métodos para calcular y combinar cualitativa o cuantitativamente la "probabilidad de fallo" y las "consecuencias" a diferentes niveles en los sistemas de suministro de agua. Algunos ejemplos de métodos son la evaluación cuantitativa del riesgo microbiano, la evaluación cuantitativa del riesgo químico, el análisis del árbol de fallos, el análisis del árbol de sucesos, los diagramas de bloques de fiabilidad, las redes de creencias bayesianas y los modelos de Márkov.

A continuación, en el capítulo 3 se describen diferentes métodos de análisis de riesgos más avanzados aplicado en sistemas de tratamiento de agua destinado al consumo.

Capítulo 3

Herramientas de análisis de riesgos y su aplicación en el sector del agua

El presente capítulo trata de una revisión de la bibliografía sobre los métodos avanzados de análisis de riesgo para los sistemas de agua potable. Tiene como principal objetivo revisar estos avances, centrándose en las ideas fundamentales y el pensamiento que los sustentan, considerando su aplicación en los niveles estratégico, programático y operativo de la toma de decisiones. Cabe mencionar también que este capítulo es fruto de la publicación en revistas indexadas en el Journal Citation Report (JCR) y clasificadas en el primer decil (Q1). Sin embargo, esta monografía no sigue literalmente el mismo índice por lo que el capítulo se compone de:

- Una genérica sobre los métodos
- Su aplicación en sistemas de agua
- Ventajas e inconvenientes
- Casos prácticos.

3. Métodos de AR avanzados aplicado en el sector de agua

Los métodos llamados más avanzados, descritos a continuación, ofrecen la posibilidad de realizar un análisis con diferentes niveles de detalle y complejidad (véase en la figura 3.1). La mayoría de estos métodos de análisis de riesgo son cuantitativos, pero también existen métodos cualitativos. Realizar un análisis de riesgo mediante estos métodos permite obtener un análisis detallado de un subsistema o proceso específico, y puede incluir también la evaluación de las actividades humanas y operativas. Por otra parte, se puede realizar un análisis global para evaluar el riesgo total del servicio de agua, posiblemente con respecto a la calidad y la cantidad.

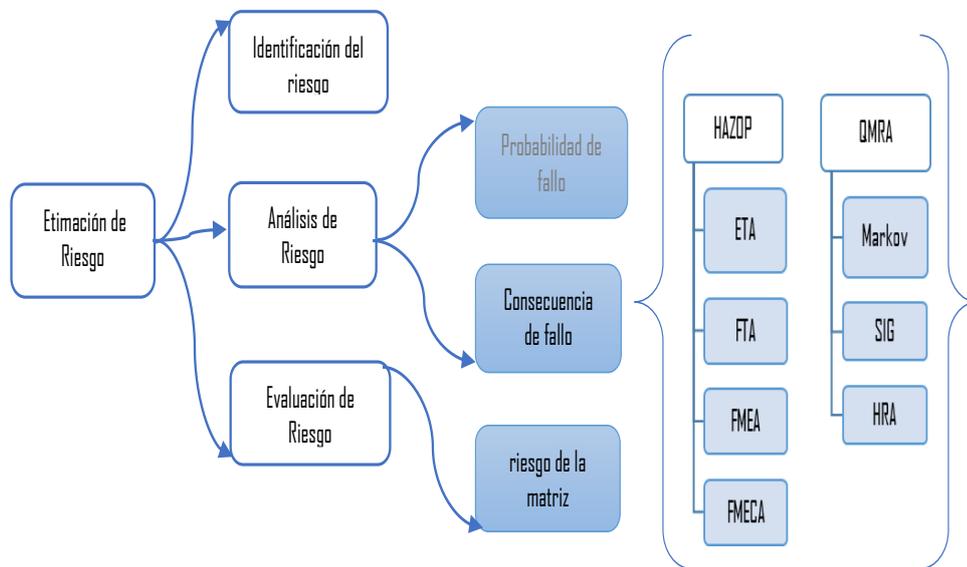


Figura 3.1: Herramientas de análisis de riesgos dentro del diagrama de flujo de E.R.

En caso de que se requiera una investigación/identificación exhaustiva de todas las situaciones de riesgo para un sistema complejo, se puede recurrir a un Análisis de Peligros y Operabilidad (HAZOP).

3.1. Estudio de peligros y operación (HAZOP)

En 1963, este método se desarrolló en la empresa Imperial Chemical Industries, ICI, la cual ha empleado técnicas del análisis crítico en otros ámbitos. Después se generalizó y formalizó, y actualmente es una de las herramientas más utilizadas internacionalmente en la determinación de los riesgos existentes en una planta industrial (Kletz, 2018). El HAZOP se ha convertido en el método fundamental que permite detectar potenciales riesgos y definir cambios de diseño con el fin de reforzar la seguridad en las industrias de transformación. Es un medio eficaz y exhaustivo para realizar un análisis cualitativo de los riesgos en las instalaciones

industriales. Una técnica detallada y rigurosa, permite identificar los peligros y las disfunciones en toda una planta o instalación de tratamiento. Se trata de una evaluación completa de los componentes de los sistemas para encontrar cualquier desviación y saber si puede convertirse en un problema mayor.

El principal objetivo al aplicar este método consiste en describir completamente la instalación o el funcionamiento (véase las diferentes etapas en la figura 3.2). Generalmente incluyen las condiciones previstas en la fase de diseño, se enfocan en cómo pueden ocurrir estas fallas y definen si pueden poner en peligro o causar un mal funcionamiento dentro del sistema previsto. (Kletz, T. 2018)

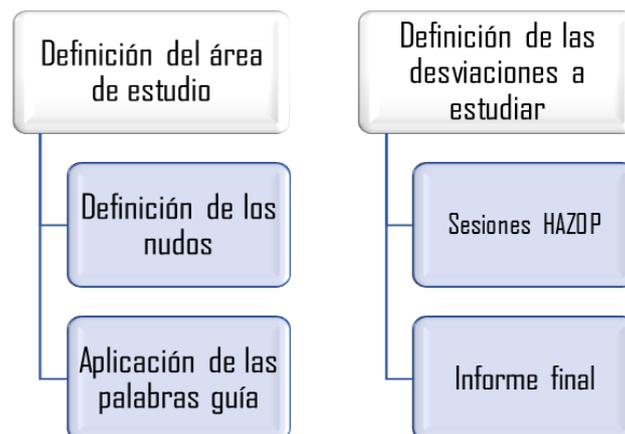


Figura 3.2: Etapas esenciales de un estudio de peligros y operación HAZOP

La realización de un análisis HAZOP consta de seis etapas como lo indica la figura 3.2 y que se describen a continuación:

La definición del área de estudio es la primera etapa e incluye la delimitación del área donde se aplicará la técnica. En una instalación de proceso, considerada el área de estudio, se definirán por conveniencia una serie de subsistemas o líneas

de proceso, correspondientes a sus propias entidades funcionales: líneas de carga para tanques de almacenamiento, separación de solventes, Reactor, etc.

La definición de los nudos, en este periodo cada nudo está reconocido y numerado correlativamente en cada subsistema y siguiendo la dirección del proceso (tubería de suministro de una materia prima a un reactor, impulsión de una bomba, depósito de almacenamiento). La técnica HAZOP se aplica a todos esos puntos.

La aplicación de las palabras guía, es la fase que designa el término que representa cada nudo previamente definido que entra o sale de un elemento definido. Son aplicables tanto a las funciones (reacciones, transferencias, etc.) así como a las variables específicas (presión, flujo, temperatura, etcétera.). La tabla 3.1 muestra varias palabras guía y su sentido.

Tabla 3.1: Palabras guía y su significado para realización de un HAZOP (CIVIL, P. 1994)

Palabra guía	Significado	Ejemplo de desviación	Ejemplo de causas Originadoras
NO	Ausencia de la variable a la cual se aplica	No hay flujo en una línea	Bloqueo; fallo de bombeo; válvula cerrada o atascada; fuga; válvula abierta; fallo de control
MÁS	Aumento cuantitativo de una variable	Más flujo (más caudal)	Presión de descarga reducida; succión presurizada; controlador saturado; fuga; lectura errónea de instrumentos
		Más temperatura	Fuegos exteriores; bloqueo; puntos calientes; explosión en reactor; reacción descontrolada
MENOS	Disminución cuantitativa de una variable	Menos caudal	Fallo de bombeo; fuga; bloqueo parcial; sedimentos en línea; falta de carga; bloqueo de válvulas
		Menos temperatura	Pérdidas de calor; vaporización; venteo bloqueado; fallo de sellado
INVERSO	Analiza la inversión en el sentido de la variable. Se obtiene el efecto contrario al que se pretende	Flujo inverso	Fallo de bomba; sifón hacia atrás; inversión de bombeo; válvula antirretorno que falla o está insertada en la tubería de forma incorrecta
ADEMÁS DE	Aumento cualitativo. Se obtiene algo más que las intenciones del diseño	Impurezas o una fase extraordinaria	Entrada de contaminantes del exterior como aire, agua o aceites; productos de corrosión; fallo de aislamiento; presencia de materiales por fugas interiores; fallos de la puesta en marcha
PARTE DE	Disminución cualitativa. Parte de lo que debería ocurrir sucede según lo previsto	Disminución de la composición en una mezcla	Concentración demasiado baja en la mezcla; reacciones adicionales; cambio en la alimentación
DIFERENTE DE	Actividades distintas respecto a la operación normal	Cualquier actividad	Puesta en marcha y parada; pruebas e inspecciones; muestreo; mantenimiento; activación del catalizador; eliminación de tapones; corrosión; fallo de energía; emisiones indeseadas, etc.

La determinación de las variantes a analizar. Durante esta etapa, de forma sistemática se procede a un examen previo de todo tipo de desviaciones relativas a la aplicación que se realiza en cada nodo de cada término guía para una concreta variable o actividad. Para realizar un análisis completo, se deben aplicar todas las posibles combinaciones que existen entre la palabra guía y la variable

del proceso, rechazando en el transcurso de la sesión aquellas desviaciones que no tienen ningún tipo de lógica para un nodo determinado.

Además de las desviaciones, hay que señalar también cuáles son las eventuales causas de las mismas, así como sus consecuencias.

Las sesiones HAZOP, en esta fase el objetivo se concentra en la ejecución sistemática del proceso descrito previamente, analizando las desviaciones en cada una de las líneas o nudos elegidos partiendo de las palabras guía aplicadas a ciertas variables o procesos. Se establecen las probables consecuencias, causas, las respuestas que se plantean y las acciones. Dicha información se muestra en una tabla que ordena la entrada de datos. Posteriormente, se muestra el formato de recogida del HAZOP aplicado a un procedimiento continuo.

El informe final, Se trata de lo que es la última fase, que se compone de diferentes documentos como fichas de recopilación de sesiones, añadiendo las fechas en que se y la formación del equipo de trabajo. Los diagramas sintetizados en los que se localizan y se enumeran los nodos de cada subsistema. Análisis de los resultados adquiridos. Se puede realizar una clasificación cualitativa del resultado conocido. Una lista de pasos a seguir en la que tendrá que ser examinada adecuadamente en función de otros criterios (otras soluciones técnicas, coste, consecuencias sobre la instalación, etc.) esto que esta. Y finalmente, el listado de sucesos iniciadores identificados

3.1.1. Aplicación en sistemas de tratamiento de agua

El HAZOP es un método de análisis de riesgo perfectamente aplicable en los sistemas de tratamiento de agua. Este método permite desarrollar la creatividad y considerar cómo pueden surgir los riesgos o los problemas de funcionamiento. La sistematización en la aplicación de las técnicas HAZOP y el rigor empleado ayuda a reducir los riesgos. El uso de palabras clave durante el análisis del modelo a aplicar proporciona mejores ideas y soluciones (véase Ejemplo de análisis de HAZOP en la tabla 3.2). Este planteamiento es el más adecuado para las instalaciones de tratamiento de aguas o plantas de tratamiento. Como paso

previo, conviene aplicar una comprobación de la fiabilidad del proceso y de los sistemas antes de aplicar el HAZOP y así poder cuantificar la probabilidad de las acciones a realizar. Cuando se trata de riesgos menores, la actuación podría guiarse por los expertos técnicos y el juicio común.

Tras de la aplicación de un HAZOP los resultados pueden ser muy variados en relación con la experiencia y la motivación del personal implicado y a los modelos de gestión aplicados.

Tabla 3.2: Ejemplo de análisis de HAZOP para el sistema de tratamiento de agua

Unidad de proceso: tratamiento de agua; Cloración.				
I. Parámetro de proceso: Flujo (de cloro)				
Palabra guía/clave	Desviación	Causas	Consecuencias	Acción/solución
No	Sin flujo	1.El suministro de cloro está vacío. 2.Tubería o tanque con fugas. 3.Válvula fallida en posición de cerrado.	Agua no desinfectada	
Más	Más (demasiado) flujo.	Mala calibración de equipo	Alta concentración de cloro en el agua	
Menos	Menos flujo	1.Recursos limitados 2.Mala calibración del equipo	Agua no desinfectada.	
contrarrestar	Flujo en dirección opuesta			

El nivel de conocimientos técnicos y prácticos del equipo es fundamental. Un experiencia, conocimiento y habilidades necesarias, así como la capacidad de tomar decisiones en el proceso son clave para llevar a cabo un HAZOP. (Marhaviolas et al., 2011)

3.1.2. Ejemplo de casos prácticos

Sikandar et al., (2016) demostraron la pertinencia del método HAZOP para el sector de aguas. El objetivo de su estudio fue la aplicación de esta herramienta en un escenario hipotético en el que se seleccionó una planta moderna de tratamiento de aguas. Se desarrolló todo el sistema a partir de una herramienta denominada "diagrama de flujo del proceso" (PFD), "diagrama de tuberías e instrumentación" (PID) y un conjunto de palabras clave. Después se identificaron los riesgos de todo el proceso y se aplicaron antes algunas técnicas básicas de seguridad para solucionar dichos problemas. Los resultados obtenidos demostraron la eficacia del método HAZOP con la evaluación global arrojaba aproximadamente 57 peligros. Por otro lado, para un diseño más seguro del sistema se recomendaron unas 63 acciones, la mayoría de las cuales (71%) requerían la instalación de nuevos dispositivos(Sikandar, 2016).

En resumen, la identificación de peligros mediante HAZOP se realiza de forma sistemática para poder evaluar y criticar el proceso de consumo o de producción. Por lo tanto, estas técnicas pueden considerarse un método eficaz para el reconocimiento y la predicción de peligros y pueden aumentar los niveles de seguridad, prevenir accidentes y mejorar la fiabilidad de los sistemas mediante la reducción de los problemas operativos.

3.2. Análisis modal de fallos y efectos (AMFE)

En los años 60, se aplicó por primera vez este método en la industria aeroespacial, con el fin de mejorar la seguridad. Este objetivo todavía sigue teniendo validez hoy en día. A partir de los años 70, Ford empezó a utilizar este tipo de procesos. Hoy día constituye una metodología de análisis en el sector del automóvil y se ha extendido convenientemente a otros sectores. Esta metodología puede acotarse con la denominación de Análisis Modal de Fallos, Efectos y su Criticidad (AMFEC), al considerar, de una forma más precisa, las consecuencias de los fallos. Es una herramienta muy útil a la hora de prevenir

fallos de un producto o proceso con antelación a su ocurrencia. Dicho análisis se basa en la sinterización de un diseño de producto futuro hasta sus componentes básicos o partes individualizables (Bestratén Belloví, M., Orriols Ramos, R., & Mata París, 2004). El objetivo principal del AMFE consiste en realizar el análisis de un producto/proceso, identificar los potenciales puntos de fallo e implementar planes de actuación para prevenir los daños; el proceso, como se puede apreciar, es similar a otros métodos de síntesis utilizados en la prevención de riesgos laborales. Además, dicha metodología tiene criterios de clasificación como: el grado de criticidad o de gravedad, al igual que la probabilidad de ocurrencia y la no detectabilidad, que también son específicos del ámbito de la seguridad laboral, tales por ejemplo, la probabilidad de que se produzcan los fallos o eventos no deseados, así como la magnitud o carácter crítico de sus consecuencias. (Bestratén Belloví, Orriols Ramos, & Mata París, 2004)

El AMFE cuenta con los siguientes objetivos: dar satisfacción a los usuarios, integrar la visión de la prevención dentro de las instituciones, identificar los modos de fallo con consecuencias relevantes de acuerdo a diferentes criterios: fiabilidad, seguridad, accesibilidad, y requerir los modos de fallo, los medios y los procesos de detección. Dar el visto bueno a las acciones correctivas y/o preventivas aconsejadas, para eliminar las fuentes de fallo del producto, proceso o diseño y, finalmente, evaluar la eficacia de las acciones emprendidas. y ayudar a documentar el proceso. Existen dos tipos de metodología AMFE:

El AMFEC de diseño: basado en el análisis de diseño con carácter preventivo, que intenta prever los posibles daños y las posibles necesidades de diseño, constituyen el primer paso lógico del proceso AMFEC, ya que su objetivo es mejorar el diseño para evitar futuros fallos que puedan producirse.

El AMFEC de proceso: se trata del análisis de los modos de fallo y efectos potenciales de un proceso productivo, para garantizar su calidad de operatividad, en lo que de ella depende, la fiabilidad de las funciones del producto que el consumidor exige".

Los AMFE de proceso y diseño están ciertamente correlacionados ya que uno va a continuación del otro. Por una parte, el AMFE de diseño puede haber

identificado una imperfección del proceso (la causa de un modo de fallo especial de un elemento), mientras que, por otra, dicho defecto será agrupado por el AMFE de proceso como modo de fallo de proceso, y será analizado para descubrir la posible causa de fallo del proceso.

3.2.1. Aplicación de AMFE en sistemas de tratamiento de agua

Se puede aplicar la metodología del AMFE a los sistemas de tratamiento de aguas. A través de su aplicación se pueden determinar tanto los tipos de fallos como su frecuencia, con el objetivo de identificar los efectos causados por los mismos. A la hora de la aplicación de dicha técnica a una instalación de agua y sus instalaciones, conductos, bombas y depósitos, las exigencias en conocimiento y experiencia, por parte del equipo asignado, serán altas. Se puede utilizar cualquier tipo de documento que nos permita clasificar los datos recogidos, hojas de cálculo, por ejemplo, pero existe también en el mercado, un gran número de herramientas informáticas específicas para dicho tipo de análisis. Los resultados recogidos pueden aplicarse en la disipación del riesgo o bien para atajar situaciones donde se ha creado ya un fallo sistémico u operacional (Kabir et al., 2018). Los resultados de un AMFE constituyen unas alternativas de reducción de riesgos de diversos tipos, como, por ejemplo, el rediseño, los nuevos procedimientos o la mejora del mantenimiento. También los resultados del AMFE pueden ser muy útiles durante las modificaciones del sistema y para planificar el mantenimiento. Esta técnica es fundamentalmente un análisis cualitativo.

Su objetivo es responder a las siguientes preguntas

- ¿Cómo puede fallar cada parte del sistema?
- ¿Qué mecanismos pueden producir estos modos de fallo?
- ¿Cuáles podrían ser los efectos si se produce el fallo? ¿Qué grado de criticidad tiene?
- ¿El fallo está en la dirección segura o insegura?

- ¿Cómo se detecta el fallo?
- ¿Qué disposiciones inherentes se prevén en el diseño para compensar el fallo?

El sistema debe desglosarse primero en un nivel adecuado para ajustar el nivel de detalle del análisis a la finalidad y los recursos disponibles. El AMFE puede ampliarse hasta un nivel de detalle que permita obtener estimaciones de la tasa de fallos. Los resultados del análisis se registran en una hoja de trabajo específica del AMFE. Hay muchas variaciones de hojas AMFE, pero lo más típico en el título indica el nombre del sistema o subsistema y otros datos generales. Después se proporciona información de forma sucesiva respecto a cada unidad (módulo) del subsistema respectivo. A continuación, se facilita la información correspondiente; véase las columnas de la tabla; número de referencia, por ejemplo, un dibujo. Puede ser simplemente el nombre de la unidad o el número de etiqueta, si existe. Función: Se describe la función de la unidad (por ejemplo, bombeo de agua, adición de desinfectante): Se explica la función de la unidad (por ejemplo, bombeo de agua, adición de desinfectante). Una bomba puede, por ejemplo, estar en funcionamiento o en espera. (Gheibi et al., 2019)

Se puede resumir que el AMFE se asemeja a una tormenta de ideas (brainstorming) estructurada e instrumentalizada. Es un análisis relativamente fácil de comprender y no requiere mucha documentación previa o extra. Es recomendable, no obstante, contar con un facilitador que tenga la experiencia necesaria con el método de trabajo y conocimiento del sistema específico en el que vamos a trabajar. Si se va a realizar un análisis exhaustivo desde la fuente hasta los hogares de los usuarios la necesidad de recursos y horas de trabajo serán lógicas mayores. Los datos recogidos permitirán a aquellos a cargo de la toma de decisiones y el desarrollo de legislación o normativa identificar y atajar los posibles errores en el modo de fallos que en última instancia tendrían un efecto dañino, un rendimiento pobre una vez implantado el sistema. Un beneficio extra del AMFE es la capacidad de los responsables de la toma de decisiones de proponer formas de eliminar o minimizar los posibles errores y

disfunciones de un modelo, mejorando así el funcionamiento seguro y la fiabilidad del sistema.

3.2.2. Ejemplo de casos prácticos de un AMFE

Un análisis de riesgo y priorización en los trabajos de mantenimiento de la red de abastecimiento de agua a través del AMFE en seguridad laboral fue realizado por los autores, (Cavaignac et al., 2020). En este trabajo se abordó la aplicación del AMFE (análisis de modos de fallo y efectos) en la ejecución del mantenimiento de la red de agua en una ciudad de tamaño medio en el estado de Maranhão. Se aplicó el AMFE (análisis del modo de fallo y de los efectos) con enfoque de seguridad laboral en la ejecución del mantenimiento de la red de agua en una ciudad de tamaño medio en el estado de Maranhão. Los resultados mostraron que el AMFE es una eficaz técnica para la determinación de la prioridad de los riesgos en el proceso de trabajo. La aplicación del AMFE con el uso de la tabla de referencia de índices puede ser más rápida que la aplicación sin tabla de referencia - y así difundir la herramienta para el análisis de riesgos. Diseño / Metodología / Enfoque: En las instalaciones se realizó un registro fotográfico y se enumeraron los principales riesgos para los trabajadores y, a continuación, a partir de los datos obtenidos, se elaboró un análisis de riesgo con la aplicación del AMFE (Análisis Modal de Fallos y Efectos). Se llegó a la conclusión de que los equipos de servicios de mantenimiento del sistema de abastecimiento están expuestos a un alto riesgo de accidentes ocasionado sobre todo por la precariedad de las condiciones de trabajo.

En general el método de análisis de riesgo (AMFE) es a menudo un primer paso en un análisis de fiabilidad. También puede ser muy útil como parte de un análisis de riesgos para evaluar el rediseño y ampliación de los sistemas de abastecimiento de agua, por ejemplo, cuando un nuevo consumidor con necesidades especiales de la calidad de agua está conectada a un sistema existente. El método AMFE es bastante fácil de entender y no hay necesidad de

mucho entrenamiento. Sin embargo, se recomienda tener un facilitador que está familiarizado y tiene experiencia con el método AMFE. El más importante la competencia de las personas que participan en el análisis es el conocimiento del sistema en cuestión. El AMFE puede ser documentado usando una hoja de cálculo como se muestra anteriormente, pero también muchos existen diferentes paquetes de software AMFE que ayudarán a estructurar y ejecutar el análisis. Un beneficio extra del AMFE es la capacidad de los responsables de la toma de decisiones de proponer formas de eliminar o minimizar los posibles errores y disfunciones de un modelo, mejorando así el funcionamiento seguro y la fiabilidad del sistema.

3.3. Evaluación Cuantitativa de Riesgo Microbiológico (ECRM)

La ECRM (QMRA sigla en inglés) es una herramienta específica para la evaluación de riesgos de la calidad microbiológica del agua potable (Hokstad & Steiro, 2006). El ECRM proviene del modelo de Evaluación del Riesgo Químico (QCRA) que abarca cuatro elementos básicos:

- Una caracterización del escenario del problema (descripción del sistema), incluyendo identificación de peligros (patógenos) y eventos peligrosos.
- Evaluación de la exposición (por ejemplo, duración del evento, número de consumidores afectados).
- Evaluación de los efectos (curvas dosis-respuesta para patógenos específicos).
- Caracterización del riesgo.

La QMRA (siglas en inglés de Evaluación de Riesgo Microbiológico Cuantitativo) diverge de las metodologías puramente epidemiológicas. El primero busca cuantificar el peligro a través de los datos obtenidos y aspectos que se pueden inferir del análisis para evitar la alta probabilidad de dicha dolencia en una población que recibe un suministro de agua específico. El segundo enfoque busca cuantificar la incidencia real en la población. El enfoque cuantitativo de la

evaluación de riesgo microbiológico está basado en el paradigma de la evaluación de riesgo químico y ha sido revisado por Haas véase (B. K. Haas, 1999).

La evaluación de riesgo química es un procedimiento formalizado que involucra cuatro pasos clave (Tabla 3.3), cada uno descrito a continuación.

Tabla 3.3: Pasos involucrados en la Evaluación de Riesgo (Adaptada de Consejo Nacional de Investigación, 1983)

Paso	Objetivo
1. Formulación del problema e identificación del riesgo	Describir el entorno ambiental en general y patógenos relevantes que puede provocar efectos agudos o crónicos a la salud humana.
2. Análisis dosis-respuesta	Encontrar la apropiada relación entre exposición al patógeno e infección o enfermedad (de estudios epidemiológicos).
3. Evaluación de la exposición	Determinar el tamaño y naturaleza de las poblaciones expuestas a cada uno de los patógenos identificados por vía, cantidad y duración de la exposición.
4. Caracterización del riesgo	Integrar la información de la exposición y dosis respuesta, para expresar resultados de salud pública, tomando en cuenta la variabilidad e incertidumbre de las estimaciones.

Formulación del problema e identificación del riesgo: Este paso se realiza tanto en relación con el agente microbiano como con enfermedades humanas y enfermedades asociadas al microorganismo específico. Los resultados clínicos pueden variar desde una infección asintomática hasta la muerte final. Estos datos provienen de la literatura y de estudios de microbiología. La patogenicidad y la virulencia del microorganismo ofrecen un gran interés, al igual que todo el espectro de enfermedades humanas que puede provocar un microorganismo específico (Pérez-Vidal, 2012). En este punto es pertinente abordar la respuesta del huésped a los microorganismos en tanto a la inmunización y la exposición a diversos patógenos que pueda haber presentes en el suministro de agua. Habrá, por tanto, que diseñar modelos que tengan en cuenta la incidencia tanto en humanos como en animales domésticos o salvajes según el entorno que estemos analizando. Para finalizar este estadio del análisis se requiere cierta profundidad

de investigación respecto a enfermedades endémicas y epidémicas, a través de casos de estudio, relación de incidencias de hospitalización u otros datos virológicos o microbióticos.

El término Infección viene de la palabra infectar (se refiere a la contaminación producida a través de sustancias, gérmenes o bacterias causantes de la enfermedad) e indica la probabilidad de que haya agentes que se multipliquen durante el proceso de la enfermedad e incluso que transmitan la enfermedad a otras personas. Entre los principales grupos de microorganismos patógenos figuran las bacterias, los hongos, los protozoos, los priones y los virus. En cuanto a los microorganismos, los criterios de determinación del peligro son descriptivos, mecánicos a veces también cuantitativos, e involucran la estimación de los agentes microbianos, en el desarrollo de la enfermedad y en la vigilancia de la misma. (tabla3.4) (Pérez-Vidal, 2012).

A continuación se enumeran los distintos pasos a seguir durante la identificación de los riesgos microbiológicos:

1. Determinación de la presencia del agente patógeno causante de la enfermedad relacionada con el test utilizando los postulados de Koch, según los cuales el agente se encuentra y provoca un tipo específico de enfermedad en el hombre y, su transmisión, causa una enfermedad parecida en la persona recién expuesta.
2. Desarrollo de herramientas que permitan detectar cualquier tipo de infección y, sobre todo, los microorganismos presentes en las muestras recogidas (proceso de la enfermedad).
3. Identificación de las posibles vías de transmisión.
4. Se evalúan los factores de virulencia al igual que los componentes del microorganismo como su ciclo de vida lo cual permite comprender la transmisión de la enfermedad y el proceso de la misma.

5. La utilización de herramientas con fines de análisis permite determinar el grado de ocurrencia de las enfermedades de la población (riesgo endémico) como así también la investigación de las epidemias.
6. El desarrollo de modelos por lo general animales permite estudiar el tipo de enfermedad y su tratamiento.
7. Determinación de la función del sistema inmunitario del huésped así como el eventual desarrollo de vacunas con fines preventivos.
8. Informes epidemiológicos relacionados con las distintas exposiciones.

Tabla 3.4: Métodos para el Diagnóstico de Infecciones y Enfermedades

Método	Enfoque	Ventajas/Desventajas
Síntomas y descriptores clínicos	Basado en los síntomas de la persona (dolor de cabeza) e impactos medibles (fiebre, comezón)	Puede fácilmente diagnosticar o identificar a las personas infectadas; sin embargo, no es generalmente agente específico sino más genérico.
Diagnóstico Clínico	Basado en especímenes de prueba (heces, esputo, sangre) para ver la presencia del "agente"	Puede específicamente identificar el agente; sin embargo, el paciente debe entregar una muestra y debe existir un método de prueba para el agente
Respuesta de anticuerpo	Una prueba indirecta (sangre o en algunos casos saliva) para buscar la presencia de anticuerpos que el cuerpo produce como resultado de una infección.	Es específico al agente; sin embargo, puede no ser capaz de determinar el momento de la exposición y la infección.

El análisis dosis-respuesta, está orientado a la caracterización matemática de la relación entre la dosis y la probabilidad de infección en la población expuesta. Se mide la presencia de microorganismos en dosis que se utilizan regularmente para el recuento del microbio específico en el laboratorio, como por ejemplo el recuento de colonias en medios de cultivo en el caso de las bacterias, el recuento de placas en cultivos celulares en el caso de los virus y el recuento microscópico directo de quistes/ooquistes en el caso de los protozoos. Ante un número finito y delimitado de dosis-respuesta, esto es, de exposición de una población determinada a una dosis específica de microorganismos y la posterior

cuantificación de dicha respuesta (sea una infección o una dolencia concreta), nos permite delimitar parámetros más precisos de ajuste de dichas variables mediante técnicas de verosimilitud como la bioestadística. (Haas, C., & Eisenberg, 2001).

Las estimaciones, sin embargo, que se hagan del riesgo de una dosis baja deben ser extrapoladas al caso concreto pues los resultados pueden variar mucho y por tanto las medidas a tomar también. De ahí la importancia de acudir a más de una técnica de control de riesgos a la hora de tener una imagen de conjunto con diferentes focos y poder adoptar la medida más apropiada y menos costosa tanto en términos humanos como económicos, así como su coste sanitario.

Tanto el modelo exponencial como el beta-Poisson constituyen dos relaciones dosis-respuesta susceptibles de ser desarrolladas mediante suposiciones biológicamente pertinentes en el proceso de infección. (Haas, C., & Eisenberg, 2001).

Modelo exponencial:

$$P = 1 - e^{-kD} \quad (1)$$

Donde:

D = Dosis del patógeno;

k = fracción de patógenos que sobreviven para producir una infección.

Modelo Beta-Poisson:

$$f(\text{infección}) = 1 - \left[1 + \left(\frac{D}{N_{50}} \right) \left(2^{\frac{1}{\alpha}} - 1 \right) \right]^{-\alpha} \quad (2)$$

Donde:

D = Dosis del patógeno;

α y N_{50} constituyen los parámetros de la distribución Beta-Poisson utilizada en la descripción general de la variabilidad asociada con la infección..

Aparte que hay modelos cuasi-mecánicos, también existen una variedad de modelos empíricos, entre los cuales se han usado tres (principalmente en la evaluación del riesgo químico): Log-logístico, Weibull y Log-probit.

A partir de los límites de confianza correspondientes a los parámetros que figuran en el Tabla 3.5, se efectúa una extrapolación a las dosis bajas. Pero hay que tener en cuenta que los estudios de dosis-respuesta se han llevado a cabo con adultos sanos y, por tanto, no pueden representar las respuestas del conjunto de la población.

Tabla 3.5: Modelos empíricos por los AR

Organismo	Exponencial	Beta-Poisson		Referencia
		N_{50}	α	
	k			
Poliovirus I	109.87			Minor et al. 1981
Rotavirus		6.17	0.2531	Haas et al.1993; Ward et al.1986
Virus Hepatitis A ^(a)	1.8229			Ward et al.1958
Adenovirus 4	2.397			Couch et al.1966
Ecovirus 12	78.3			Akin 1981
Coxsackie ^(b)	69.1			Couch et al.1966
Salmonella ^(c)		23 600	0.3126	Haas et al. 1966
Salmonella typhosa		3.6×10^6	0.1086	Hornick et al.1966
Shigella ^(d)		1120	0.2100	Hass et al. 1999
Escherichia coli ^(e)		8.60×10^7	0.1778	Hass et al.1996
Campylobacter jejuni		896	0.145	Medema et al. 1996
Vibrio cholera		243	0.25	Hass et al.1996
Entamoeba coli		341	0.1008	Rendtorff1954 Hass et al.1995
Cryptosporidium parvum	238			Dupont et al.1995
Giardia lamblia	50.23			Rose et al.1991

(a)Dosis en gramos de heces (de excreción de individuos infectados).

(b)Cepas mezcladas de B4 y A21

(c)Múltiples (no tifoideas) cepas patogénicas (*S. pullorum* excluída).

(d)flexneri y dysenteriae mezcladas.

(e)No cepas de enterohemorrágico (excepto O111). Fuente: Haas & Einsenberg, 2001.

Análisis de la exposición, constituye un método capaz de identificar la magnitud de la exposición y su naturaleza, así como el origen, de las concentraciones, su distribución al igual que la frecuencia de exposición de los microorganismos. La descripción de la exposición incluye no sólo la aparición basada en las concentraciones, sino también la prevalencia (la frecuencia con la que se encuentran los microorganismos) e incluso la distribución de los microorganismos en el espacio y el tiempo. Una evaluación del riesgo se basa en métodos eficaces de recuperación, de detección, de cuantificación, de precisión,

de virulencia y de viabilidad, y en estudios de transporte de los agentes patógenos así como en el destino de los mismos en el medio ambiente. (Haas, C., & Eisenberg, 2001) .

En muchos casos, se desconocen los niveles de concentración existentes en el medio relacionado de forma directa con la exposición (como el agua potable), los cuales es preciso estimar mediante el uso de bases de datos alternativas. Así, es conocer la ecología de estos microorganismos, ya que esta es la fuente de información clave en relación con al medio ambiente, el transporte y el destino (movimiento en el suelo, el aire y el agua) de los mismos. Igualmente, lo es también para las formas de inactivación, la habilidad y supervivencia en el medio ambiente, y a la habilidad para emerger de nuevo, tal y como ocurre con algunas bacterias. En la presente tesis, el interés se centra en la ingestión (escenario de ingestión oral) del agua. La dosis de ingestión se calcula mediante:

$$Dosis = C \times \frac{1}{R} \times I \times 10^{-DR} \times V \quad (3)$$

D = Dosificación del patógeno (UFC/1000 ml, por día).

C = La concentración de agentes patógenos presentes en el agua (UFC/100 ml)

R = Recuperación a través del método de identificación (%).

I = Fracción de los microorganismos patógenos identificados capaces de infectar (%).

DR = La eficacia respecto a la eliminación o inactivación que tiene el proceso de tratamiento, la cual tiene un factor de reducción decimal (DR = 0 en caso de que se tengan las concentraciones necesarias en el producto final).

V = Consumo de agua por persona al día (L)

La caracterización del riesgo, consiste en la inclusión de los tres componentes que son: la cuantificación de la magnitud del problema relacionado con la salud pública, así como la determinación de la variabilidad de la amenaza existente o la incertidumbre de la misma.

A esta definición corresponde fundamentalmente la toma en consideración de cuatro distribuciones:

1. Variedad de resultados relativos a la salud
2. Los límites de confianza correspondientes al modelo dosis-respuesta
3. La distribución de la presencia del microorganismo
4. La distribución de la exposición

La exposición y presencia del microorganismo se consigue determinar de mejor forma por medio de distribuciones que tienen en cuenta factores en relación con las tasas de supervivencia (tratamiento o inactivación) y la recuperación del método analítico. Asimismo, parte de la evaluación de riesgos (los modelos dosis-respuesta y los resultados de salud), se puede aplicar en diferentes rutas de exposición (mariscos, agua potable y recreativa) y en varias vías de transmisión. Los supuestos hechos en cada nivel del proceso de evaluación del riesgo microbiológico influirán en la variación de los indicadores de riesgo y en el resultado. Se pueden estimar las extrapolaciones precisas y los supuestos, así como los datos que presenten la mayor incertidumbre o variabilidad en el modelo, capaz de explorar en términos de su influencia y en la magnitud de riesgo.

3.3.1. Aplicación de ECRM en sistemas de tratamiento de agua

La ECRM constituye una herramienta de estimación de la carga de enfermedad de los microorganismos patógenos en los sistemas de potabilización de agua. El ECRM puede caracterizar el riesgo no sólo para los individuos, sino también para las comunidades y las poblaciones, y así poder decidir sobre la gestión adecuada del sistema de suministro de agua (C. N. Haas et al., 1993). Esta metodología puede ser utilizada tanto en los países desarrollados como en los países con pocos datos, y el resultado puede ofrecer informaciones útiles que permitan gestionar los suministros de agua. (Rizak et al., 2003a) .

Las razones por las que se aplican dichos análisis de riesgo en una planta o suministro son muchas y no están solo acotadas a evitar enfermedades:

- Advertir la carga de enfermedad debida a las fuentes de agua en la comunidad, tanto en condiciones de aparición de brotes como en ausencia de estos. Esta medida es muy útil para identificar el impacto de las mejoras en el suministro de agua sobre la salud y actuar como motor de nuevas mejoras.
- Apoyar el proceso de establecimiento de normas microbiológicas para el abastecimiento a la población de agua de consumo, de forma que se consigan mantener niveles tolerables de enfermedad para los usuarios de dicha fuente.
- Definir la buena opción coste-beneficio con el fin de disminuir los riesgos microbiológicos de los usuarios de agua potable.
- Contribuye a definir cuál es el mejor tratamiento del agua, equilibrando los riesgos microbiológicos así como los químicos derivados del uso de los productos de desinfección.
- Ofrecer una infraestructura conceptual que permita a los particulares y a las organizaciones entender la naturaleza y el riesgo que presenta el agua que consumen y cómo se pueden minimizar estos riesgos.

3.3.2. Ejemplo de casos prácticos de ECRM

Medema et al. (2003) evaluaron tres sistemas distintos de ETAPs para *Cryptosporidium*. En un caso, el riesgo estaba muy por debajo del límite, por lo que el sistema se consideró seguro. En el segundo caso, el riesgo estaba muy por encima del objetivo de riesgo y se identificaron medidas de control adicionales. En el tercer caso, el riesgo era de una magnitud similar al objetivo de riesgo y se recomendó seguir investigando para reducir la incertidumbre.(Medema, 2003)

Una evaluación cuantitativa del riesgo microbiano de *criptosporidiosis* y *giardiasis* en suministros de agua muy pequeños fue realizada por (Hunter et al., 2011). El objetivo fue de evaluar la exposición, utilizando datos existentes para derivar ecuaciones de regresión que describía las relaciones entre la concentración de estos patógenos y *Escherichia coli* en los suministros de agua privados. Se estimaron las concentraciones de patógenos utilizando los datos nacionales de vigilancia de *E. coli* en los suministros de agua privados de Inglaterra y Francia.

El riesgo de infección estimado era muy elevado, siendo la mediana del riesgo anual del orden del 25-28% para *Cryptosporidium* y del 0,4% al 0,7% para *Giardia*. Se señaló que el riesgo en los suministros podría ser mucho mayor. Estos riesgos son sustancialmente mayores que en el caso de los suministros de agua públicos y están muy por encima del riesgo que se considera tolerable. La observación de que las tasas de infección observadas fueron en general mucho más bajas indicando una mayor inmunidad en las personas que consumen regularmente agua de suministros. En conclusión, se estimó que esta mayor inmunidad se deriva de un mayor riesgo de enfermedad en los niños pequeños, el grupo con mayor riesgo de enfermedad grave.

En resumen, el análisis cuantitativo de riesgos (ECRM) es una metodología clara y coherente que permite establecer una comparación entre los riesgos de un sistema y un determinado objetivo de salud. La ECRM permite indicar la carga de enfermedad de cada contaminante patógeno de referencia. Estos datos serán necesarios posteriormente para la optimización del tratamiento del agua y del sistema de distribución. De este modo, será posible reducir la contaminación hasta niveles seguros. (Hunter et al., 2011)

3.4. Análisis del Árbol de Fallos (AAF)

La investigación del árbol de fallos (AAF) es una técnica de carácter deductivo centrada en un acontecimiento accidental específico (accidente) y que constituye un procedimiento para detectar las razones que lo ocasionaron (véase un caso muestra de AAF en la figura 3.3 y los símbolos de la AAF en la figura 3.4). Tuvo su origen en la década de 1960 para revisar la confiabilidad del diseño del cohete Minuteman y se ha usado extensamente en los entornos nuclear y químico. Su implementación se concentra en el hecho de que puede dar tanto resultados cualitativos, por medio de la averiguación de trayectorias críticas, como cuantitativos, en términos de posibilidad de fallo de los elementos. Para el procedimiento del problema se emplea un modelo gráfico que sugiere las diversas combinaciones de fallos de elementos y/o errores humanos cuya ocurrencia simultánea sea capaz de ocasionar un evento accidental.

La técnica se fundamenta en un proceso deductivo con base en las leyes del álgebra de Boole, que posibilita detectar la expresión de los eventos complicados estudiados según los fallos básicos de los recursos implicados. Se basa en desglosar sistemáticamente un evento complejo (por ejemplo, la rotura de un tanque de almacenamiento de amoníaco) en eventos intermedios hasta unos eventos básicos finales, que suelen estar en combinación con fallos de los diversos elementos, errores humanos, errores operativos, etc.

Este proceso se hace enlazando dichos tipos de eventos, por medio de lo cual se llaman puertas lógicas que representan los operadores del álgebra de eventos. A lo largo de la preparación del árbol, dichos puntos se representan gráficamente por medio de diferentes símbolos que representan los tipos de sucesos, las puertas lógicas y las transferencias o desarrollos posteriores del árbol.

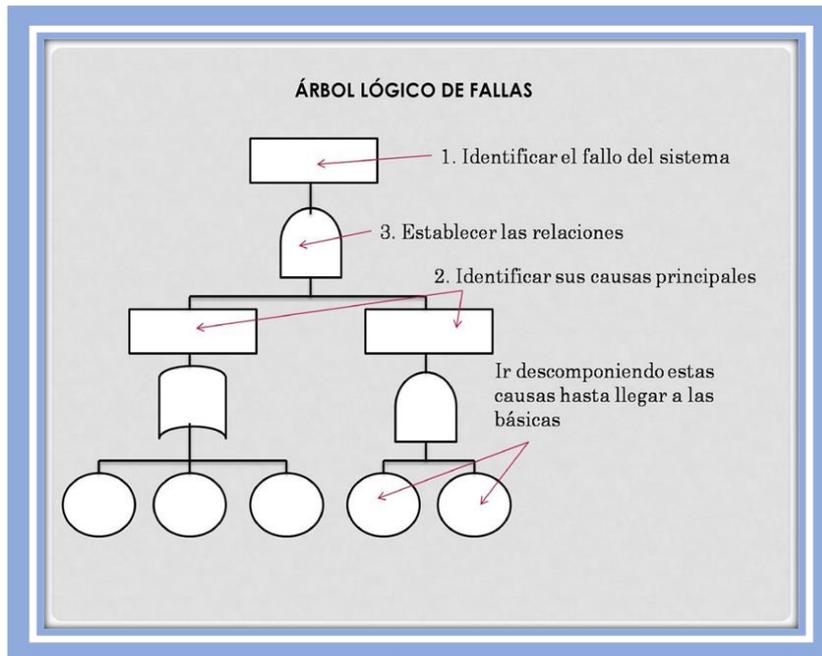


Figura 3.3: Ejemplo de árbol de fallos

Los símbolos representan tanto sucesos, puertas lógicas y transferencias. Los más importantes son los siguientes representado en la figura 3.4.

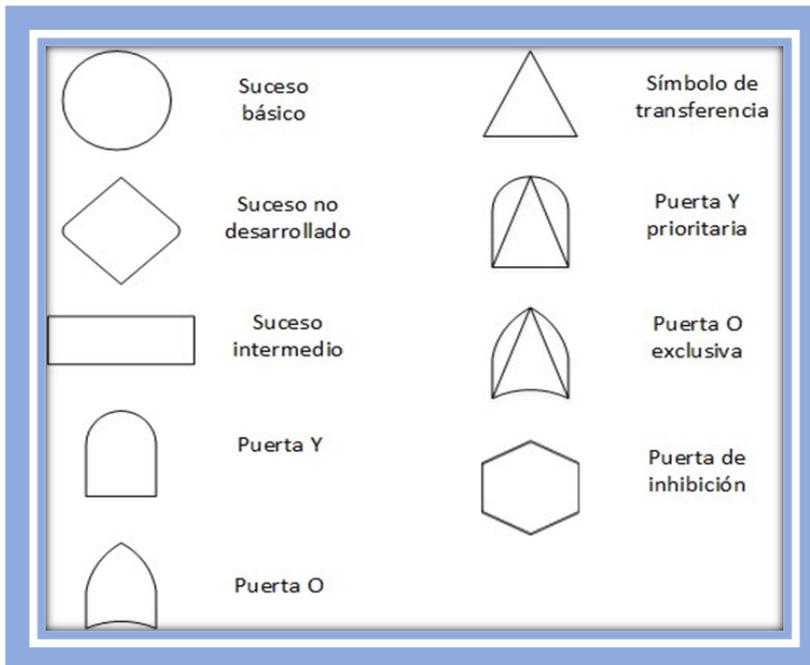


Figura 3.4: Símbolos de un árbol de fallos

Según hemos comentado anteriormente, de dicho suceso no deseado o accidental inicial hasta llegar a la cúspide del árbol o de las ramas principales dónde se encuentra aquellos sucesos de gravedad que se puede evitar. Para avanzar por el árbol y sus ramas se aplica criterios sistemáticos de causa inmediata que contribuyen en la siguiente ocurrencia a través de puertas lógicas. El análisis del Árbol de Fallos es un método aplicable a acontecimientos relativamente complejos que involucran bastantes elementos y que se pueden dividir en acontecimientos más simples.

El análisis requiere uno o dos analistas con extenso conocimiento y experiencia del sistema a analizar, personales experimentados en el funcionamiento del sistema y operadores, frecuentes consultas a técnicos más la documentación necesaria consiste en diagramas de flujos, tuberías, instrumentación con procedimientos de operación/mantenimiento.

El análisis cualitativo se lleva a la práctica para establecer la relevancia de medidas correctoras o la conveniencia de análisis de mayor complejidad (Bestratén Belloví, M., Orriols Ramos, R., & Mata París, 2004).

Destaca también la relevancia de identificar tanto los fallos individuales de los componentes, como los componentes que fallan del mismo modo o los probables fallos por causa común.

Esto permite estudiar el árbol a nivel de su estructura lógica para identificar las combinaciones de eventos básicos que provocan la ocurrencia del evento que se quiere evitar ("conjunto mínimo de fallos"). Esos conjuntos mínimos identificados representan, individualmente, diferentes formas de concluir en un suceso indeseable.

Los métodos cualitativos de análisis de árboles de fallos son:

Métodos analíticos, en los que el árbol se convierte en una función lógica mediante el álgebra de Boole:

Cálculo matricial, en los que el árbol se convierte en una matriz que se opera mediante reglas derivadas del álgebra de Boole.

Métodos numéricos: (método de Monte Carlo), estos se utilizan exclusivamente en paquetes de software.

Métodos de reconocimiento de estructuras, en los que se utilizan paquetes de software para comparar los árboles con las estructuras existentes en las bases de datos. Las consecuencias extraídas de aquí son las siguientes:

- Transformar el árbol de fallos en una función lógica.
- Simplificar la función lógica del árbol mediante la verificación de las falsas redundancias. La reducción de falsas redundancias (reducción booleana) se basa en la simplificación de determinadas expresiones

booleanas y, por consiguiente, en los elementos de la estructura que representan (BOE, 1995).

3.4.1. Aplicación de AAF en sistemas de tratamiento de agua

La aplicación de la AAF en sistemas de tratamiento de agua nos permite calcular la frecuencia de sucesos de una ocurrencia o de no ocurrencia de sucesos básicos necesarios para el normal desarrollo del sistema (interrupciones en el suministro o pequeñas fugas por ejemplo) que no constituyen en sí un hecho grave pero que sí podrían conducir por secuencia lógica a eventos menos deseables y que podrían poner en peligro el suministro, su calidad o la salud de los usuarios para lo cual cabe monitorizar cada elemento (Serra et al., 1999).

Tasa de fallos o $h(t)$: indica la posibilidad de que se genere un fallo inmediatamente después del momento t , teniendo en cuenta que en t el componente estaba funcionando (ecuación 4). Así, un índice de fallos elevado señala una alta probabilidad de fallo tras ese instante:

$f(t)$: función de densidad,

$R(t)$: función de distribución

$$h(t) = \frac{f(t)}{R(t)} \quad (4)$$

Se puede distinguir fundamentalmente tres tipos de índices de fallo:

Tasa de fallos constante o cfr (Constant Failure Rate): Se considera constante en el tiempo la probabilidad de fallo instantáneo, ya que no existen ni desgaste ni defectos ocultos.

Tasa de fallos creciente o ifr (Increasing Failure Rate): Esto ocurre cuando sí hay desgaste del componente. De este modo, a pasa el tiempo, aumenta la probabilidad de fallo

Tasa de fallos decreciente o dfr (Decreasing Failure Rate): La probabilidad de fallo es elevada inicialmente y disminuye con el tiempo. Existen fallos invisibles en los componentes que aparecen al principio del uso. La combinación entre estos tres tipos de tasas permite obtener otros modelos más complejos, como la curva de la bañera, en la que la tasa de fallos decreciente en un principio (mortalidad infantil), para mantenerse luego constante durante un tiempo vida útil y finalmente iniciar un proceso de crecimiento (desgaste de componentes) hasta el fallo final (Rodríguez-Sandoval, 2010).

Formando parte de un análisis global de riesgo, puede ser imprescindible realizar un análisis específico de las causas de algunos eventos peligrosos. Como, por ejemplo, puede haber una barrera de seguridad crítica que necesite ser analizada con mayor detalle, para investigar los posibles eventos que causan su incumplimiento. Otro ejemplo, puede ser necesario analizar la eficacia de un sistema de tratamiento específico (desinfección UV, filtración, CO₂, etc.) para investigar los posibles fallos de sus elementos. También se puede analizar todo el servicio de agua, para tener una visión global de todas las posibles formas en que este sistema puede fallar (o experimentar un tipo de fallo concreto). Para todos estos casos podemos aplicar un Análisis de Árbol de Fallos (AAF). Este método resulta especialmente adecuado para identificar y analizar sistemáticamente las distintas causas de fallo de un (sub)sistema. La ventaja de este método es que puede identificar cualquier combinación de fallos individuales que, por sí solos, no son críticos, pero que, en conjunto, sí lo son (causan el fallo del sistema).

3.4.2. Ejemplo de casos prácticos de un AAF

Ugarelli y Røstum (2012) demostraron el uso de la AAF en una gran estación de bombeo en la parte occidental de Oslo. El objetivo de la AAF consistía en llevar a cabo un análisis exhaustivo de la estación y comprender mejor cómo podría producirse un evento adverso. La hipótesis se basó en un análisis de riesgo aproximado realizado previamente por los autores. El evento más importante de este análisis fue el mal funcionamiento de la estación de bombeo. Se determinaron 36 conjuntos de puntos de corte de primer orden (sólo se requiere el fallo de un componente o un suceso para el fallo del sistema) y cuatro conjuntos de puntos de corte de segundo orden (se requieren dos fallos de componentes o dos sucesos) utilizando un enfoque cualitativo. También se utilizó un enfoque cuantitativo. Se determinó la falta de fiabilidad de cada componente a partir de la relación entre el tiempo necesario para reparar el componente, así como el tiempo que tarda en funcionar mal. La probabilidad del evento más alto se calculó y los eventos que más contribuyeron a la degradación de la estación de bombeo se identificaron utilizando la medida de significación de Birnbaum. Los eventos incluyeron un accidente que causó un fallo en el armario eléctrico y un sabotaje. (Ugarelli & Røstum, 2012) .A largo plazo, la AAF demostró ser una herramienta excelente para identificar los sucesos críticos que más contribuyen al fallo del sistema. También se utilizó para identificar medidas de reducción de riesgos para mejorar la fiabilidad de la estación de bombeo.

Beauchamp y Lence (2010) determinaron los riesgos técnicos y funcionales de una planta de tratamiento de agua utilizando una técnica cuantitativa de AAF a y las experiencias de los operadores. Su investigación tenía como objetivo principal la mejora de los factores técnicos y operativos.(Beauchamp et al., 2010)

Lindhe, Andreas (2009) realizó una evaluación de riesgos de los sistemas de distribución de agua potable utilizando el análisis dinámico de árboles de fallos en Gotemburgo, Suecia. Taheriyoun y Moradinejad (2015) llevaron a cabo una

evaluación del riesgo de la planta de tratamiento de agua en la ciudad occidental de Teherán aplicando la técnica AAF. La probabilidad de fallo del evento superior se analizó en base a conjuntos de corte mínimo.(Lindhe et al., 2009;Taheriyoun & Moradinejad, 2015) .

Como resumen, el análisis del árbol de fallos (AAF) es la herramienta más común en el análisis de riesgos. Esta metodología suele ser aplicada para eventos relativamente complejos en los que están involucrados muchos elementos y que pueden ser descompuestos en eventos más simples. Exige analistas con gran experiencia y conocimiento del sistema a analizar, consultas frecuentes con técnicos, operarios y personal con experiencia en el funcionamiento del sistema y la documentación requerida consiste en diagramas de flujo, así como también la documentación de los procedimientos de operación y mantenimiento. Esto debe ser así porque el árbol de fallos incluye todos estos aspectos.

3.5. Análisis por Árboles de Sucesos (AAS)

El análisis de riesgo mediante el AAS es el más utilizado para analizar la progresión de un evento peligroso a partir de su inicio hasta sus consecuencias finales. Este método se desarrolló por primera vez en el campo de la energía atómica y poco a poco ha ido ganando terreno en otros campos como la ingeniería química y mecánica El AAS considera como punto de inicio un evento desencadenante y eventos predecibles, sucesos, así como el fallo de un mecanismo del sistema o en disfuncionamiento. Los eventos se difunden de manera secuencial desde el evento iniciador y se representan gráficamente. (Beim & Hobbs, 1997)

El análisis del árbol de sucesos (AAS) constituye uno de los métodos más utilizados en el análisis de la progresión de un suceso peligroso a partir de su inicio hasta sus consecuencias finales. Por lo general, el suceso peligroso de una AAS se llama en el análisis suceso iniciador. El árbol de eventos se distingue por

el hecho de que la reproducción gráfica de los eventos secuenciales se desarrolla en forma de árbol conforme aumenta el número de eventos. Tal y como se ilustra en la figura, consta de un suceso inicial, probables sucesos posteriores y resultados finales provocados por la secuencia de sucesos. (Beim y Hobbs 1997).

Un árbol de eventos constituye un diagrama de árbol lógico que comienza con el evento iniciador y da una cobertura sistemática del orden temporal a partir de la propagación del evento hasta sus eventuales consecuencias. El desarrollo de los eventos se ve influenciado con las barreras de seguridad (o medidas de control) al igual que las consecuencias están determinadas en función del fallo o el éxito de las barreras de seguridad existentes (o medidas de control). La AAS puede llevarse a cabo tanto cualitativa como cuantitativamente. La parte cualitativa del análisis del árbol de eventos suele realizarse en los siguientes pasos:

1. Identificación del acontecimiento iniciador pertinente que puede dar lugar a unas consecuencias.
2. Identificación de las barreras de seguridad proporcionadas para detener o mitigar las consecuencias.
3. Construcción del árbol de eventos.
4. Descripción de las consecuencias resultantes.

Partiendo del evento iniciador, se plantean sistemáticamente dos formas de bifurcación: la parte superior refleja el éxito o la ocurrencia del evento condicionante y la parte inferior presenta el fallo o la no aparición del evento condicionante. En el diagrama siguiente se presenta un ejemplo. Si partimos de la base del AAS y lo consideramos como una ocurrencia principal podemos pues trazar una combinación de elementos que nos mostrarán aquellos aspectos elegidos de antemano. Por ejemplo, si aplicamos un AAS obtendremos indicadores de causas mientras que un AAS nos proporcionará datos relacionados con las consecuencias de dichas cadenas lógicas. Tiene más eficacia pues el Arbol de Sucesos (con una configuración u otras) si necesitamos analizar al detalle todos los posibles resultados adversos de un proceso o sistema.

Cuando se genera un acontecimiento inicial, puede ser que se den ciertos primeros eventos, o bien, consecuencias a continuación. La posibilidad relacionada con la ocurrencia de un camino específico (secuencia de eventos) constituye el producto de las probabilidades condicionales para todos los eventos en aquel paso. El evento iniciador podría ser cualquier desviación fundamental, provocada por un fallo de un equipo u otro tipo de error. Según de medidas de protección existentes y la actitud de los operadores, las secuelas pueden resultar enormemente variables. Por ello, un AAS se recomienda para sistemas que ya poseen métodos establecidos de estabilidad y emergencia como respuesta a sucesos iniciadores específicos.

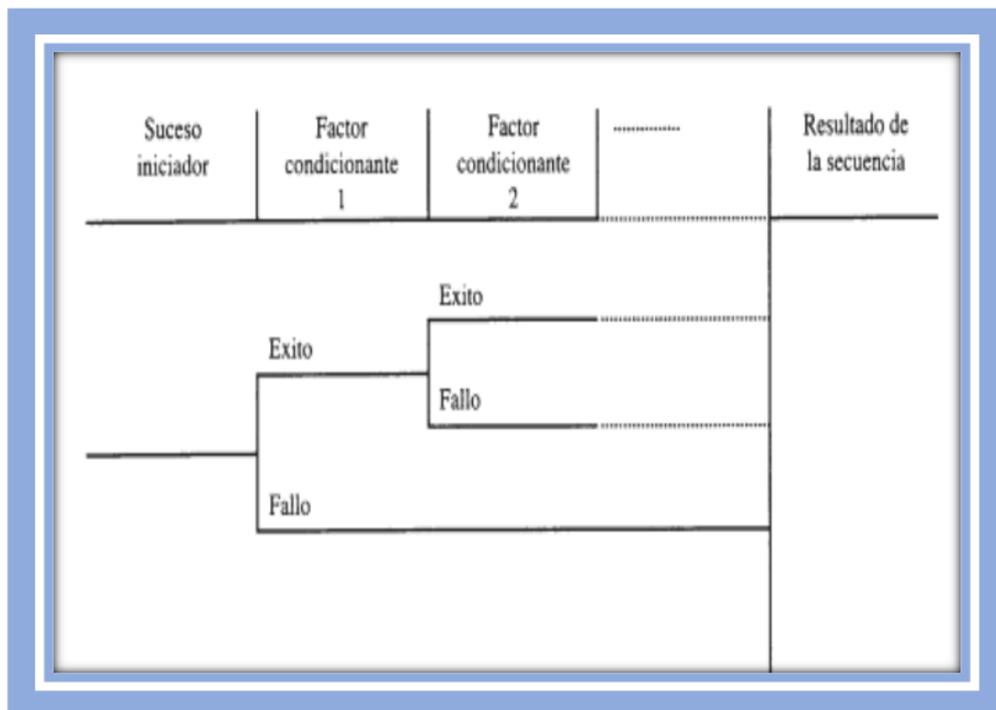


Figura 3.5: Ejemplo de árbol de sucesos Protección Civil.

Los elementos clave en la aplicación del árbol de sucesos son:

El iniciador (suceso iniciador); los sucesos subsiguientes, y las consecuencias de los sucesos. Para investigar las consecuencias se suelen utilizar los árboles de eventos.

3.5.1. Aplicación del AAS en sistemas de tratamiento de agua

El AAS puede utilizarse para identificar todos los eventos y procesos accidentales que pueden ocurrir en un sistema complejo incluso en los sistemas de tratamiento de agua respectando las principales etapas del AAS son:

(i) identificar todos los sucesos iniciadores relevantes que pueden conducir a un riesgo inaceptable, (ii) identificar todas las acciones de seguridad necesarias para reducir el riesgo, (iii) construir un árbol de sucesos, (iv) describir las diferentes secuencias accidentales potenciales, (v) asignar probabilidades a cada secuencia de sucesos, (vi) calcular la probabilidad de éxito o fracaso del sistema sumando las probabilidades de las diferentes secuencias en cuestión.

Se muestra un ejemplo muy sencillo en la figura 3.6. En este caso, el suceso peligroso "contaminación microbiológica del agua de origen" tiene el significado de "o bien hay una concentración inadmisiblemente alta de esta contaminación en el agua de origen", o bien existe un peligro microbiológico del que el sistema de tratamiento no está diseñado".

Según este ejemplo, hay dos barreras para reducir las consecuencias que afectan a los consumidores: la desinfección y el control. Una rama del árbol de sucesos permite indicar si la barrera precedente funciona o no (el primer punto de ramificación del árbol de sucesos corresponde a "¿Está bien el sistema de desinfección del agua?" En caso de "sí" se elige la rama superior). En función de

si las barreras son eficaces o no, existen entonces tres posibles consecuencias para los consumidores:

- El agua contaminada se desinfecta; (ningún efecto para los consumidores)
- La desinfección no funciona, pero la contaminación se revela mediante el control, lo que da lugar a una acción correctiva.
- Ni la desinfección ni el control funcionan, por lo que se suministra agua contaminada a los consumidores.

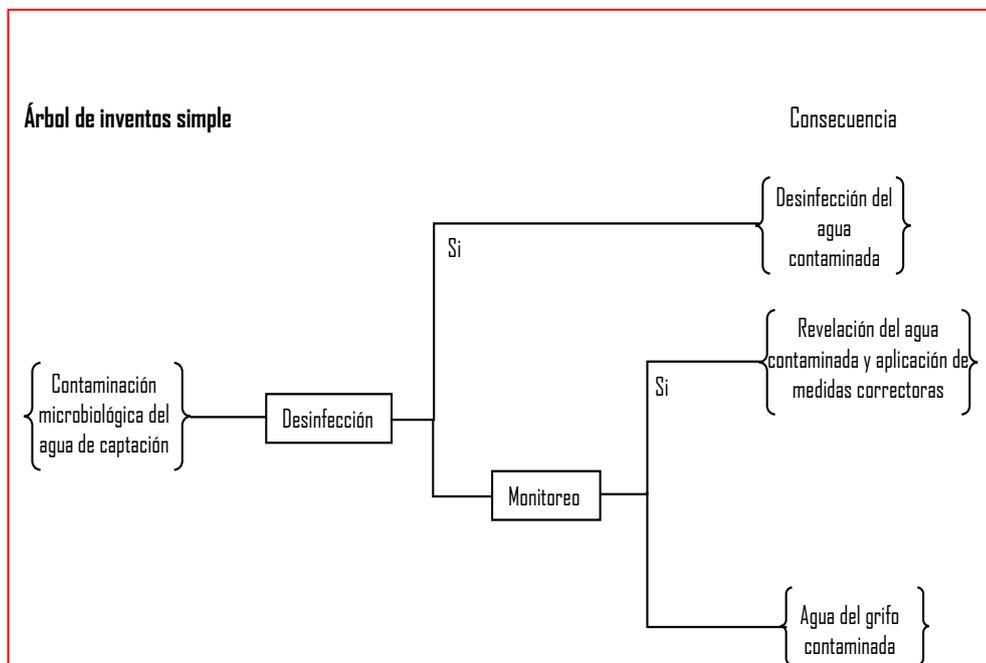


Figura 3.6: Modelo de riesgo global vinculado a un suceso peligroso

De esta manera, es posible obtener un modelo de riesgo global vinculado a un suceso peligroso, como se ilustra en la figura 3.6.

- Análisis de las causas del suceso peligroso, véase la parte izquierda de la figura 3.6.
- Análisis de las consecuencias de los sucesos no deseados; ilustrado por un árbol de sucesos, véase la parte derecha de la figura, 3.6
- Análisis de una o varias barreras de seguridad del árbol de sucesos.

De este modo, en el análisis se toman en consideración los sucesos que pueden ocasionar un mal funcionamiento del sistema de suministro de agua, así como la eficacia de los distintos sistemas de barrera para el tratamiento o la detección.

3.5.2. Ejemplo de casos prácticos de la AAS

Se han realizado de momento pocos estudios sobre la evaluación de riesgos de los sistemas de tratamiento de agua y aguas residuales. Analouei et al., 2020 evaluaron la probabilidad de que se produjera una infracción de la norma sobre efluentes y sus consecuencias en una planta de tratamiento de aguas. El objetivo de este estudio fue determinar el riesgo de que un sistema de tratamiento de agua viole los parámetros de calidad del agua del efluente en relación con los límites de la norma. El caso de estudio fue la planta de tratamiento situada en Isfahan, Irán. Los impactos de los eventos adversos en este estudio se clasificaron en diferentes escenarios utilizando el análisis de árbol de eventos (ETA). Los resultados mostraron un riesgo del 41% de violación del límite de la norma de efluentes en la planta. Además, el análisis de los factores de riesgo reveló que el error humano era el que más contribuía al cálculo del riesgo de fallo de la EDAR. A este respecto, se propuso una serie de medidas de mitigación para mejorar la fiabilidad de la EDAR. (Analouei et al., 2020)

En resumen, el AAS es uno de los métodos y técnicas más populares entre los especialistas al disponer de claras ventajas respecto a otros métodos, aunque no se ha aplicado mucho en el campo de agua. El AAS puede utilizarse para identificar todos los eventos y procesos accidentales que pueden ocurrir en un sistema complejo. Se requiere una experiencia previa para poder aplicar el AAS

3.6. Análisis de Markov

El análisis de Markov es un método que ha se desarrollado a principios del siglo XX. La técnica de Markov debe su nombre al matemático ruso Andrei Andreyevich Markov, que emprendió el estudio de los procesos estocásticos, es decir, los procesos que incluyen la operación del azar. Este método se utilizó por primera vez para describir y prever el comportamiento de las partículas de +gas en un recipiente cerrado. Este análisis ha permitido definir una nueva secuencia de hechos aleatorios, pero relacionados, que se asemejará a la secuencia original. El análisis de Markov es una técnica probabilística que facilita el proceso de toma de decisiones al proporcionar una descripción de varios resultados (Fu, Li y Huang 2012). Como herramienta de gestión, el análisis de Markov se ha aplicado satisfactoriamente a diversos procesos industriales con grandes resultados gracias a su versatilidad y precisión.

El análisis de Markov es una técnica que maneja las probabilidades de ocurrencias futuras por medio de la exploración de las probabilidades conocidas en la actualidad. La técnica se puede implementar en varios campos. La exploración de Markov presupone que el sistema empieza en una condición inicial, y posibilita pronosticar los estados futuros. Esto supone conocer las modalidades de cambio del sistema entre un estado y otro. En el caso de un problema concreto, estas probabilidades se pueden reunir en una tabla, denominada matriz de probabilidad de cambio.

Esta matriz muestra la probabilidad de que el sistema varíe de un estado a otro. Este proceso de Markov permite estimar los estados futuros. Como también ocurre con otras técnicas cuantitativas, el análisis de Markov se puede aplicar con diversos grados de complicación.

Los pasos clave para aplicar el análisis de Markov son:

- Definición de los estados del sistema;

- Asunción de las tasas de transición entre estados independientes del tiempo;
- Definición de las medidas de salida;
- Generación del modelo matemático (matriz de tasas) y resolución de los modelos de Markov mediante software;
- Análisis de resultados.

Los Modelos de Markov, son particularmente útiles para analizar sistemas redundantes, así como sistemas donde la ocurrencia de fallas del sistema depende de la secuencia de ocurrencia de fallos de componentes individuales. Es decir, de forma resumida y simplificada:

- La probabilidad de estar en un estado de estado específico en un tiempo futuro t solo depende sólo del estado del sistema en este estado, y no de los estados que el sistema ha tenido antes.
- Un proceso de "falta de memoria", donde el siguiente estado del proceso depende solo del estado anterior y no de la secuencia de estados.

De forma general, un sistema puede ser descrito por el método Markov, a condición de que todos los tiempos de reparación y los fallos aleatorios de sus componentes constitutivos sean independientes y se distribuyan de forma exponencial (el modelo de la tasa de fallos exponencial es ampliamente utilizado en la industria ferroviaria). Otros tipos de distribuciones son posibles de aproximar con un proceso de Markov, pero para ello se requiere una expansión adecuada del espacio de estados que aumente significativamente el número de estados.

Se recomienda los siguientes pasos para llevar a cabo el desarrollo de un modelo de Markov:

- Definición de los objetivos del análisis, por ejemplo, definir si las medidas transitorias o estacionarias son de interés e identificar las propiedades relevantes del sistema y las condiciones de contorno., por ejemplo, si el sistema es reparable o no reparable.
- Verificación de que el modelado de Markov es adecuado para el problema en cuestión. Esto incluye la verificación de si los tiempos aleatorios de fallo y reparación de los componentes del sistema se pueden asumir de hecho independientes y exponencialmente distribuidos.
- Identificación de los estados requeridos para describir el sistema para los objetivos del análisis, por ejemplo, varios estados de fallo pueden ser modos posibles un sistema puede fallar y las formas en que puede recuperarse de un estado fallido; además, el fallo del sistema debido a causas comunes puede requerir estados de falla adicionales.
- Verificación de si los estados del sistema se pueden combinar para simplificar el modelo sin afectar los resultados. Este puede ser el caso si el sistema exhibe ciertas simetrías: por ejemplo, puede ser suficiente distinguir entre el número de componentes idénticos en funcionamiento, en lugar de distinguir cada uno de los componentes funcionales individuales.
- Establecer la matriz de transición basada en la identificación de los estados del sistema; evaluación del modelo acorde al objetivo del análisis; e interpretación y documentación de los resultados.

Es importante siempre tener en cuenta que un modelo es una forma de abstraer el mundo real para que se representen las interrelaciones estáticas y dinámicas. Con un modelo apropiado de una situación del mundo real, se debe predecir ciertos resultados o determinar cómo se comportaría el mundo real si implementamos una decisión alternativa particular. La construcción de modelos es identificar las variables y relaciones importantes y luego traducir una percepción del mundo real en estas relaciones y variables esenciales y, por lo

tanto, en un modelo que es manejable y, con suerte, manejable computacionalmente.

Las ventajas de la modelización de Markov consisten en la capacidad de describir redundancias complejas y sistemas dinámicos de múltiples estados, proporcionando diversas medidas transitorias o estacionarias en forma de resultados.

3.6.1. Aplicación del análisis de Markov en sistemas de tratamiento de agua

En un análisis de Markov, es posible definir diferentes etapas de funcionamiento o niveles de deterioro sistémico. Ejemplo A: Se necesitan dos bombas para realizar una determinada tarea. Hay que elegir entre instalar ambas bombas o tener una tercera de reserva. Se puede realizar un análisis de Markov para comparar el rendimiento de estas dos opciones. Los resultados del análisis para cada opción son los siguientes

- La probabilidad estadística de que necesitemos utilizar sólo una bomba en un periodo anual.
- El tiempo medio necesario para hacer funcionar una sola bomba, pero también como hemos dicho antes el número de veces que una bomba puede funcionar mal y averiarse.

En el ejemplo B, el análisis se centra en los procesos de descomposición y deterioro de los componentes industriales y, por tanto, del sistema. Digamos, por ejemplo, que estamos evaluando las tuberías de aguas residuales. Existen equipos para sistemas de agua que pueden medir fácilmente el grosor de las paredes restantes de las tuberías. A partir de estas mediciones, también es posible determinar el estado de deterioro de varios tramos de conducción de agua. Como el modelo permite apreciar las transiciones entre esos estados, permite prevenir y abordar mejor el problema.

3.6.2. Ejemplo de casos prácticos del análisis de Markov

Sempewo y Kyokaali aplicaron un análisis de Markov como herramienta para el proceso de toma de decisiones y para prever el estado real y probable de un suministro de agua de distribución. Esto se refleja en un estudio de caso en Kampala Water, Uganda. Este estudio aplicó un modelo Markov para predecir el futuro de la red. Los resultados de este estudio demuestran que ésta sería idealmente la mejor solución. Cuando se combina con datos estadísticos para predecir el futuro del sistema, puede arrojar luz sobre las condiciones de cohorte de las tuberías de una red de agua. Aunque puede ayudarnos a predecir futuros percances en el sistema, no puede extenderse mucho en el futuro, ya que su precisión disminuye con el tiempo (Sempewo & Kyokaali, 2016).

En estos casos, es aconsejable, siempre que sea posible, una recogida y almacenamiento frecuente y regular de las matrices de transición. Esto facilitaría enormemente el trabajo de los gestores y operadores en cuanto a la reparación, el mantenimiento y las limitaciones presupuestarias.

Chiam, Yih, y Mitchell aplicaron una política de control para un sistema de instalaciones de agua utilizando el proceso de decisión de Markov. Diferentes factores sistémicos como: Escasez/cortes de agua, falta de suministro almacenado y la cantidad de agua que se puede utilizar o recoger en un determinado período de tiempo (una hora en este caso). Los resultados se comparan con un sistema de referencia. En este estudio de caso, los resultados se compararon con un sistema que utilizaba la política básica. Los resultados señalan que el juicio personal y lo que "parece correcto" no es necesariamente beneficioso para el sistema (Chiam et al., 2009).

En resumen, el análisis de Markov se considera un método bastante avanzado, y requerirá personal cualificado para llevar a cabo tales análisis. Se requiere cierta experiencia tanto para definir los estados y las transiciones pertinentes entre ellos. La necesidad de datos (es decir, las tasas de transición) es significativa.

También hay que tener en cuenta que, si el sistema tiene varios estados, (digamos más de 3-4), el análisis puede llegar a ser bastante complejo y lento, y el uso de una herramienta de datos es recomendado. Tales herramientas están disponibles comercialmente.

3.7. Análisis de fiabilidad humana

El Análisis de Confiabilidad Humana, del inglés Human Reliability Analysis (HRA), ha sido diseñada para realizar una evaluación estructurada de la fiabilidad humana y de las probabilidades de error humano. La HRA implica el uso de métodos cualitativos y cuantitativos para identificar y cuantificar la contribución humana al perfil de riesgo. La HRA tiene tres funciones básicas: (1) identificar los errores humanos, (2) predecir su probabilidad y (3) reducir su probabilidad si es necesario. Véase, por ejemplo, (B. Kirwan, 2017; Embrey, 1994).

La fiabilidad humana se define como la capacidad de los seres humanos para realizar tareas bien definidas de manera plenamente satisfactoria, ya sea el mantenimiento de los equipos, el funcionamiento de los equipos o sistemas, las acciones de seguridad, el análisis u otros tipos de tareas humanas que influyen en el rendimiento del sistema (Calixto, 2016).

El error humano se opone al rendimiento humano y, básicamente, a la fiabilidad. En general, el error humano se define como el fallo en la realización de una tarea definida (o la realización de una acción prohibida) que puede causar la interrupción de las tareas planificadas o daños en los equipos y activos. Las razones más comunes del error humano son: formación y habilidades inadecuadas, instrucciones de mantenimiento y métodos de operación inapropiados, mala disposición del trabajo, mal diseño de ciertos equipos y herramientas de trabajo inadecuadas.

Por lo tanto, para llevar a cabo una HRA eficaz, es esencial conocer bien los distintos tipos de error humano, como el error de comisión, el error de omisión y el error intencionado, y los factores que influyen en ellos. Hay que tener en cuenta que hay varios factores que influyen en el error humano, como los factores internos (psicológicos y fisiológicos) o externos (tecnológicos y sociales) que determinan el rendimiento humano (Rollenhagen et al., 2013).

Una de las fases más complejas de la HRA es la determinación de la fiabilidad humana. Los valores de fiabilidad humana son difíciles de determinar y pueden ser inciertos (Ravi Sankar & Prabhu, 2001).

La HRA se centra en las consecuencias de los operadores y mantenedores humanos dentro del sistema. Estos pueden ser un cuantificador y un calificador de la influencia que el fallo humano puede tener en todos los aspectos del suministro de agua. La HRA no es una sola técnica, sino un término colectivo para varios métodos cuyos pasos principales son siempre el análisis de riesgos, la determinación del error humano y la cuantificación de la fiabilidad.

3.7.1. Aplicación de HRA en sistemas de tratamiento de agua

La HRA puede aplicarse, por ejemplo, a las operaciones tripuladas. El análisis de tareas consiste en determinar la idoneidad de un equipo de operadores y lo que debe hacer para alcanzar sus objetivos. El análisis de tareas abarca una diversidad de técnicas y métodos que arrojan luz sobre las interacciones hombre-hombre y máquina-hombre dentro de la red y el sistema de agua. Es necesario que el análisis de tareas describa las tareas de la forma más completa posible para poder detectar los errores humanos y poder revertirlos/disuadirlos. La identificación de errores humanos detecta y describe posibles acciones erróneas, mientras que la cuantificación de la fiabilidad humana estima la probabilidad de que se produzcan acciones erróneas (Ravi Sankar & Prabhu, 2001).

Las etapas varían según importantes para llevar a cabo son:

- Comprender y describir el propósito y la función del sistema (definición del problema). Entre las técnicas de recogida de datos se encuentran la observación etnográfica, los cuestionarios y las entrevistas en profundidad. Existen otras técnicas, como el "muestreo de trabajo", en el que se estudia el tiempo dedicado a actividades específicas, y el "análisis de protocolos verbales", basado en el análisis de los informes de "pensamiento en voz alta" recogidos durante la ejecución de tareas complejas.
- Comprender y describir las responsabilidades de las tareas y los criterios de ejecución (Análisis de Tareas (. Los enfoques más comunes son el análisis jerárquico de tareas (HTA-hierarchical task analysis) y el análisis cognitivo de tareas .
- Valorar las características del entorno como el ruido, la temperatura, la luz o la supervisión del trabajo.
- Analizar las tareas con mayor potencial de tener error humano. Las capacidades y limitaciones de las personas se deben comparar con las demandas de la tarea a realizar. La forma más efectiva de analizar la complejidad es que el usuario realice las Comprender y describir las responsabilidades de las tareas y los criterios de ejecución (Análisis de Tareas). Los enfoques más comunes son el análisis jerárquico de tareas (HTA-hierarchical task analysis) y el análisis cognitivo de tareas.
- Estimar la probabilidad de los errores humanos potenciales. Más adelante describe algunas de las principales técnicas HRA. recomendados para mejorar el sistema. Es un paso opcional, y suele estar acompañado de un proceso iterativo. Las estrategias generales para reducir el error humano están descritas más adelante.

Las técnicas de HRA se pueden utilizar con carácter retrospectivo en el análisis de incidentes o de manera prospectiva el fin examinar un sistema (más

frecuentes). El propósito es examinar la tarea, el proceso, el sistema o la estructura de la organización para identificar los puntos débiles o vulnerables a los errores.

Existen varios métodos para llevar a cabo el análisis de tareas. El HRA puede llevar mucho tiempo analizar cuantitativamente todos los procesos de trabajo que implican acciones humanas en el sistema de suministro de agua.

El acceso a los datos de fiabilidad humana pertinentes como base para los análisis cuantitativos de fiabilidad humana puede ser un problema. Si no se conocen datos específicos sobre la fiabilidad humana en los sistemas de abastecimiento de agua, es probable que los análisis deban basarse en datos genéricos sobre la fiabilidad humana de otros tipos de industrias.

La HRA puede, por ejemplo, utilizarse para analizar los procesos de trabajo realizados por operadores humanos. HRA es un término colectivo para varios métodos (véase, por ejemplo, Kirwan, B. 2017 para las descripciones de los métodos HRA). Los principales pasos de los métodos de HRA son:

1. Análisis de tareas
2. Identificación de errores humanos
3. Cuantificación de la fiabilidad humana

El punto importante de esta metodología es el estudio de lo que un operador (o equipo de operadores) debe hacer, en términos de acciones y/o procesos cognitivos, para lograr un objetivo del sistema, en otras palabras, llamado "Análisis de tareas" (B. , & A. L. K. (Eds.) Kirwan, 1992).

El análisis de tareas abarca una serie de técnicas utilizadas para describir, y en algunos casos para evaluar, la interacción hombre-máquina y hombre-hombre en los sistemas. El objetivo del análisis de la tarea es describir y caracterizar la tarea que se va a analizar en suficientes detalles para realizar la identificación del error humano y/o la cuantificación del error humano. La identificación de errores humanos identifica y describe posibles acciones erróneas, mientras que la cuantificación de la fiabilidad humana estima la probabilidad de que se

produzcan acciones erróneas. Hay varios métodos para realizar el análisis de tareas. Las técnicas de análisis de tareas se dividen en cinco grupos:

1. Técnicas para la recolección de datos de tareas sobre las interacciones entre los sistemas humanos.
2. Técnicas de descripción de tareas que estructuran la información recogida en un formato sistemático.
3. Los métodos de simulación de tareas que tienen como objetivo "compilar" datos sobre para crear un modelo más dinámico de lo que realmente sucede durante la ejecución de una tarea.
4. Los métodos de evaluación del comportamiento de las tareas que se refieren en gran medida al sistema evaluación del desempeño, generalmente desde una perspectiva de seguridad.
5. Los métodos de evaluación de los requisitos de la tarea que se utilizan para evaluar la idoneidad de los medios de que disponen los operadores para apoyar la ejecución de la y describir y evaluar directamente la interfaz (pantallas, controles, herramientas, etc.) y la documentación como procedimientos e instrucciones. En la figura 3.7 se muestra un ejemplo de un análisis de tareas jerárquicas de alto nivel para la toma de muestras de agua.

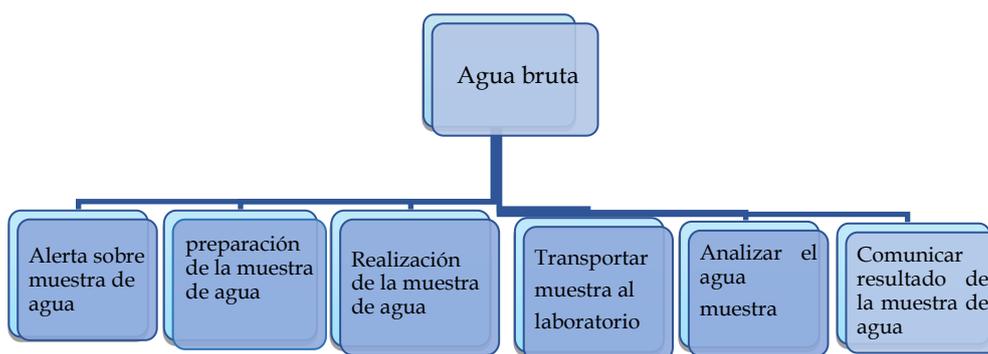


Figura 3.7: Análisis de la tarea jerárquica - muestra de agua

El análisis de la tarea es seguido por la identificación del error humano. Al menos, el error humano, la identificación debe considerar los siguientes tipos de error:

- Error de omisión, es decir, actos omitidos o no realizados.
- Error de comisión, es decir, actos realizados inadecuadamente, en una secuencia equivocada, demasiado tarde o demasiado pronto.
- Acto extraño, es decir, acto erróneo (evitable) realizado.
- Oportunidades de recuperación de errores (posibilidad de corregir los errores antes de que un evento crítico haya ocurrido).

Los errores de factor humano aparecen normalmente documentados dentro del examen de las tareas tabulares tal como mostramos en la tabla 3.6. Existen numerosas vías de recuperación de dichos estados de error. Recuperación interna: situaciones en las que el operador ha incurrido en un error y lo repara al momento de manera que se pueden adoptar medidas correctoras inmediatas.

La externa consistiría pues cuando el operador no es capaz de detectar el fallo aún cuando sabe que existe o tiene indicios. Requerirá pues la intervención de un consultor externo de ahí el nombre que identifique el origen del fallo y ayude a delimitar un plan de acción.

Así, si algún otro operador controla al primero, detecta el error y lo corrige o lo pone en conocimiento del primero, que lo corrige; en este caso la recuperación se califica de Recuperación humana independiente. Por último, la recuperación del sistema; el propio sistema se recupera del error humano.

Esto supone un grado de tolerancia al error, o detección de errores y recuperación automática (véase en la tabla 3.6).

Tabla 3.6: Identificación de errores humanos

TAREA	ERROR HUMANO
1. Advertencia sobre la muestra de agua	Aviso no enviado Alerta enviada demasiado tarde Advertencia no entendida
2. Preparación para la muestra de agua	Tubo de ensayo no desinfectado
3. Realizar muestra de agua	Acción omitida Acción realizada incorrectamente (según las reglas o normas)
4. Muestra de transporte al laboratorio	Muestra enviada a una dirección incorrecta Muestra mal embalada
5. Analizar muestra de agua	Acción omitida Análisis realizado incorrectamente
6. Informar del resultado de la muestra de agua	Resultados mal interpretados

Dependiendo del propósito del análisis, puede ser posible cuantificar la probabilidad de los errores involucrados y luego determinar el efecto general del error humano en la seguridad del sistema o fiabilidad. Las técnicas de cuantificación de la fiabilidad humana cuantifican el error humano probabilidad (HEP), que es la métrica de la evaluación de la fiabilidad humana. El error humano La probabilidad se define de la siguiente manera:

$$HEP = \frac{\text{Numero de errores acurrido}}{\text{Numero de posibles errores}} \quad (5)$$

En Kirwan, B. (2017). figura una descripción más detallada del proceso de cuantificación. Aunque numerosas HRA técnicas de cuantificación se han desarrollado y aplicado a lo largo de los años, no hay existe una metodología universalmente aceptada con una base teórica firme (Hirschberg, 2005).

De acuerdo con Hirschberg, S (2005), se pueden distinguir tres enfoques de la cuantificación:

1. Descomposición o técnicas de base de datos, que implican descomposición de las tareas a un nivel para el que se dispone de algunos datos de referencia y que puede ajustarse según los detalles de la tarea.
2. Métodos dependientes del tiempo, suponiendo que la probabilidad de error humano es una función del tiempo disponible para responder a un evento.
3. Técnicas basadas en el juicio de los expertos que utilizan los conocimientos de los expertos. Algunos métodos de HRA conocidos y reconocidos son presenta en la tabla 3.7.

Tabla 3.7: Técnicas basadas en el juicio de los expertos para el HRA

THERP	Técnica para la predicción de la tasa de error humano (Williams, J. C. 1986).
SLIM	Método del Índice de Probabilidad de Éxito, (Embrey, D. E 1984)
HEART	Técnica de reducción del final de la evaluación de los errores humanos, (Williams, J. C. 1986).
CREAM	Fiabilidad Cognitiva y Método de Análisis de Errores (Hollnagel, E. 1998).
ATHEANA	Una técnica para el análisis de eventos humanos (NRC, 2000)
MERMOS	
SPAR-H	Método de análisis normalizado de riesgos de plantas HRA (Bieder, C., 1998)

3.7.2. Ejemplo de casos prácticos de un HRA

Wu, S., Hrudehy (2009) consideraron el Análisis de Fiabilidad Humana (HRA), su papel en la reducción de los errores humanos y la seguridad del agua potable, proponiendo como objetivo futuro de la investigación del agua la reducción de los errores humanos. Los resultados revelaron que se sugirió la realización de una prueba de concepto para la aplicación de la HRA a los incidentes

relacionados con la calidad del agua. Se determinó la gestación y el ciclo de vida de los incidentes relacionados con el agua potable y los errores humanos en cada período del ciclo de vida. Mediante un nuevo análisis de los casos estudiados, se reconfirmó el largo desfase de los incidentes relacionados con el agua potable y se informó del papel activo de los errores latentes y de terceros(Wu et al., 2009).

Kančev, D. (2020) presentado en su estudio la sensibilidad del análisis de fiabilidad humana realizado sobre un modelo de evaluación probabilística. El análisis se realizó sobre un conjunto preseleccionado de acciones del operador post-iniciador. El objetivo era examinar el impacto de estas acciones del operario en el riesgo de la unidad de producción al cambiar las correspondientes probabilidades de error humano en un amplio rango. Los resultados mostraron que el esfuerzo futuro debería centrarse en mantener el nivel actual de fiabilidad humana, es decir, no dejar que se deteriore, en lugar de mejorarlo. Los estudios probabilísticos de riesgo han demostrado que el factor humano puede contribuir significativamente al riesgo global(Kančev, 2020).

En resumen, el análisis de la fiabilidad humana se centra en el potencial y los mecanismos del error humano que afectan al riesgo y la seguridad. El análisis de fiabilidad humana incluye aspectos tanto cuantitativos como cualitativos, con el objetivo de diseñar interfaces de operador que minimicen los errores de éste y permitan su detección y recuperación. Los siguientes conocimientos son necesarios para llevar a cabo evaluaciones de la fiabilidad humana:

- Conocimiento profundo del proceso de trabajo para llevar a cabo el análisis de la tarea.
- Conocimiento de los factores y los errores humanos para identificar los errores humanos. errores.

Una comprensión más profunda de los métodos HRA nos permite realizar una cuantificación de la fiabilidad del factor humano y así podremos valorar dicho riesgo propio del fallo humano.

Como en todos los análisis de riesgos el nivel de detalle, la especificidad el diagnóstico y la eficacia de las medidas propuestas. Podríamos estar valorando el tiempo necesario para monitorizar todos los puntos nodales dónde haya intervención humana en un suministro de agua potable. Si no hay datos específicos de fiabilidad humana para los sistemas de suministro de agua se sabe que los análisis tienen que basarse probablemente en datos genéricos de fiabilidad humana de otros tipos de industrias.

Existe también otras herramientas que forman parte del proceso de análisis de riesgo como por ejemplo los sistemas de información geográfica (SIG) una herramienta poderosa para la toma de decisiones.

3.8. Los sistemas de información geográfica (SIG)

Los SIG permiten la representación geográfica y el análisis de los activos de infraestructura y el seguimiento de los peligros/riesgos asociados. Obsérvese que un par de estos métodos ("Eficiencia del tratamiento" y herramientas SIG") no suelen considerarse métodos de análisis de riesgos, pero se incluyen aquí por su importancia en el análisis de riesgos de los servicios de agua.

El análisis de riesgos de los activos de infraestructura está muy extendido en el sector y el SIG es una herramienta esencial para la gestión de activos. Los enfoques van desde el simple acoplamiento de técnicas de SIG con datos de infraestructuras para rastrear visualmente los activos de los servicios públicos y examinar los factores de riesgo asociados a ellos (por ejemplo, Doyle y Grabinsky, 2003; Booth y Rogers 2001) hasta la compleja integración de SIG de datos intensivos con simulaciones hidráulicas para evaluar el riesgo de intrusión en el sistema de distribución.

Primeramente, hay que destacar que los Sistemas de Información Geográfica (SIG, del inglés o Geographic Information Systems, GIS) son una tecnología

resultado de la necesidad de contar de forma instantánea de datos cartográficos y alfanuméricos, en el entorno de la actual sociedad de la información. De esta forma, su característica principal es que permiten contar, gestionar y examinar de ágilmente información espacial, o sea, datos referidos a un espacio geográfico determinado.

3.8.1. Aplicación en sistemas de tratamiento de agua

En el sector de los servicios públicos de agua, las estrategias y técnicas de análisis de riesgos para su aplicación han sido estudiado en los niveles estratégicos, de programa y operacionales de la toma de decisiones. Se ha presentado un examen exhaustivo y los análisis muestran que los sistemas de información (SIG) tienen el potencial de formar parte de los análisis de riesgos cartera (Pérez-Vidal, A., Amézquita-Marroquín, C. P., & Torres-Lozada, 2012).

El análisis de riesgo asistido por SIG tiene una amplia aplicación no sólo en la protección de la salud pública sino también para la gestión de activos y las posibles amenazas a la seguridad de los suministros. El SIG se utiliza a nivel de análisis de riesgos de programas para optimizar el costo total de la propiedad y operando los activos de infraestructura de un servicio de agua. Debido al contexto espacial del riesgo, el SIG Las tecnologías permiten a las empresas de servicios públicos convertir los datos mostrados en los mapas de papel en formato digital.

Basándose en eso, los SIG proporcionan la visualización de los activos de la infraestructura y el seguimiento de sus factores de riesgo asociados. Además, las aplicaciones de las tecnologías de los SIG ofrecen a las capacidades de análisis espacial de los datos, para examinar el deterioro de la infraestructura inducido por factores de riesgo espacialmente variables.

Tabla 3.8: Cartera de riesgos a nivel de programa y operativo, incluido el uso del SIG

Jerarquía de riesgos Contexto Herramienta / Técnica		Aplicación
NIVEL DE ANÁLISIS DE RIESGO DEL PROGRAMA		
Gestión de activos	Control de riesgos con SIG	Seguimiento de los riesgos de las infraestructuras, visualización y comunicación
	Análisis espacial del SIG	Mapa de riesgos de la infraestructura
	Simulación de riesgos del SIG	Evaluación del riesgo de degradación
gestión de la cuenca	Cartografía de riesgos GIS	Cartografía de zonas de captación críticas para la calidad del agua
	Flujo de contaminantes/ transporte de contaminantes	Proyección de patrones de degradación / evaluación del riesgo de violación de la calidad del agua
	El Kriging	Proyección de patrones de degradación con datos de muestras (por ejemplo, aguas subterráneas)
	Simulación de riesgos del SIG	Cartografía de riesgos cuantificados en el espacio y el tiempo
NIVEL DE ANÁLISIS DEL RIESGO OPERACIONAL		
Salud pública y Riesgo de cumplimiento Simulación GIS		Evaluar el riesgo de degradación de la calidad del agua del sistema de distribución

Al almacenar y actualizar toda la información espacial en un SIG, toda la gestión de riesgos desde la identificación de los peligros y la estimación de los riesgos, pasando por la evaluación de la tolerabilidad de los riesgos y la identificación de las posibles opciones de reducción de los riesgos, a la selección y aplicación de medidas apropiadas de reducción de riesgos y de vigilancia puede ser operado regularmente. La simple visualización de la intensidad de riesgo en un mapa es

una herramienta muy vívida y conveniente para comunicación de los riesgos entre las diversas partes interesadas.

3.8.2. Ejemplo de casos prácticos de un SIG

Como caso de estudios: Kistemann, y su equipo realizaron un análisis de estructuras de abastecimiento de agua potable basado en el SIG para la evaluación del riesgo microbiano en el distrito de Rhein-Berg (Renania del Norte-Westfalia, Alemania) . A través los resultados, se pudo demostrar la idoneidad de las bases de datos de agua existentes HYGRIS (sistema de geoinformación de base hidrológica) y TEIS (sistema de registro e información de agua potable) para el desarrollo de un módulo WSS-GIS. Los patrones espaciales dentro de los datos brutos y de agua potable integrados pueden descubrirse fácilmente mediante opciones específicas del SIG. La aplicación de WSS-GIS permite una rápida visualización y análisis de la estructura del suministro de agua potable y ofrece enormes ventajas en lo que respecta al control microbiano del agua bruta y potable, así como al reconocimiento e investigación de incidentes y brotes(Kistemann et al., 2001).

Los autores Oseke, F. I en 2021 realizaron una evaluación de la calidad del agua mediante técnicas de SIG e índice de calidad del agua. Se evalúa la calidad del exceso de agua desviada del embalse de Gurara al embalse de Lower Usuma, cuyos recursos hídricos están disminuyendo, basándose en la Norma Nigeriana de Calidad del Agua Potable y en los límites permisibles de la Organización Mundial de la Salud (OMS). Se llevó a cabo un análisis casi láser de diferentes muestras de cada uno de los dos embalses, tanto en la estación seca como en la húmeda, utilizando la técnica del sistema de información geográfica (SIG) y el índice de calidad del agua (WQI). El estudio indicó que las aguas superficiales de la zona están deterioradas por las actividades antropogénicas y necesitan un plan de gestión adecuado para controlar la contaminación de las aguas superficiales de la zona. Además, el agua superficial de la región receptora necesita un tratamiento adecuado antes de sus usos consuntivos. La aplicación

de las técnicas de los SIG y del índice de calidad del agua en la evaluación de la calidad del agua en el contexto de los sistemas de embalses se reveló como una valiosa contribución estadística para la comprensión y la gestión de las masas de agua conectadas.(Oseke et al., 2021)

3.9. Conclusión parcial de métodos análisis de riesgo

Este capítulo ofrece una visión general de los métodos de análisis de riesgo aplicados en el sector de agua. Informa sobre enfoques más formalizados y explícitamente sofisticados que pueden utilizarse para analizar con más detalle el riesgo de los servicios en el sector del agua. Estos métodos demuestran los desarrollos y avances que se han realizado en materia de riesgos en el sector del agua. Estos métodos son más avanzados que el simple análisis de riesgo "grueso" (CRA) presentan ventajas y desventajas mencionado en la tabla 3.9.

Los CRA suelen limitarse a una estimación semicuantitativa del riesgo, indicando los niveles de probabilidad y las diferentes categorías de consecuencias. Los diversos métodos y herramientas disponibles en la actualidad, así como los posibles métodos y herramientas futuros, ofrecen mejores medios que antes para que el análisis de riesgos proporcione un apoyo útil para la toma de decisiones en materia de riesgos. Para algunos de estos métodos de análisis de riesgos, la formación es un factor clave en su aplicación. Hay que destacar que el resultado del análisis de riesgo nunca es decisorio, sino que proporciona información importante para que el responsable de la toma de decisiones la utilice. Para lograr una gestión eficaz de los riesgos, un sistema hídrico necesita, además del análisis y la elaboración de políticas, de la buena gobernanza.

Tabla 3.9: Ventajas y desventajas de A R

Métodos	Ventajas	desventajas
HAZOP	Permite comparar diversos puntos de una instalación. / Es una técnica sistemática que puede producir hábitos metodológicos útiles./ El uso continuo permite un mejor conocimiento del proceso./No necesita otros recursos extras, con exclusión del tiempo de aprendizaje y uso.	Al ser una técnica cualitativa no existe una valoración real de la frecuencia de las razones que generan un cierto efecto, ni tampoco el alcance de este./Las modificaciones que haya que hacer en una cierta instalación como resultado de un HAZOP, tienen que analizarse con más detalle, además de requerir otros criterios, como los económicos./Los resultados que se obtienen dependen en mucho de la calidad y capacidad de los miembros del equipo de trabajo./Es enormemente dependiente de la información disponible, hasta tal punto que puede subestimarse un peligro si los datos de partida son falsos o incompletos.
AMFE, FMECA	Los elementos detallados requeridos hacen que el proceso sea tedioso. /Algunos tipos de procesos muy complejos requieren horas o días para completar el AMFE. /Supone que todas las fuentes de problemas son eventos de naturaleza única. / Un AMFE eficaz requiere una buena comunicación y cooperación por parte de los participantes / El personal implicado en el proceso debe ser abierto sobre los problemas de su propia área./El proceso depende de la elección de las personas adecuadas./Sin las sesiones de seguimiento, el proceso no será eficaz. /La revisión de cualquier error humano es limitada y a veces se descuida.	Exige que se tengan en cuenta todos los fallos potenciales o las sospechas de fallos/ Aprovecha la experiencia de todos los grupos que participan en el proceso. /Estimula una estrategia de comunicación sobre los fallos potenciales y sus consecuencias. / Lleva a acciones para reducir los fallos /Incluye un mecanismo de seguimiento y reevaluación de los fallos potenciales/Mejora en la calidad del servicio o producto. /Aumento en la satisfacción del cliente. /Utilización del conocimiento humano para mejorar. / Énfasis en la prevención de problemas. /Minimización de cambios de última hora. /Reducción de costos. (Crow, 2002)
QMRA, QCRA	El QMRA proporciona una mejor evaluación de la seguridad del agua que la ausencia de indicadores fecales./El establecimiento de un objetivo de riesgo basado en la salud aborda el equilibrio entre las inversiones y la seguridad pública./ Ayuda al personal responsable a comprender mejor los riesgos de sus fuentes de agua, el funcionamiento del tratamiento y, en particular, el probable aumento de los riesgos durante eventos peligrosos.	Un control eficaz y el diseño de un control suficiente para cumplir los requisitos de la normativa holandesa. /La necesidad de apoyo institucional para las empresas de servicios públicos, ya que QMRA como herramienta reguladora no puede ser independiente, y su aplicación efectiva requiere un apoyo institucional adaptado; por ejemplo, formación específica, desarrollo de enfoques de auditoría. /Interpretación de la incertidumbre por parte de los reguladores. La incertidumbre en la ciencia del QMRA debe equilibrarse con el de la incertidumbre (es decir, trazar una "línea fina" cuando en realidad hay una línea más amplia y difusa), para permitir la toma de decisiones y el uso del enfoque por parte de las empresas de servicios públicos. / Cómo comunicar el riesgo a los consumidores de forma de forma coherente y equilibrada; a menudo se reduce a cumplir las mejores de gestión y los objetivos de riesgo.

AAF, FTA	La mayoría de los árboles son tan complejos que se requieren softwares para calcular la probabilidad de los "top event". Si no hay una buena base de datos de probabilidades de los eventos básicos, la incertidumbre crece en este cálculo./No es dinámico, sólo incluye estados binarios (falla o no) (Walls, 2003).	Combinación de fallos primarios que pueden producir el accidente estudiado./Una representación gráfica de cómo puede ocurrir el suceso principal, que muestra las vías que interactúan donde se producen dos o más sucesos./Una lista de conjuntos de cortes mínimos (vías individuales de fallo) con (donde se dispone de datos) la probabilidad de que ocurra cada uno./Análisis de un fallo que se ha producido para mostrar esquemáticamente cómo sucesos diferentes se unieron para causar el fallo./El resultado cuantitativo permite calcular básicamente la frecuencia de acontecimiento de un accidente y la indisponibilidad del sistema (Hutte.H, 1968).
AAS, ETA	proporciona una manera de hacer seguimiento de la fuente al grifo del usuario y proteger el sistema de fallos sistémicos, humanos, técnicos o medioambientales / El ETA puede utilizarse para identificar todos los eventos y procesos accidentales que pueden ocurrir en un sistema complejo./	las limitaciones de la ETA residen en su incapacidad para analizar varios sucesos iniciadores o incidentes de seguridad al mismo tiempo/ una desventaja potencial es el largo tiempo que se necesita para realizar el análisis y que sea cuantificable./ puede pasar por alto errores informáticos, por ejemplo, o saltarse una secuencia lógica en el árbol.
Análisis de Márkov	Con el tiempo permite ver determinados cambios en el sistema/ El proceso de cálculos de sensibilidad se realiza de forma simple. Las principales ventajas del análisis de Markov son la sencillez y la precisión de las previsiones fuera de muestra/ suelen ser mejores para hacer predicciones que los modelos más complicados/ En el ámbito de la ingeniería, está muy claro que conocer la probabilidad de que una máquina se averie para nada explica por qué se ha averiado	Como desventaja, se puede resaltar que se trata de un modelo con un proceso complejo en la toma de decisiones./ el análisis de Markov no es muy útil para explicar los acontecimientos, y no puede ser el verdadero modelo de la situación subyacente en la mayoría de los casos.
HRA	El Eta puede llevarse a cabo de forma cualitativa y cuantitativa. /Determinación del evento desencadenante que puede provocar consecuencias no deseadas./Se destacan las barreras de seguridad previstas para detener o mitigar las consecuencias no deseadas. /Montaje del árbol de eventos y descripción de las diferentes consecuencias para una buena comprensión de los escenarios.	La implementación de la HRA proporciona un nivel muy detallado de des-composición de tareas. /Los ajustes de dependencia basados en grupos de acciones humanas pueden inflarse artificialmente cuando se utilizan con un nivel muy detallado de descomposición de tareas, ya que no hay ningún ajuste de granularidad en los cálculos de dependencia. /La metodología de la HRA no proporciona orientación sobre cómo manejar el cálculo de las HEP en cortes de tiempo continuos, como permite la HRA dinámica.

Capítulo 4

Limitaciones y oportunidades de los AR asociados en sistemas de agua

Tal como ya se ha indicado, a lo largo de toda la historia ha sido necesario purificar el agua para volverla apta para el consumo humano. Esto dado lugar al desarrollo de diferentes tecnologías según la localización geográfica o la necesidad de la población. Por ello, el presente subcapítulo da informaciones sobre la gobernanza del agua tanto en regiones urbanas como en regiones rurales, así como las restricciones y oportunidades de los estudios de peligro asociados a los sistemas de agua potable más desarrollados y típicamente urbanos.

4. Los AR asociados en sistemas de agua

Se observa hoy en día que aparecen cada vez más a menudo soluciones innovadoras de análisis de riesgos que pueden contribuir a la seguridad del agua. Desde el punto de vista tecnológico, se está produciendo un gran avance en el sector del agua, lo cual abre grandes posibilidades de mejora de la eficiencia. (Renn, 2008)

Los diferentes métodos y herramientas disponibles hoy en día, así como los eventuales métodos y herramientas del futuro, permiten mejorar la eficacia del análisis de riesgos en la toma de decisiones. Los análisis de riesgo para los sistemas de agua presentan tanto limitaciones como oportunidades. Para contextualizar este capítulo, primero fue necesario comprender la gobernanza del agua, los sistemas de depuración de agua urbanos y rurales, así como las tecnologías utilizadas en el proceso y sus componentes, antes de definir las oportunidades y limitaciones de los métodos de análisis de riesgos de los sistemas de agua.

4.1. La complejidad del agua como servicio

La gestión de los servicios de agua potable requiere un conocimiento integral del agua que provenga desde diferentes disciplinas, involucrando aspectos de ingeniería relacionados a los procesos estrictamente técnicos, de infraestructuras, de diseño en construcción de los sistemas de agua, los aspectos sociales relacionados directamente con los consumidores y la sostenibilidad de los sistemas de agua, el últimos factores técnicos y de ingeniería que implican un enfoque de carácter social , también relacionados en los aspectos ambientales, económicos e institucionales, cada uno con sus respectivos detalles y características.

Tratar el tema de la gestión de los servicios de agua resulta por sí solo un fenómeno de gran complejidad, pues como indican los principios de complejidad de Morin, se requiere un entendimiento exhaustivo de todas las relaciones de sus actores, lo cual permitirá tener una visión de la forma en que se organiza la institucionalidad del sector, que concentra gran parte de su característica. La complejidad del servicio de agua para su estudio nos permitirá llegar a entender las funciones institucionales internas y externas que, si bien se basan en teorías como la gobernanza del agua, la gobernanza de los recursos de agua y otras, las características de éstas y su realidad son singulares y específicas para cada caso, por lo que no se pueden copiar los modelos institucionales externos, siendo imprescindible entender la complejidad del modelo de gestión institucional de la prestación del servicio a nivel local.

4.1.1. Aproximación al concepto de la gobernanza del agua

El concepto de gobernanza está todavía en desarrollo y se deriva de diferentes interrogantes sobre el gobierno y sobre la manera en que se gobierna un Estado; por ejemplo, ¿de qué forma se constituye un gobierno y quien se encarga de gobernar? Estos interrogantes son respondidos por la idea de la democracia

legislativa, el ejercicio del sufragio universal, la asignación de autoridades encargadas de la administración del Estado, las cuales serían los actores institucionales y políticos con un papel específico a la hora de proyectar e implementar las políticas públicas relativas a los respectivos sectores, como el del agua, y con las cuales, en cierto modo, se ejerce el poder político y el control sobre la sociedad y se la orienta; a la vez, surgen interrogantes sobre el procedimiento o forma de gobernar, es decir, ¿cómo se administra el Estado?Cuál es el papel de la sociedad civil y el de las instituciones no gubernamentales, privadas o políticas, cómo se vinculan dichos protagonistas (si es que lo hacen), y si estas corresponden a situaciones recursivas, holográficas o simplificadas y reductoras (Hufty, 2008)

4.1.2. Principios y características de la gobernanza

El término "gobernanza", según indica Hufty, M. , 2008, es a menudo usado con el fin de designar una nueva forma de gobernar, distinta del modelo de control jerárquico, es decir, más colaborativa, en la cual los actores estatales y no estatales intervienen en redes mixtas público-privadas con una perspectiva más cooperativa y consensual y con una interacción mediante relaciones horizontales con el objetivo común de buscar la complementariedad y el equilibrio tanto de los actores institucionales como de la sociedad civil con el fin de participar para la toma de decisiones gubernamentales.

Por tanto, el objetivo del uso del concepto de gobernanza reside en su capacidad para abarcar el conjunto de instituciones y relaciones que participan o intervienen durante los procesos gubernamentales. En el mismo sentido este trabajo considera, entre otros, los principios de buen gobierno de Agustí Fahimnia, B., 2015 que según el autor permiten asegurar la máxima democratización y las propias características de la gobernanza propuestas por R.A.W. A.W. (2006) como se presenta en la figura 4.1.



Figura 4.1: Principios de la gobernanza

Según Martínez, en (Martínez, 2005) ,el ejercicio de la gobernanza consiste en la toma de decisiones en contextos complejos y cambiantes con una pluralidad de actores que representan diferentes intereses y propone que para que la gobernanza funcione de manera adecuadas para lograr sus objetivos, debe garantizar que

- Todos los implicados que deben estar allí están presentes, cada uno de ellos con el papel que le toca:
- Los actores tengan las condiciones necesarias y suficientes para poder tomar las decisiones que les correspondan, y
- Se puedan tomar decisiones.

4.1.3. Gobernanza del agua

La importancia de la gobernanza del agua crece ante la presión que se ejerce actualmente a nivel mundial. En 2015, la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) señaló, que en el año 2050 había aumentado la demanda mundial de agua hasta un 55%, que la sobreexplotación y la contaminación de los acuíferos a nivel mundial representarían un gran problema para la seguridad alimentaria, ya que el 40% de la población mundial vive en cuencas hidrográficas con problemas de agua, y que los sistemas de gobernanza

no están preparados adecuadamente para hacer frente a la expansión de la demanda y a los problemas medioambientales que genera el creciente fenómeno de la urbanización, y las catástrofes relacionadas con el agua. Por su naturaleza, el agua es muy sensible a las distintas cuestiones políticas, sociales, económicas y medioambientales, por ejemplo:

- Pone en relación sectores, zonas y personas, además de escalas geográficas y temporales. En la mayoría de los casos, las fronteras hidrológicas y los perímetros administrativos no se correlacionan, como indica Torrico al hablar de la interfaz urbano-rural.
- La gestión integral de los recursos hídricos, que abarca la toma de decisiones, la determinación de políticas e implantación de programas requiere la intervención de distintos agentes públicos, privados y de la sociedad civil.
- Los recursos hídricos constituyen con frecuencia un ámbito que exige grandes inversiones, muy a menudo, por ejemplo, en el continente africano, un conjunto de inversiones simultáneas a la vez que exigen una coordinación continua.
- Por su complejidad, la política del agua está relacionada también a otros sectores por ejemplo de la salud, el medio ambiente, la agricultura, la energía, la ordenación del territorio...
- Producto de la delegación de responsabilidades a los niveles subnacionales, Hay interdependencias entre los distintos niveles de gobierno, lo que explica la importancia de una buena coordinación para mitigar la posible fragilidad.

Partiendo del hecho de esta complejidad, hay una variedad de criterios sobre la teoría y la aplicación concreta o práctica de la noción de gobernanza del agua,

existiendo distintos enfoques según el contexto en el que se utilice, no cabe duda de que la gobernanza del agua ha llegado a ser, de manera tácita o explícita, en un paradigma rector de la forma de gobernar el recurso¹² (Vega, 2016).

Todo ello hace necesaria una transición en la que se pase de un paradigma totalmente tecnocrático de gobernanza del agua a un esquema más ajustado a términos de gobernanza. Todo lo anterior puede reflejarse en el contexto nacional de manera referencial, a través de los principios normativos y legales de la Ley Marco para las Autonomías, de la Ley de Prestación de Servicios y de la Constitución Política del Estado, los cuales son parte del marco en el que las instituciones tienen que intervenir y ejercer sus competencias en tanto reglas de juego (Ruiz y Gentes, 2008).

4.1.4. Legislaciones y estándares

Algunos países, como complemento a las directrices internacionales, por ejemplo, las de la OMS (2004), hay que han elaborado directrices y marcos propios. Por ejemplo, las Guías Australianas relativas al agua potable (ADWG) disponen de un marco de referencia para la gobernanza de la calidad del agua potable (NHMRC/NRMMC, 2004). Rizak et al (2003) han descrito el marco del ADWG por ser una iniciativa global y preventiva que abarca desde la cuenca hasta el consumidor (Rizak et al., 2003b; Nadebaum et al., 2003).

Por lo general, dicho marco consta los siguientes elementos fundamentales: el buen funcionamiento/operación del sistema, la importancia de la consulta, el análisis y el mantenimiento y, por último, sobre la seguridad del agua abastecida, así como su protección.

El NHMRC/NRMMC (2004) así como el informe de la OMS (2004) no son muy distintos en cuanto a los objetivos y a los riesgos que pretenden ser tratados, pero se reflejan ligeras diferencias en el modelo a aplicar e incluso en la

presentación de los diferentes marcos normativos. También el Ministerio de Sanidad de Nueva Zelanda (2005a; 2005b) promueve el uso de Planes de Gestión de Riesgos para la Salud Pública (PHRMP). Esta herramienta permite a las empresas de suministro de agua identificar, gestionar y minimizar los eventos que ocasionan el riesgo de degradación de la calidad del agua. Respecto a las directrices sobre el planteamiento del PSA (Davison, A., G. Howard, M. Stevens, P. Callan, L. Fewtrell, 2005), el Ministerio de Sanidad de Nueva Zelanda ofrece orientaciones más detalladas sobre cómo realizar un PHRMP. Hay también otras directrices nacionales elaboradas, como la de la Asociación Sueca de Agua y Aguas Residuales (SWWA, 2007), al igual que la de la Administración Nacional de Alimentos de Suecia (SNFA, 2007), y las de la Asociación Danesa de Agua y Aguas Residuales (DWWA, 2006) y la Autoridad Noruega de Seguridad Alimentaria (NFSA, 2006).

Tendencias generales

Si comparamos los marcos y directrices internacionales y nacionales, vemos que existen las siguientes tendencias generales:

- Se destacan las deficiencias existentes en el análisis de los productos finales como motivo principal de la necesidad de gestión de riesgos de los sistemas de suministro de agua potable.
- En las directrices se aboga por un enfoque "de la fuente al grifo", como base fundamental de la gestión de los sistemas de abastecimiento de agua potable.
- Se destaca el planteamiento de múltiples barreras por ser una de las estrategias clave para asegurar la seguridad del agua de consumo.
- Los marcos y directrices actuales se concentran en las cuestiones relacionadas con la calidad del agua. Apenas se incluyen orientaciones sobre los diferentes asuntos de disponibilidad y fiabilidad del abastecimiento de agua.

- En el análisis de un sistema de agua potable se pone de relevancia la gran importancia de tener un buen nivel de conocimiento del sistema (es decir, conocerlo).
- Cabe señalar que la colaboración entre las partes interesadas resulta de gran importancia en el marco de una gestión eficaz de los sistemas de abastecimiento de agua potable.

De forma general, los países europeos suelen basar su normativa en la Organización Mundial de la Salud e incluso en la Directiva Europea 2020/2184 del 16/12/2020, que incluye algunas normas adicionales.

4.2. Análisis de riesgo enfocado en el sector del agua potable

Sistemas de agua potable

Los sistemas de agua potable están estructurados y su funcionamiento es distinto dependiendo, por ejemplo, de las condiciones naturales, de la demanda de agua o de los recursos económicos disponibles. Con algunas particularidades, los sistemas de agua potable a menudo se describen en forma de cadenas de suministro que se componen de tres subsistemas principales: el agua bruta, el tratamiento y la distribución. Todos estos subsistemas cubren la cadena de suministro desde el origen del agua sin tratar, pasando por la planta de tratamiento y la red de distribución, hasta llegar al grifo del consumidor (figura 4.2).

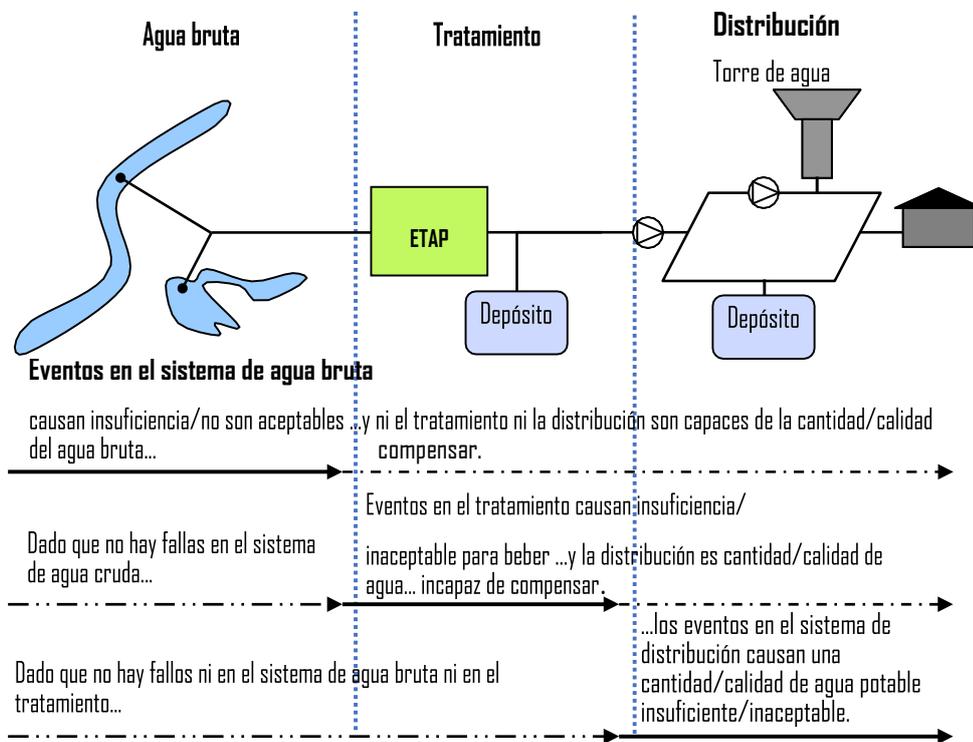


Figura 4.2: Cadena de suministro de la captación hasta al grifo del consumidor.

Los recursos de agua bruta, por lo general, son aguas subterráneas, o superficiales e incluso una combinación entre ambas (John Wiley & Sons, 2001).

Si los recursos hídricos subterráneos son limitados, en ocasiones se recurre a la recarga artificial para obtener un agua similar a la natural (véase, por ejemplo, Fetter, 2001). Cuando los recursos hídricos son muy limitados, las aguas residuales tratadas son aprovechadas a través de la recarga de las aguas subterráneas o se convierten directamente en agua potable.

la producción de agua potable, la mayor diferencia entre las aguas subterráneas y las superficiales es generalmente su calidad; las aguas subterráneas requieren generalmente menos tratamiento en comparación con las superficiales (Gray, 2005). Como el agua bruta limpia no necesita el mismo grado de tratamiento que el agua de mala calidad, se necesitan menos pasos de tratamiento cuando se trata de aguas subterráneas con respecto a las aguas superficiales.

Desde el punto de vista de Gray (2005), los tratamientos de agua consisten en producir un suministro de agua de calidad, química, bacteriológica y estéticamente aceptable. En cualquier caso, el agua tiene que ser totalmente inofensiva desde el punto de vista microbiológico, no sólo bacteriológico.

Tanto las bacterias, como los virus, los protozoos y otros contaminantes biológicos también representan un grave riesgo para la salud humana en lo que se refiere al agua potable. Para proporcionar a los consumidores un agua potable conforme a los requisitos, se necesita planear y utilizar una serie de etapas de tratamiento según la calidad del agua bruta y la demanda de agua.

La distribución del agua desde la planta de tratamiento hasta los consumidores exige una amplia red de tuberías. En esta red se encuentran también los bombeos y depósitos de servicio que son necesarios para afrontar las distintas variaciones de la demanda de agua y asegurar una presión de agua adecuada en las áreas de suministro. Además, a pesar de que los principios básicos son similares con respecto a todos los sistemas de agua potable, los detalles de la construcción difieren según las condiciones locales (Nadebaum et al., 2003).

Contaminación en sistemas de agua potable

Los riesgos, es decir, los peligros, son susceptibles de ser catalogados y estructurados de diferentes formas. Según Gray (2005), las metas de tratamiento del agua son clasificables en función de la cantidad o de la calidad. El objetivo cuantitativo constituye a un suministro de agua continuo, por tanto, fiable,

mientras que el objetivo cualitativo corresponde a la exigencia de un agua cualitativamente aceptable.

Basándose en estos objetivos, también se pueden clasificar los peligros como relacionados con la cantidad o con la calidad, dependiendo del objetivo que pueda suponer una amenaza concreta. Los peligros relacionados con la cantidad a veces pueden causar problemas de escasez de agua, mientras que los relacionados con la calidad pueden provocar una calidad de agua inaceptable.

Los cortes en el suministro de agua potable a los consumidores pueden producirse, por ejemplo, por la rotura de una tubería, un fallo de la bomba, un corte de electricidad o un acceso limitado al agua bruta. Los eventos que conducen a una calidad de agua no aceptable son, por ejemplo, accidentes con mercancías peligrosas que contaminan la fuente de agua, fallos en los procesos de tratamiento o la intrusión de agua contaminada a partir del perfil del suelo de los alrededores en el sistema de distribución.

Según la OMS (2004), con frecuencia, el mayor riesgo para la salud asociado al agua potable está vinculado a la contaminación microbiana, sobre todo a la ingestión de agua contaminada por heces humanas o animales. Obviamente, los eventos afectan tanto a la cantidad como a la calidad del agua. Por ejemplo, la contaminación de una fuente de agua afecta a la calidad del agua, aunque en última instancia se puede registrar una escasez de agua porque no hay una fuente de agua alternativa.

Los tipos de peligro descritos antes se centran en los efectos que pueden sufrir los consumidores. En caso de que se incluyan factores adicionales, se pueden establecer más categorías. Pollard et al. (2004) mencionan las principales categorías de riesgo para el sector del agua potable:

1. Riesgo comercial: derivado de la competitividad y de un público exigente.

2. Riesgo para la salud pública - Tanto la contaminación en origen como los errores humanos y los fallos mecánicos constituyen ciertos ejemplos de la forma en que el agua se contamina y representa un riesgo para la salud pública.
3. Riesgo medioambiental - Las consecuencias medioambientales son el resultado de fallos técnicos o de errores humanos, como por ejemplo la emisión de agua contaminada.
4. Riesgo de reputación - Perder la confianza de los consumidores.
5. Riesgo de cumplimiento/legal - Relacionado con el no cumplimiento de la legislación y la incertidumbre sobre la legislación futura.

Según Ezell et al. (2000), la provisión de agua potable a las comunidades es un elemento clave de las infraestructuras de un país y señala que existen factores de riesgo para dichas infraestructuras: el incremento del consumo de las poblaciones cada vez mayores; así como la contaminación industrial o pública; los accidentes de origen natural o humano...

Con el fin de apoyar a las empresas de suministro de agua para que puedan identificar los peligros, Beuken et al (2007) y Nadebaum et al (2004), respectivamente, ofrecen un listado de comprobación que incorpora los sucesos peligrosos. En el catálogo elaborado por Beuken et al. (2007), compuesto exclusivamente a partir de listas de comprobación y bases de datos nacionales, figuran los casos que pueden afectar al abastecimiento de agua potable.

Los eventos de calidad del agua están basados principalmente en agentes biológicos, químicos, radiológicos o físicos. Se incluyen también los sucesos relacionados a la disponibilidad de agua, la seguridad del personal y los daños externos a terceros.

4.2.1. Tecnologías de potabilización del agua en zonas urbanas

Tal y como se ha indicado previamente, en el transcurso de la historia se ha necesitado tratar el agua para consumo humano. Esto ha dado lugar a distintas tecnologías dependiendo de la posición geográfica de la población o de sus necesidades.

Se pueden aplicar distintos métodos de potabilización: físicos, químicos, biológicos y combinados. Cualquier tratamiento tiene limitaciones y sus ventajas, pero también las limitaciones son las que definen sus campos de aplicación.

Filtración convencional

Con respecto a las fuentes de agua subterránea, el por encima del acuífero representa una especie de filtro que elimina la mayor parte de los sedimentos en suspensión transportados por las precipitaciones. Para las aguas superficiales se necesita la filtración convencional, que puede llevarse a cabo durante la primera etapa del tratamiento o bien después de una serie de procesos.

Los procesos convencionales de filtración deben llegar tras una coagulación, floculación y sedimentación. En cualquier caso, el agua puede ser filtrada justo después de la coagulación y floculación; y los flóculos también pueden pasar a continuación por los filtros. La filtración consiste en una combinación de procesos químicos y físicos.

En la filtración mecánica desaparecen las partículas en suspensión atrapándolas entre los granos del medio filtrante (por ejemplo, la arena). El papel de la adhesión es muy importante, ya que una parte de la materia en suspensión se deposita en la superficie de los granos del medio filtrante o en el material depositado anteriormente. Son varios los sistemas de filtración disponibles:

filtros lentos de arena, filtros de tierra de diatomeas, filtros directos, filtros de bolsa, filtros de membrana y filtros de cartucho.

Filtros de arena: Se trata de los filtros en camas de arena fina de un metro de grosor sobre una cama de grava de 30 cm y un sistema de drenado. Cuando se trata de filtros lentos de arena, los procesos biológicos son igualmente relevantes, ya que se forma una fina película de microorganismos que retienen y destruyen las algas, las bacterias y la materia orgánica antes incluso de que el agua alcance los propios filtros. Entre sus ventajas están el hecho de que son baratos, fiables, capaces de eliminar algunos microorganismos hasta en un 99,9%, además de resultar muy sencillo el funcionamiento y el control del proceso. Como principales limitaciones, cabe señalar que son incapaces de eliminar una turbidez muy elevada a la vez que necesitan grandes superficies, porque funcionan a baja velocidad (Chulluncuy-Camacho, 2011).

Filtros de tierras diatomáceas:

Los filtros de tierra de diatomeas o diatomita constituyen una capa de medio centímetro de altura en un filtro de presión o de vacío. Estos filtros son más aptos al tener el agua un bajo recuento bacteriano o una baja turbidez, lo que es su principal limitación, porque es potencialmente difícil que se mantenga el espesor de la capa de tierra de diatomeas dentro de los filtros. En los casos en que se dispone de filtros directos, se trata el agua de forma directa en la fuente con coagulantes sobre todo para aumentar la retención de materiales, pero sin incluir una fase de sedimentación. El porcentaje de eliminación de virus puede llegar hasta el 90-99%. Este procedimiento se usa bajo presión para poder así mantener la presión en la línea y para evitar el bombeo de más después de la filtración. Dicho sistema sólo puede aplicarse en zonas en las que la calidad del agua es alta y la turbidez no aumenta más allá de 10 unidades y un color superior a unas 30 unidades (Chulluncuy-Camacho, N. C. 2011).

Filtros empacados

Son muy utilizados en el tratamiento de aguas superficiales con el fin de eliminar la turbidez, el color y los organismos coliformes. El tamaño compacto de las instalaciones, su rentabilidad y su relativa facilidad de uso y funcionamiento constituyen sus ventajas. Su principal desventaja no es otra que el hecho de que, si la turbidez del afluente cambia mucho a lo largo del tiempo, es necesario que el operario tenga en cuenta esta circunstancia y esté capacitado para reaccionar ante los cambios en la calidad del agua entrante. Las ventajas de todos estos sistemas de filtración son su sencillez de funcionamiento, la eficacia en la eliminación de las partículas en suspensión y hasta el 90% del contenido de la flora bacteriana presente en el agua. Los inconvenientes más importantes es que no logran eliminar las sustancias orgánicas ni los metales presentes en el agua e incluso necesitan grandes superficies de filtración. (Chulluncuy-Camacho, N. C. 2011).

Filtros de carbón activado:

Se utilizan filtros de carbón activado para eliminar los olores, sabores o colores no deseados del agua, la presencia de compuestos orgánicos volátiles, la presencia de pesticidas y la presencia de radón. Los filtros son económicos, su mantenimiento es fácil y su utilización es sencilla, de manera que su uso se ha extendido mucho. Como limitación, exigen un mantenimiento permanente para evitar la obstrucción de las tuberías. No es fácil detectar si un filtro ya no funciona correctamente. Por tanto, es una de sus limitaciones la posibilidad de que hayan dejado de ser operativas del todo sin que el operador se dé cuenta. Existen además otras desventajas: por ejemplo, no eliminan las bacterias, los metales e incluso los nitratos, aunque sobre todo producen un residuo de carbón saturado que es muy difícil de eliminar, especialmente si el agua contiene compuestos orgánicos tóxicos que se retienen en el filtro de carbón activado. (Romero, 2018).

Desinfección

Los productos que pueden utilizarse para la desinfección es el cloro (con gas de cloro, hipoclorito de sodio o hipoclorito de calcio), la cloramina y el ozono; además se utiliza la irradiación con luz ultravioleta de onda corta.

Cloro: El cloro es bastante efectivo en la supresión de casi todos los patógenos microbianos y es correcto no solo para la sanitización en las plantas de procedimiento, sino también para la desinfección secundaria en la red de distribución. El funcionamiento del cloro gaseoso resulta bastante difícil y necesita de una atención cuidadosa, así como de otras medidas de estabilidad, como los instrumentos respiratorios autónomos, que tienen que estar accesibles alrededor de la instalación. Además, se puede clorar con hipoclorito de sodio o de calcio, que se presentan en forma líquida o sólida, respectivamente. Ambos resultan muy corrosivos y poseen un intenso olor a cloro. De modo que el almacenamiento siempre debe ser el adecuado para que no aparezcan corrosiones (Chulluncuy-Camacho, N. C. 2011).

El cloro tiene una limitación adicional que es la formación de subproductos halogenados generados cuando el cloro entra en contacto con la materia orgánica del agua, que procede de las sustancias húmicas o fúlvicas del suelo. Estos productos pueden ser diversos, sin embargo, los más comunes son los trihalometanos, conocidos por ser tóxicos para el ser humano.

Cloramina: Se forma cloramina al añadir el cloro en agua que contenga amoníaco o al añadir amoníaco en agua que tiene cloro. Es un efectivo bactericida ya que genera menos subproductos que la utilización del cloro. Como limitaciones, su poder de desinfección es menor que el del cloro y puede generar tricloruro de nitrógeno durante las reacciones posteriores, lo cual tiene un sabor y un olor desagradables. También es adecuado para prevenir el rebrote en el propio sistema de distribución (Romero, 2018).

Ozono: Es un poderoso agente oxidante, así como desinfectante. A partir del oxígeno del aire, se forma un sistema de electrodos de alta tensión. Sus principales beneficios consisten en que el ozono necesita un tiempo de contacto más corto y una dosis más reducida que el cloro, por lo que sustituye al cloro en instalaciones de gran tecnicidad. Por otra parte, tiene la desventaja del hecho de que el ozono no mantiene un poder de desinfección residual en el agua una vez finalizada su aplicación (Chulluncuy-Camacho, N. C. 2011).

Luz ultravioleta: Los rayos ultravioletas están generados mediante una lámpara especial. Una vez que la radiación atraviesa la pared celular de un organismo, se produce un cambio en el material genético y las células resultan ser incapaces de reproducirse. Los rayos ultravioletas eliminan los virus y las bacterias, pero, al igual que con el ozono, se necesita el uso posterior de cloro para prevenir la reaparición de bacterias. Entre sus principales desventajas se puede mencionar su incapacidad a la hora de eliminar los protozoos y su ineficacia durante el tratamiento de aguas que presenta partículas sólidas en suspensión, color o materia orgánica soluble (Romero, 2018).

Filtración por membranas

Los filtros de membrana ofrecen una alternativa a la filtración convencional, ya que están fabricados con materiales finos capaces de separar sustancias cuando se aplica una presión sobre ellos. A través de la filtración de cartucho se realiza un proceso físico que implica el paso del agua a través de una membrana con un tamaño de poro muy variable, que puede variar entre 0,2 y 1,0 micras.

A nivel mundial, la demanda se ha visto incrementada por el desarrollo de la tecnología de membranas, pues estos procesos son excelentes para separar las materias disueltas y se han desarrollado productos que corresponden a ultra-, nano- y micro- filtración.

Micro filtración: Las membranas de separación micrométrica de poros entre 0,03 y 10 μm , permiten retener pesos moleculares superiores a 100.000 daltons y necesitan una presión de entrada baja, de 100 a 400 kPa. De forma general, puede eliminar las partículas como la arena, la arcilla, la Giardia, el Cryptosporidium, las algas así como algunas especies bacterianas. Esta tecnología no permite retener los virus, aunque tiene cierta habilidad para eliminar cualquier compuesto orgánico, lo cual reduce el riesgo de degradación de las membranas, algo que suele ocurrir en esta tecnología. Los filtros en cuestión son pequeños, funcionan de forma automática la mayoría de las veces y son eficaces a la hora de eliminar las partículas, las bacterias y la materia orgánica natural, la cual puede conferir al agua un color, un sabor y un olor desagradables (Larsen et al., 2016).

Ultra filtración: La ultrafiltración consiste en la utilización de una membrana con un tamaño de poro de entre 0,002 y 0,1 μm aproximadamente y con la presión adecuada para facilitar el paso del agua a través de la membrana. Dicho tamaño de poro favorece la retención de moléculas de un peso molecular mayor a 10.000 daltons y opera a presiones que van de 200 a 700 kPa. En la ultrafiltración se hace imposible el paso de bacterias y de la mayoría de los virus, sin embargo, se hace permeable a ciertos tipos de virus y de materiales disueltos, por ejemplo, las sustancias húmicas. Después de la ultrafiltración es aconsejable desinfectar con cloro. Esta modalidad de procedimiento puede ser completamente automatizada, y no exige el uso de productos químicos, además de producir agua potable de calidad fiable. Las inversiones y los costes de funcionamiento son elevados, ya que la membrana se renueva constantemente.

Nanofiltración: El tamaño de los poros de las membranas de nanofiltración son aún más pequeños: 0,001 μm . En estas membranas se retienen las moléculas de más de 1.000 daltons de peso molecular. Los niveles de presión utilizados son muy superiores a los anteriores y suelen oscilar entre los 600 kPa y los 1.000 kPa. Se puede eliminar casi todo tipo de bacterias, virus, quistes y materia húmica

disuelta. Las elevadas presiones por las que se opera generan un alto coste energético, lo cual limita mucho la utilización de esta tecnología (Sabin, 2014).

Ósmosis inversa:

Los poros de la membrana tienen un tamaño inferior a 10 \AA (1 nm). La presión a la que se somete el agua a través de la membrana es muy alta; las sales disueltas se quedan en una solución concentrada en sales, por lo que se llama salmuera o agua de rechazo. La ratio de volumen entre el agua rechazada y el agua producida permite hacerse una opinión sobre la efectividad del sistema. A pesar del hecho de que la ósmosis inversa es capaz de eliminar casi todos los contaminantes, tiene la gran desventaja de los altos costes de inversión y de explotación, el manejo del agua de rechazo puede ser problemático ya que los contaminantes se concentran en ella, se necesitan pretratamientos, las membranas suelen romperse e incluso el agua de rechazo puede representar hasta el 25-50% del caudal de alimentación, lo que significa un importante desperdicio de agua (Sabin, 2014).

A continuación, la tabla 4.1 describe las potencialidades y limitaciones de las tecnologías citadas. Según se puede ver, la aplicación de los métodos de filtración convencionales es sencilla, tiene costes razonables y una efectividad media. Sin embargo, en los métodos de filtración mediante membranas, su manejo es mucho más complicado, con altos costes y rendimientos superiores.

Tabla 4.1: Potencialidades y limitaciones de las tecnologías de potabilización(Hokstad,et al.,2009)

	Tecnología	Aplicación	Manejo	Costo	Limitaciones
Filtración Convencional	Filtros arena	Sedimentos suspendidos, remoción media de bacterias y materia orgánica	Sencillo	Costos bajo de inversión en infraestructura y manejo, costo elevado de terreno	Remoción de 80-90% de bacterias y 60% de materia orgánica, requiere gran superficie
	Filtros de tierras diatomáceas	Remoción de turbiedad y bacterias	Sencillo	Costo bajo de inversión y de manejo	Útiles en caso de poca turbiedad y bajos conteos bacterianos, no retiene materia orgánica
	Filtros de carbón activado	Remoción de materia orgánica y bacterias	Sencillo	Coste bajo de inversión, coste medio de mantenimiento	Generación de residuos, continua renovación del filtro, no remueve bacterias ni nitrato
Desinfección	Cloro	Desinfección	Sencillo con medidas adicionales de seguridad	Coste bajo de inversión, coste medio de mantenimiento	Generación de subproductos
	Cloramina	Desinfección	Sencillo con medidas adicionales de seguridad	Coste bajo de inversión, coste medio de mantenimiento	Poder desinfectante limitado
	Ozono	Desinfección	Manejo complejo	Coste elevado de operación	Escaso poder residual
	Luz ultravioleta	Desinfección	Operación y mantenimiento sencilla	Coste medio de inversión y de operación	No previene recrecimiento, no genera poder residual
Filtros de membranas	Microfiltración	Remoción de sólidos disueltos algunas especies bacterianas	Operación sencilla	Coste moderado de inversión y operación	Desperdicio de agua descomposición de la membrana
	Ultrafiltración	Remueve virus, bacterias, parásitos y materia orgánica	Manejo sencillo, posible automatización	Coste elevado de inversión y operación	Desperdicio de agua descomposición de la membrana
	Nanofiltración	Remueve virus, bacterias, parásitos y materia orgánica	Manejo sencillo, posible automatización	Coste muy elevado de inversión y operación	Desperdicio de agua descomposición de la membrana
	Ósmosis inversa	Remueve virus, bacterias, parásitos y materia orgánica e inorgánica	Manejo sencillo, posible automatización	Coste muy elevado de inversión y operación	Desperdicio de agua, descomposición de la membrana, requiere manejo de salmuera

4.2.2. Fuentes de abastecimiento de agua y potabilización en zonas rurales

Por contraposición a las zonas urbanas, la población de las zonas rurales está más expuesta al riesgo de enfermedades, al tener una menor calidad de servicios de agua en comparación a las zonas urbanas. En las zonas rurales hay dos tipos de ocupación: las poblaciones o núcleos de población, reunidos en aldeas o grupos de 20 o más viviendas separadas por muros, vallas o huertos; y las granjas y viviendas diseminadas (población dispersa) que están separadas, principalmente, por zonas de cultivo, praderas, bosques, cercados, carreteras o caminos. El método de tratamiento de adecuado este caso es el veredal que tiene en cuenta la calidad de la fuente. Se trata de un método multibarrera con el objetivo de sanear el agua de forma progresiva y accesible (Protección de la fuente de agua, sedimentación, filtración, desinfección, almacenamiento seguro). Fases de sedimentación, filtración y desinfección corresponden también a los procesos de tratamiento del agua doméstica (CAWST, 2011).

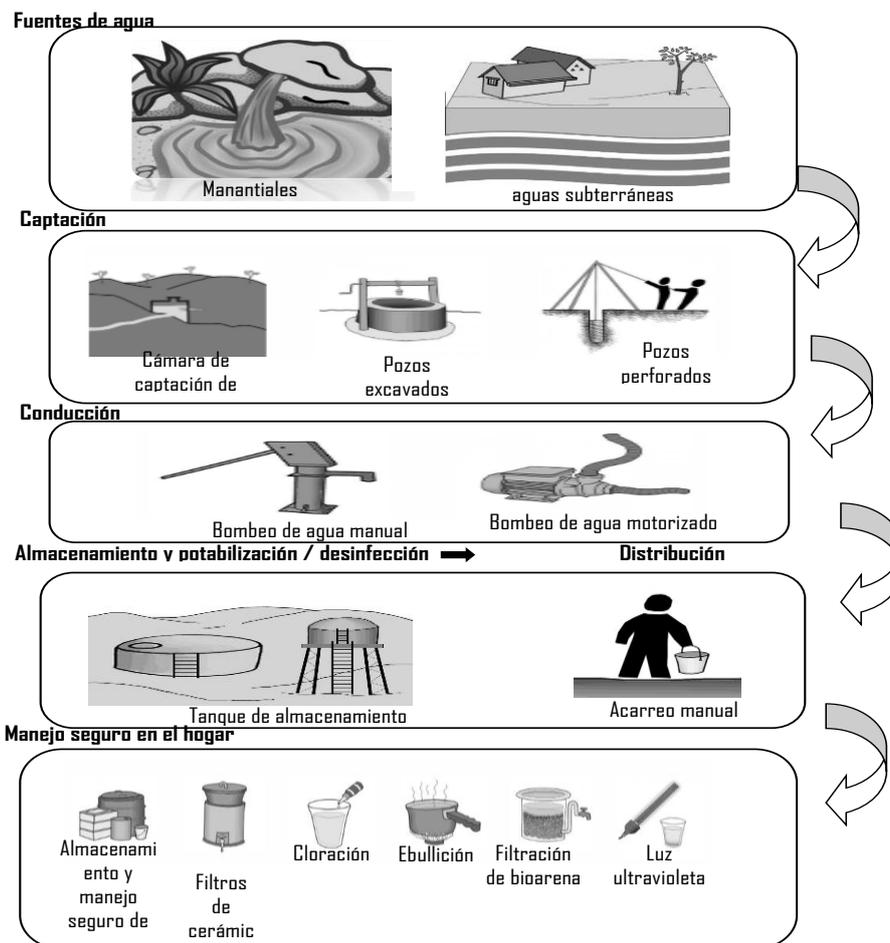


Figura 4.3: Fuentes de abastecimiento de agua del sistema en zonas rurales

En las zonas dispersas, las soluciones individuales y manuales consisten en la captación de aguas superficiales o subterráneas, las cuales pueden ser plurifamiliares. Se trata de poblaciones rurales muy dispersas, que no están conectadas a un conducto, donde la densidad de población rural es muy baja, con una dispersión de viviendas importante que no permite construir un

acueducto de pueblo, ni por gravedad ni por bombeo, sino que se recurre a veces a soluciones individuales adecuadas. De hecho, se puede aprovechar el agua de lluvia, incluso si existen otras fuentes de agua muy alejadas o si sus propiedades no son óptimas, de modo que el agua sea tratada mediante métodos propios de clarificación y desinfección antes de ser consumida.

La captación de agua superficial es considerada viable en el caso de que exista un acceso fijo a una fuente de agua superficial en las cercanías del hogar. La captación puede realizarse mediante gravedad o a través de bombeo, y se recomienda realizar la captación por gravedad a través de una toma lateral situada en la orilla del río, la cual deberá estar separada con respecto a las fuentes de contaminación. La captación de aguas subterráneas como solución individual se realiza a partir de un manantial o nacedero, el cual se limpia y se construye una estructura que lo protege. Sin embargo, el agua se recoge en las profundidades de la capa freática, habitualmente en forma de pozos excavados a mano. Se extrae el agua mediante un cubo unido a un bucle. A menudo la protección sanitaria del pozo es muy pobre o inexistente. En estos casos, los esfuerzos a nivel institucional se orientan a la protección sanitaria del pozo y a la instalación de un sistema mecánico-hidráulico de extracción de agua. Los pozos manuales, en función de la naturaleza de los terrenos que perforan, están expuestos a derrumbarse en caso de producirse un terremoto y a contaminarse en caso de inundación.

El agua de lluvia recogida en los techos de las casas se canaliza en depósitos de almacenamiento herméticos para asegurar la calidad del agua almacenada hasta que llegue la estación seca. Además de estos métodos de captación de agua en zonas rurales, sobre todo en África, hay otros métodos de tratamiento del agua con la planta Moringa. Es una solución muy viable porque tiene un bajo coste, tiene una calidad óptima comparada al resto de las aguas que sólo requieren un proceso de desinfección, además no implica ningún costo por parte de la comunidad lo cual mejora mucho su calidad de vida e incluso puede ser realizada por el mismo usuario Oleífera (Larsen et al., 2016). La moringa tiene su origen en

el norte de la India, pero es muy cultivada con éxito en cualquier zona tropical. Lo más extraordinario de la moringa reside en su habilidad para purificar el agua. Las semillas de *Moringa Oleifera* cumplen la función de coagulante, floculante y agente antimicrobiano. Por una parte, sus características de coagulación y floculación permiten eliminar la turbidez del agua. En las semillas de moringa se encuentran proteínas hidrosolubles de bajo peso molecular llamadas polielectrolitos con carga positiva (Romero, 2018).

Los polielectrolitos sirven para atraer partículas con carga negativa, favoreciendo la coagulación. Por otro lado, forma puentes entre las partículas haciendo que se aglomere creando flóculos, iniciando así el proceso de floculación (Ayerza, 2019).

Dicho método es imprescindible para el tratamiento del agua en las zonas rurales, sobre todo en África, donde la gran mayoría de la población tiene agua de los ríos, los manantiales o la lluvia. Es imprescindible eliminar el mayor número posible de sustancias tóxicas mediante técnicas de purificación antes de utilizar otros métodos de desinfección. La moringa aporta una buena solución, ya que, según varios estudios, es capaz de eliminar hasta un 90% de las bacterias en el agua, e incluso hasta un 99% (c). También tiene la gran ventaja que su efectividad depende sólo de la turbidez y la temperatura, siendo además independiente del pH (Lea, 2010).

Los esfuerzos han sido significativos para extender la cobertura de los servicios de agua potable e higiene. Mediante la aplicación de métodos de análisis de riesgos, se han logrado avances en la seguridad del agua para consumo humano en las zonas urbanas, aunque la situación sigue siendo muy preocupante en muchos países, sobre todo en las zonas rurales del continente africano, motivo que nos lleva a determinar las oportunidades y limitaciones del análisis de riesgos en los sistemas hídricos.

4.3. Análisis del sistema de agua y aplicación del AR

El análisis de cualquier tipo de sistema que permita determinar potenciales riesgos y eventos perjudiciales, hace falta tener un buen nivel de comprensión del sistema. En muchas ocasiones, para estimar el riesgo existente o determinar su efecto, es necesario diseñar un modelo del sistema en cuestión o de algunas de sus partes. Cabe destacar que un modelo sólo es un ejemplo y puede que no se ajuste totalmente a la realidad (West y Harrison, 1997).

Sin embargo, cuando se crea un modelo partiendo de un buen conocimiento del sistema a analizar y una base teórica sólida, se puede conseguir un modelo eficaz a la hora de tomar decisiones. La figura 4.4 muestra el modo en que se puede elaborar un modelo basado en la búsqueda de la verdad.



Figura 4.4: Modelo para representar la verdad y proporcionar información para la toma de decisiones (Vesely et al., 1981)

Se trata de una descripción genérica de un sistema, pero también ilustra aspectos importantes, por ejemplo, de un sistema de agua potable que puede ser empleado al describir el origen del riesgo. Un sistema de agua potable incluye la fuente de agua bruta, la potabilizadora y la red de distribución. Estos subsistemas actúan conjuntamente utilizando distintos tipos de datos y dispositivos para obtener los objetivos deseados. En un sistema de agua potable,

el objetivo principal es el abastecimiento fiable de agua potable. A fin de lograr este resultado, hace falta tener un agua bruta de calidad suficiente, energía para el funcionamiento de las bombas y productos químicos para la planta de tratamiento. De no disponer de los medios indispensables, puede resultar imposible ofrecer el agua potable a los consumidores. La introducción contaminante puede provocar problemas en el sistema. Así, por ejemplo, los agentes patógenos microbianos en el agua bruta pueden provocar por sí solos una producción de agua de calidad inaceptable.

Es posible que los fallos se produzcan en el sistema debido, por ejemplo, a fallos de los dispositivos técnicos, o también a causas de amenazas externas, tales la inundación. Los factores como el estado técnico del sistema y los problemas existentes son las condiciones límite que definen el sistema y afectan al riesgo.

Para las zonas urbanas y rurales, sería ideal disponer de métodos de análisis y gestión integrados de los riesgos de los sistemas de agua potable que tengan en cuenta una mayor integración de todo el sistema. La aplicabilidad de los resultados de las herramientas utilizadas dependerá en gran medida de aspectos como la disponibilidad de información, datos, conocimiento del sistema por parte de los implicados y recursos económicos y humanos, entre otros.

Necesidades de datos

En los análisis de riesgo, debemos trabajar con los mejores datos posibles si queremos lograr resultados aceptables. Si se ingresan datos aproximados o poco confiables en el cálculo en caso de una interrupción del servicio, obtendrá peores resultados que los datos ingresados. Por eso es tan importante comprobar el origen de los datos que estamos viendo y el propio cálculo. En el análisis de riesgos, cuyos resultados informan el desarrollo de políticas de reducción de riesgos, es necesario controlar las fuentes de datos para comprender sus limitaciones y posibilidades de manipulación.

Los distintos tipos de datos necesarios pueden considerarse en tres categorías:

- Datos genéricos: Datos procedentes de fuentes de datos externas (no de la empresa de suministro de agua objeto de la investigación). Los datos podrían referirse, por ejemplo, a la eficacia de los distintos tipos de tratamiento del agua o al efecto que los distintos tipos de contaminantes tienen en los seres humanos (véanse los resultados de la relación dosis-respuesta).
- Datos del sistema: Datos que describen todo el sistema de suministro de agua (desde la fuente hasta el grifo) en cuestión, por ejemplo, las fuentes de agua bruta, la disposición de la planta, los métodos de tratamiento del agua utilizados, número de consumidores y condiciones locales relevantes para ajustar los datos genéricos de fallos.
- Datos de eventos: Datos monitorizados de sucesos peligrosos o fallos del sistema ocurridos en el pasado. En la tabla 4.2 se resumen algunas necesidades de datos para el análisis de riesgos, siguiendo esta categorización.

Tabla 4.2: Fuentes de datos para diferentes métodos de AR

Tipo de datos	aplicación	Fuente de datos
Datos genéricos		
Datos sobre los efectos en la salud de varias dosis de varios contaminantes en humanos; dosis-respuesta (QMRA). Eficacia del tratamiento sistemas de varios tipos de contaminación. Pesos que utilizarán en los cálculos de DALY	-Eficiencia de sistemas de tratamiento (es decir, nivel de contaminación en la fuente es inaceptable). -Cálculos de riesgo en términos de DALY.	-Web de microrriesgos (www.microrisk.com) -Web de la OMS. -Las bases de datos disponibles en los sitios web de la USEPA proporcionan información adicional (por ejemplo para la evaluación del riesgo sanitario) en comparación con la OMS o Microrisk website.
Datos del sistema		
-Datos geográficos. -Disposición del área de captación. -Posibles peligros en el agua bruto y sistema de distribución. -GIS datos sobre peligros. -Sistemas de tratamiento de datos ambientales. -Red de distribución de agua. -Número y tipos de consumidores conectado al servicio del agua. -Volumen de agua consumido por consumidor (por día).	-La descripción del sistema se utiliza en todo el análisis de riesgo por ejemplo, -Riesgos -Eventos peligrosos -Sistema de tratamiento de fiabilidad -Exposición y consecuencias para la calidad del agua y la salud humana.	-Mapas. -Suministro de agua/planta. -Diseño técnico. -Plan de distribución. -Base de datos. -Mantenimiento. -Municipio, suministro de agua (mapas GIS, redes de distribución de agua, etc). -Conocimiento local. -Inspección in situ.
Datos de eventos		
-Datos de falla para varios subsistemas, (sistemas de tratamiento/barreras). -Datos de funcionamiento erróneo por errores humanos. -Eventos que han resultado en agua contaminada. -Preventivo y correctivo datos de mantenimiento.	-Fiabilidad y tasa de desgaste de los equipos y sistemas. -Tipo y frecuencia de eventos peligrosos.	-Fallo en la base de datos de la planta. -Sistema de mantenimiento. -Fallo de datos genéricos. -Información de distribución (por ejemplo sobre los fallos). -Sistema de informes de eventos peligrosos/ no deseados. -Conocimiento local (por ejemplo mantenimiento personal).

Fuentes de datos

Tipos de fuentes de datos: Existen diferentes fuentes que pueden utilizarse para obtener datos. Éstas pueden agruparse en diferentes categorías:

1. Fuentes de datos externas
2. Fuentes de datos internas
3. Evaluación de expertos
4. Datos de prueba
5. Literatura y publicaciones

Las fuentes de datos externas pueden utilizarse para la fiabilidad de los componentes y sistemas técnicos y para obtener el efecto que los diferentes tipos de contaminantes tienen sobre los seres humanos. En el caso de la fiabilidad de los componentes, este tipo de fuente de datos podría aportar datos valiosos porque el tiempo de funcionamiento en el que se registran los fallos suele ser amplio. El efecto que los diferentes contaminantes tienen sobre los seres humanos es, en la mayoría de los casos, independiente de las condiciones locales, pero la estructura y la sensibilidad de la población suministrada pueden ser específicas del lugar (por ejemplo, un hospital o un sanatorio para bebés conectado a la red). Es importante considerar la relevancia de los datos para el sistema específico en cuestión antes de utilizar fuentes de datos externas. Sistemas similares o barreras pueden tener condiciones externas y un mantenimiento diferente que pueden afectar a la fiabilidad (y eficacia) de las barreras. Las fuentes de datos internas pueden ser los datos monitorizados en un sistema CMMS (Computerized de mantenimiento) o un sistema SCADA (Supervisory Control And Data (Supervisory Control And Data Acquisition), que pueden ser fuentes importantes de datos de fiabilidad.

4.3.1. Oportunidades de los AR para mejorar la eficiencia en el tratamiento de agua

Los métodos de análisis de riesgos permiten identificar las debilidades de los elementos de un sistema ante una posible amenaza, con un doble objetivo: implantar las medidas de mitigación elementales para solventar aquellas debilidades, y plantear las medidas de emergencia para permitir la respuesta adecuada ante una posible amenaza. Dado que los sistemas de agua potable son extensos y están formados por muchos componentes diferentes, una amplia gama de sucesos puede afectarlos y causar daños. Por lo tanto, como se indica en las directrices australianas sobre el agua potable, la gestión eficaz de los sistemas de agua potable requiere que se tenga en cuenta toda la cadena de suministro (NHMRC/NRMMC, 2004).

Esto significa que deben tenerse en cuenta todas las partes, desde la fuente hasta el grifo, o incluso de forma más exhaustiva, desde la captación hasta el consumidor. Este enfoque integrado también es destacado, por ejemplo, por la OMS (2004) como parte del enfoque WSP, la IWA,(IWA, 2004) en la Carta de Bonn y el CDW/CCME (2004) en su orientación sobre el enfoque de barreras múltiples.

Aunque un sistema de agua potable pueda parecer que tiene una estructura sencilla, a menudo es complejo. Un sistema puede describirse como una cadena de suministro compuesta por una fuente de agua bruta, una planta de tratamiento y un sistema de distribución, pero existe una interacción entre estos subsistemas que debe tenerse en cuenta.

Esto significa, por ejemplo, que los acontecimientos en la fuente de agua pueden afectar al tratamiento y la distribución. Un sistema de agua potable también tiene una redundancia inherente, lo que significa que puede compensar los fallos. El fallo de una bomba en el sistema de distribución, por ejemplo, puede no afectar al suministro a los consumidores, ya que hay bombas de reserva. Una calidad inaceptable del agua bruta también puede ser compensada por la planta de

tratamiento, y una interrupción del suministro de agua bruta no afecta automáticamente a los consumidores, ya que el agua almacenada en la planta de tratamiento y en el sistema de distribución puede ser utilizada. Por lo tanto, un sistema de agua potable no puede describirse como un sistema en serie tradicional en el que el fallo de una parte conduce automáticamente al fallo de todo el sistema.

Sobre la base de la descripción anterior, puede concluirse que la gestión global de los riesgos, así como los análisis de riesgos, deben tener en cuenta todo el sistema para ser eficaces. El análisis de riesgos integrado facilita la minimización de la suboptimización de las opciones de reducción de riesgos y, en consecuencia, un uso más eficiente de los recursos disponibles. La suboptimización puede surgir si, por ejemplo, sólo se analiza y considera el sistema de tratamiento al seleccionar las opciones de reducción de riesgos. Podría ser más eficiente aplicar opciones de reducción de riesgos para proteger la fuente de agua o gastar dinero en el mantenimiento y la mejora de la red de distribución. Aunque los análisis de riesgos integrados son importantes, hay que tener en cuenta que los análisis de partes específicas del sistema, así como de sucesos peligrosos concretos, también son importantes y no pueden ser sustituidos por un análisis integrado. Los distintos tipos de análisis deben complementarse entre sí para facilitar una gestión eficaz de los riesgos.

Con la aplicación de métodos avanzados de análisis de riesgos en los sistemas de agua, la identificación de los peligros y oportunidades ha pasado a transformarse en el eje central de la estrategia de los gestores que ahora toman un enfoque de tipo preventivo. Así, se busca que todas las acciones se anticipen a la detección de esas situaciones tanto internas como externas, sin que estas logren interferir en el logro de las metas planteadas. La aplicación de los métodos de análisis de riesgos nos muestra los progresos realizados en el acceso a fuentes de agua mejoradas en las zonas urbanas con efectos beneficiosos.

4.3.2. Limitaciones de AR sistemas rurales de agua potable

El objetivo del análisis de riesgo de los sistemas de agua potable en las zonas rurales es crear sistemas sostenibles y seguros frente a las amenazas. Para lograrlo, se parte de una comprensión de las características a nivel organizacional, gerencial y operativo (características funcionales de la gestión) y características de los componentes físicos (características estructurales); y los relacionados con amenazas e impactos potenciales en la región. Armados con esta información, continuaremos identificando las vulnerabilidades del sistema e implementando medidas de mitigación. Las características administrativas/funcionales pueden definir diferentes niveles organizacionales y administrativos, sus jerarquías, orden existente y responsabilidad por el buen funcionamiento del sistema. Ayuda a identificar estrategias para desarrollar medidas de mitigación e identificar los recursos disponibles que se pueden utilizar para implementar dichas medidas. Esta comprensión de la organización institucional, la gestión y la capacidad operativa local crea brechas de gobernanza/funcionales que son esenciales para abordar a fin de garantizar la sostenibilidad de los sistemas de agua potable rurales.

Sin embargo, en otras zonas rurales el progreso de la aplicación de métodos de análisis de riesgos no ha sido tan positivo como cabría esperar. Los métodos de análisis de riesgos se implementan fácilmente en los sistemas de suministro de agua urbanos, pero rara vez se aplican en el agua rural (Howard et al. 2005). De hecho, las comunidades rurales de todo el mundo siguen siendo un objetivo en riesgo debido a su vulnerabilidad a los peligros del agua potable (Hunter et al., 2010). La aplicación de los métodos de análisis de riesgos en las zonas rurales se enfrenta a factores que influyen en su aplicación. En los países desfavorecidos, los habitantes de las zonas rurales utilizan una gran variedad de fuentes de agua. En general, utilizan: agua de lluvia recogida en los tejados de las casas y almacenada en diversos recipientes (barriles de hierro o plástico, bidones de plástico, ollas de aluminio, etc.); agua de manantiales, ríos, agua subterránea obtenida de pozos (un simple agujero excavado en el suelo) y pozos tradicionales, que pueden estar equipados o no con barriles colectores de chapa. Estos pozos suelen estar instalados cerca de las casas. Muchos de ellos están abiertos o equipados con una cubierta improvisada. El agua se extrae del pozo

con un cubo o una lata abierta con una cuerda. En este tipo de sistema de abastecimiento de agua, la aplicación de los diversos métodos de análisis de riesgos mencionados es muy difícil por la falta de información para poder llevar a cabo los dichos métodos de análisis de riesgo. En otras zonas rurales, la infraestructura y los sistemas de suministro de agua son los más vulnerables a los fallos y a la contaminación (OMS 2008).

Los operadores de los sistemas de distribución no suelen tener formación o no están suficientemente formados y, a veces, no son remunerados. Puede que sólo trabajen a tiempo parcial y que tengan otras responsabilidades dentro de la comunidad o a nivel privado. La aplicación de los métodos de análisis de riesgos suele requerir cierta experiencia y habilidades como operador. Para algunos de estos métodos de análisis de riesgos, los conocimientos y la experiencia sobre el terreno son esenciales. Estos métodos son llevados a cabo por expertos en estrecha colaboración con el personal de la empresa de agua. La formación es un factor clave en la aplicación y puesta en práctica de estos métodos de disuasión de riesgos. En las zonas urbanas, la protección del agua y el saneamiento es más importante que en las zonas rurales. Esta diferencia se ha registrado en la mayoría de los países del continente (Sogbanmu et al., 2020).

4.4. Conclusión parcial

Los métodos de análisis de riesgo asociados a los sistemas de agua ofrecen una seguridad del agua y el saneamiento en zonas urbanas que, en las zonas rurales, lo que justifica sus limitaciones y oportunidades.

Estos métodos se implementan fácilmente en los sistemas de suministro de agua urbanos, pero rara vez se aplican en zonas rurales. De hecho, las comunidades rurales de todo el mundo siguen siendo un objetivo en riesgo debido a su vulnerabilidad a los peligros del agua potable. La aplicación de los métodos de análisis de riesgo en las zonas rurales se enfrenta a factores que influyen en su

aplicación. Hay que destacar que el resultado del análisis de riesgos nunca es la toma de decisiones, sino que proporciona información importante para que el responsable de la toma de decisiones la utilice. Además, para lograr un análisis y gestión eficaz de los riesgos, una empresa de suministro de agua no sólo necesita métodos de análisis de riesgo y de decisión, sino también una estructura organizativa y un compromiso. Por lo tanto, se necesitan métodos complementarios para la mejora de los sistemas avanzados de abastecimiento de agua potable. Las metodologías de análisis de riesgo están en su camino para ganar la necesaria y amplia aceptación técnica, comunitaria y política en el sector del tratamiento del agua. Algunas lagunas (sobre todo en las zonas rurales) y oportunidades (sobre todo en la aplicación de la gobernanza) se han incluido en el debate. La sostenibilidad medioambiental de los programas de suministro de agua en zonas rurales no ha recibido hasta ahora suficiente atención, incluyendo métodos adecuados de análisis de riesgo en zonas rurales. Como observación, una política responsable en el sector del suministro de agua requiere un enfoque más exhaustivo de los estudios de referencia, seguimiento, evaluación y gestión de los conocimientos en general de lo que se ha hecho hasta ahora. Se necesitan enfoques más integrados desde el punto de vista medioambiental para el suministro de agua y el saneamiento.

Capítulo 5

Planteamiento de la investigación

5.1. Planteamiento del problema

La salud de las poblaciones no sólo depende de la cantidad de agua suministrada, sino sobre todo de su calidad. El crecimiento de la población, la pobreza y la rápida urbanización, tanto en los países desarrollados como en los que están en vías de desarrollo, son factores que han contribuido al problema del suministro de agua. La mayoría de las enfermedades transmitidas por el agua en el mundo son un problema que se ha intensificado considerablemente en las últimas décadas (Koopmans et al., 2002).

Se han desarrollado nuevos métodos y técnicas más sofisticados, que ofrecen soluciones importantes para la gestión controlable de los riesgos y sucesos peligrosos (incluida la contaminación biológica o química de las cuencas, los fallos en los procesos de tratamiento y los fallos en los sistemas de distribución de agua, como las fugas o la contaminación del agua) en la producción de agua potable. Hoy en día las metodologías de análisis de riesgo están en camino de ganarse su completa y general aceptación desde el punto de vista técnico y poético. En este camino se han identificado algunas carencias particularmente relativas a datos en áreas rurales y países en vía de desarrollo) así como oportunidades de mejora en sistemas maduros (ayuda a la toma de decisiones en instalaciones complejas ...)

A pesar de los avanzados métodos de AR, la cuestión de la seguridad del agua sigue siendo un problema crítico tanto en los países desarrollados como en los que están en vías de desarrollo. Tiene un impacto directo en la salud y el bienestar de la sociedad, y la prevención eficaz de los posibles riesgos que podrían perjudicarla constituyen una prioridad mundial.

5.2. Justificación

El factor de crecimiento de la población, de la pobreza y la urbanización rápida, de los países desarrollados, así como los que están en vías de desarrollo, han favorecido las problemáticas de abastecimiento de agua. La demanda cada vez mayor con respecto a las aguas disponibles, relacionada con el aumento de la población mundial, y la expansión simultánea de la industria han llevado a la utilización de las aguas residuales domésticas. Se estima que, como consecuencia de las malas condiciones de saneamiento y la escasez de agua potable ocasionadas por los recientes cambios globales, 3.500 millones de personas contraen enfermedades de origen hídrico y 3,3 millones mueren cada año por enfermedades entéricas. La principal razón es el alto coste de la implantación de procesos de tratamiento y el mantenimiento de infraestructuras de abastecimiento adecuadas, de las que sólo se beneficia el 6% de la población mundial (Niemczynowicz, 1997).

Teniendo en cuenta que el agua contiene una gran cantidad de microbiología variable, en lo que se refiere a la microbiología que resiste a los tratamientos convencionales del agua potable (pretratamiento, oxidación, decantación, filtración y cloración), con un riesgo generalmente independiente de los valores de concentración que presentan los desinfectantes químicos, los cuales han registrado los mayores brotes graves de enfermedades de origen hídrico en los últimos treinta años. Se trata de la familia de los "patógenos emergentes", que agrupa a los protozoos enquistados, de los cuales el más agresivo para la salud humana es el *Cryptosporidium*. También está demostrado que las plantas de potabilización de agua no son capaces de eliminar todos los tipos de microorganismos patógenos. El tratamiento posterior es a menudo insignificante por lo que a menudo se limita a la desinfección, lo cual acentúa de forma considerable el riesgo. Por tanto, si los procesos físicos de las plantas de tratamiento de agua potable no son lo suficientemente eficaces para eliminar los ooquistes, el proceso de desinfección final del agua tratada, que tiene como finalidad la eliminación de otros microorganismos, no resulta adecuado para los

ooquistes de *Cryptosporidium*. En los países en vías de desarrollo como en los desarrollados, la calidad del agua se ve perjudicada por el alto coste de implantación y mantenimiento de los métodos de tratamiento del agua, que han demostrado ser un tratamiento muy eficaz para eliminar los microorganismos resistentes. Por ejemplo, el ozono, muy poco utilizado todavía en muchos países como España, tiene una eficacia cuatrocientas veces superior a la del cloro. Los rayos UV resultan también más eficaces que la cloración. Las membranas de última generación son muy eficaces, especialmente cuando el diámetro de los poros es de una o dos micras. En las zonas urbanas, la seguridad del agua y el suministro de agua es más significativa en comparación con las zonas rurales. De hecho, las comunidades rurales del mundo son muy vulnerables a los riesgos relacionados con el agua potable (Hunter, MacDonald y Carter 2010). La potabilidad microbiológica del agua para consumo humano debe enfocarse desde la prevención de la contaminación por microorganismos de cualquier tipo y, en particular, por microorganismos patógenos (Marín, R., 2003).

Por ello, un fallo general del sistema de protección de la calidad del suministro de agua potable puede provocar la contaminación de los depósitos de agua de consumo, porque la calidad microbiológica del agua puede variar con gran rapidez y en gran proporción en función de las condiciones de almacenamiento, el tiempo de permanencia del agua en el depósito, la exposición a la luz solar y la variabilidad del rango de temperatura anual del agua durante su almacenamiento. Por lo tanto, este trabajo no sólo ayudará a analizar los riesgos, pero también permitirá de identificar los diferentes factores que favorecen el riesgo en las zonas rurales, permitiendo de esta manera reflexionar sobre los desafíos actuales y futuros.

5.3. Objetivos

Objetivo General

El objetivo general de este trabajo es contribuir a mejorar los sistemas de abastecimiento de agua potable mediante distintas aportaciones en el campo de la gobernanza de riesgos.

Establecido el objetivo general se ha profundizado en dos aportaciones de naturaleza distinta.

- La primera relacionada con la " carencias" que influyen la aplicación de métodos de análisis de riesgo en zonas rurales como por ejemplo la falta de datos, de formación, una estructura organizativa y un compromiso para la toma de decisiones en materia de riesgos La segunda basada sobre la "oportunidad" de mejorar los sistemas de agua avanzado mediante el modelo desarrollado. El enfoque permitiría de tener en cuenta no sólo las condiciones normales sino también las anormales del proceso en la planta de tratamiento de aguas, así como evaluar el impacto real de los controles de seguridad.
- Se espera en última instancia que este trabajo de investigación constituya, a través de su diagnóstico y aportaciones, un paso más en el "camino" del análisis de riesgos hacia su plena aceptación y utilización en el sector de los sistemas de agua.

Objetivos Particulares

1. Revisión del estado del arte relativo a los métodos análisis de riesgo avanzado aplicado en sistemas de tratamiento de agua.

2. Demostrar la importancia y viabilidad de tener buenos datos como paso previo a mejorar la seguridad del consumo humano en las zonas rurales y los países en desarrollo es posible.
3. Posibilidad de mejorar los sistemas de tratamiento de agua potable a través la integración del AR propuesto para el prototipo en la toma de decisiones.

Como caso práctico del objetivo 2, se ha recabado información de la afección del *Cryptosporidium* y su relación con los brotes epidemiológicos, sobre el entorno social particularmente en África.

Como caso práctico del objetivo 3 se ha optado por la estación potabilizadora de La Presa (ETAP), ubicada en Manises (Valencia), en la cuenca mediterránea española, que capta aguas superficiales, principalmente del río Turia, la cual es sometida a tratamiento. Además, cuenta con captaciones en el río Júcar (a través del canal Júcar-Turia) a la vez que con un campo interno de pozos. Representa la principal ETAP del sistema de abastecimiento de Valencia y su área metropolitana.

Por último, se indicarán las líneas futuras para la implementación del análisis de riesgo. Esto se hará con el objetivo de mejorar la toma de decisiones en ETAP e incrementar la calidad del agua destinada al consumo humano, tanto en países en vías de desarrollo como en países desarrollados.

Capítulo 6

Transmisión del *Cryptosporidium* en el agua

En este capítulo se aborda de forma detallada la problemática de *Cryptosporidium* transmitidos por el agua en África en el cual está publicados en una revista de reconocido prestigio Indexada en el JRC y ubicada en el primer decil (Q2). Este capítulo ofrece principalmente el impacto de este microorganismo patógeno emergente transmitidos por el agua, también identifica los diversos factores de riesgo que favorecen su transmisión y una serie de acciones previstas y necesarias para hacer frente al desafío del *Cryptosporidium*. El objetivo es de insistir en la necesidad de mantener y reforzar la vigilancia en tiempo real y las respuestas epidemiológicas rápidas a los brotes causado por este patógeno transmitidos por el agua en todos los países.

6. *Cryptosporidium*, transmisión por el agua: caso de África

6.1. Enfermedades transmitidas por el agua

La transmisión o propagación de enfermedades relacionadas con la contaminación del agua, tanto de origen natural como artificial, constituye uno de los principales problemas de la salud pública. Esta situación afecta prácticamente todos los países del planeta, donde los fallos en los sistemas de tratamiento de aguas residuales o potables han provocado un gran número de víctimas mortales a nivel mundial (Nagaraju et al., 2017). Entre las enfermedades transmitidas por el agua podemos citar: la disentería amebiana, la disentería bacilar, las enfermedades diarreicas, el cólera, la hepatitis A, la fiebre tifoidea y paratifoidea y la poliomielitis. (Ver Tabla 6.1)

Tabla 6.1: Principales enfermedades transmitidas por el agua (Estebanez et al, 2008)

Enfermedades	Causa y vía de transmisión	Extensión geográfica
Disentería amebiana	Los protozoos pasan por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminado, por contacto de una persona con otra	Todo el mundo
Disentería bacilar	Las bacterias pasan por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminado, por contacto de una persona con otra	Todo el mundo
Enfermedades diarreicas (inclusive la disentería amebiana y bacilar)	Diversas bacterias, virus y protozoos pasan por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminado, por contacto de una persona con otra	Todo el mundo
Cólera	Las bacterias pasan por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminado, por contacto de una persona con otra	Sudamérica, África y Asia
Hepatitis A	El virus pasa por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminado, por contacto de una persona con otra	Todo el mundo
Fiebre paratifoidea y tifoidea	Las bacterias pasan por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminado, por contacto de una persona con otra	80% en Asia, 20% en América Latina y África
poliomielitis	El virus pasa por la vía fecal-oral por medio del agua y alimentos contaminado, por contacto de una persona con otra	66% en la India, 34 % en el Cercano Oriente, Asia y África

Las dolencias que se contagian a través de un medio acuático son denominadas enfermedades de transmisión hídrica. Los agentes que las producen pueden tener un origen quizá proporcionalmente mayor aquellos de fuente biológica frente a aquellos de origen humano (industriales, químicos y otros tipos de contaminación). Lo que sí tienen en común gran número de estas dolencias es el hecho de que se transmiten y contagian entre individuos en muchos casos por ingesta de agua contaminada con heces del ganado doméstico o las excreciones humanas. Puede suceder también mediante las filtraciones que se dan en los cultivos de subsistencia si estos han sido abonados con bosta de animales de los cuales se desconoce la infección o enfermedad. La vía más frecuente es por tanto fecal-oral sea a través del agua, las filtraciones de la irrigación o la ingesta de

alimentos. La tipología de dichos agentes se podría resumir en: bacterias, virus, protozoos y, en ocasiones, helmintos (lombrices), todos ellos muy diferentes en tamaño, estructura y composición.

6.2. Microorganismos patógenos del agua.

De todos los agentes que hemos mencionado anteriormente algunos son más específicos del medio acuático, y por ello vemos necesario precisar, cómo son los hongos, los parásitos (gusanos, larvas e insectos por igual), pequeños crustáceos, rotíferos o protozoos, y por último los más recurridos en el imaginario colectivo, los virus y las bacterias.

La incidencia, reproducción y supervivencia de dichos agentes depende en gran medida de parámetros como el nivel de acidez / pH, así como la temperatura ambiente y del agua, la cantidad de materia orgánica disponible para alimentar el patógeno y la disponibilidad de oxígeno suficiente en el medio. Todo microorganismo requiere de cierta cantidad de agua o humedad en el ambiente para sobrevivir y crecer.

Se ha observado en los estudios de campo como la variabilidad de dichos parámetros es amplísima y así difieren la dinámica metabólica de los mismos. Un intento de clasificación básica en base a una variable presente en todos ellos es el desarrollado por Tebutt, 1999 quien sugiere que hay un grupo que requiere una fuente externa de alimento (materia orgánica en descomposición normalmente) los llamados *heterótrofos* y los que pueden producir su propio alimento *autótrofos*.

- Los organismos autótrofos pueden sintetizar sus propias necesidades orgánicas a través de materiales inorgánicos y desarrollan su crecimiento independientemente de las sustancias orgánicas externas. En este sentido, recurren a dos métodos: la fotosíntesis y la quimiosíntesis.

- Existen tres tipos de organismos heterótrofos que dependen de una fuente externa de materia orgánica: los saprótrofos, los fagótrofos y los paratótrofos. Los saprótrofos se alimentan de materia orgánica soluble procedente del medio circundante o a través de la digestión extracelular de los componentes insolubles. Los fagótrofos, también llamados holozoos, usan partículas orgánicas sólidas. Los paratropos logran obtener materia orgánica de los tejidos sobre los que se asientan otros organismos, por lo que se denominan parásitos.

Dichos patógenos también difieren en otros parámetros clave como la necesidad de oxígeno : Los *aerobios* tienen la necesidad de cierta cantidad de O₂ mientras los segundos, los *anaerobios* como su nombre indica pueden sintetizar el oxígeno a partir de otras moléculas o bien no necesitarlo directamente en su metabolismo. Dichos patógenos no son necesariamente pertenecientes a compartimentos estancos. Son clasificaciones flexibles que dependen en gran medida del entorno en el que desplieguen sus efectos.

Así es observable como ciertos patógenos aerobios pueden entrar en fases de letargo e hibernación en ausencia de ciertas condiciones y pervivir durante largos espacios de tiempo sin consumo de oxígeno y viceversa con ciertos especímenes de los anaerobios, es fundamental por tanto analizar los microorganismos que intervienen en la contaminación de la fuente de agua a fondo y caso a caso. Respecto a la temperatura, se clasifican tres tipos de organismos: los microfilicos, que se mantienen a temperaturas cercanas a los 0°C; los mesofílicos, con temperaturas comprendidas entre los 15°C y los 40°C; y los termófilos, entre los 50°C y los 70°C. Los organismos pueden sobrevivir en condiciones de temperatura que van de 0°C a 70°C.

Los microorganismos son aquellos organismos muy pequeños para poder ser vistos a simple vista. Estos a su vez pueden clasificarse entre los que viven en un medio acuático, bastante abundantes, o en otros medios. Debido a sus

estructuras simples a nivel celular se ha tenido a bien clasificarlos como protistas, y estos, a su vez, en procariotas y eucariotas.

Los primeros se caracterizan por contener estructuras a nivel celular de carácter más simple y pequeñas (aprox. 20 μ m) mientras que los segundos, de estructura algo más elaborada pueden contener varios cromosomas (por tanto, su complejidad viene dada por su carga y diversidad genética). Disponen algunas especies de reproducción sexuada y asexuada y su ciclo de vida varía también en longitud y en complejidad. En esta tipología se incluyen también ciertos tipos de agentes fúngicos, algas y protozoos.

También hay un grupo de microorganismos, a saber, los virus, los cuales no son clasificables en ninguna de las dos clases mencionadas y, es por ello, que se los considera por separado. De este modo, se puede distinguir tres grupos de microorganismos con capacidad de ser transmitidos a través del agua, a saber, los virus, las bacterias y los protozoos. A través de la vía fecal-oral, se produce la transmisión y la contaminación directa o indirecta o, a veces, por los desechos de los animales.

Tabla 6.2: Agentes patógenos en los sistemas de abastecimiento de agua (OMS 2006)

Agente Patógeno	Importancia para la Salud	Persistencia en los sistemas de abastecimiento de agua ¹	Resistencia al cloro ²	Infectividad relativa ³
Bacterias				
Campylobacter jejuni, C.coli	Alta	Puede proliferar	Baja	Moderada
Escherichia coli patógena ^d	Alta	Moderada	Baja	Baja
E. coli enterohemorrágica	Alta	Moderada	Baja	Alta
Legionella spp.	Alta	Moderada	Baja	Moderada
Micobacterias no tuberculosas	Baja	Prolifera	Alta	Baja
Pseudomonas aeruginosa	Moderada	Prolifera	Baja	Baja
Salmonella typhi	Alta	Puede proliferar	Baja	Baja
Shigella spp.	Alta	Moderada	Baja	Moderada
Vibrio cholerae	Alta	Puede proliferar	Baja	Baja
Yersinia enterocolitica	Alta	Puede proliferar	Baja	Baja
Protozoos				
Acanthamoeba spp.	Alta	Larga	Alta	Alta
Cryptosporidium parvum	Alta	Larga	Alta	Alta
Cyclospora cayentanensis	Alta	Larga	Alta	Alta
Entamoeba histolytica	Alta	Moderada	Alta	Alta
Giardia lamblia	Alta	Moderada	Alta	Alta
Naegleria fowleri	Alta	Puede proliferar	Alta	Alta
Toxoplasma gondii	Alta	Larga	Alta	Alta
Virus				
Adenovirus	Alta	Larga	Moderada	Alta
Enterovirus	Alta	Larga	Moderada	Alta
Virus de la hepatitis A	Alta	Larga	Moderada	Alta
Virus de la hepatitis E	Alta	Larga	Moderada	Alta
Norovirus y sapovirus	Alta	Larga	Moderada	Alta
Rotavirus	Alta	Larga	Moderada	Alta
Helmintos				
Dracunculus medinensis	Alta	Moderada	Moderada	Alta
Schistosoma spp.	Alta	Corta	Moderada	Alta

Los patógenos que presentamos en la tabla 6.2 anterior pueden causar un gran número de dolencias, algunas variables en su gravedad como la gastroenteritis o la diarrea pero que pueden ser también síntomas de dolencias más serias tales como la fiebre tifoidea, la disentería o incluso la hepatitis (esta última también con diferentes grados de tratabilidad médica).

Contrario a la creencia popular estos patógenos están presentes en cualquier latitud puesto que cómo ya apuntábamos en el epígrafe anterior la transmisión fecal-oral sucede de muchas maneras aparte de la más corriente por contaminación de acuíferos. El posible contagio animal-humano, humano-humano o alimentos-humano no pueden ser descartadas o tomadas a la ligera. Se ha observado también la transmisión por medio del agua utilizada en la higiene diaria o bien para uso recreacional (piscinas, jardines, aires acondicionados) siendo en muchos de dichos casos la epidermis o las vías respiratorias una posible y alternativa vía de entrada a la vía oral directa por ingesta en el sistema digestivo.

Los casos de contagio por vía nasal requieren de una alta presencia y concentración del patógeno en el medio dónde se encuentre el paciente como pueden ser las duchas y algunos sistemas de climatización en los cuales el agente microbiano es transportado en forma de aerosol por la humedad presente en el ambiente. Aspersores y sistemas de riego pueden causar efectos adversos parecidos.

Los microorganismos, que provocan infecciones, no son los que únicamente afectan al agua potable al igual que a la salud humana. Con frecuencia, las cianobacterias producen toxinas que persisten en el agua incluso después de haberlas eliminado. Las enfermedades infecciosas provocadas por agentes patógenos como las bacterias, los virus, los protozoos y los helmintos constituyen en general la mayor amenaza para la salud (ver tabla 6.2).

Bacterias

Son organismos unicelulares que a menudo pueden vivir como autótrofos o heterótrofos y se alimentan de sustancias solubles. Su tamaño varía de 0,5 a 5 μm . Pueden presentarse también en formas muy diferentes lo que puede facilitar en cierta medida su taxonomía y posterior tipología. Algunos patógenos disponen de la habilidad de producir esporas tal como sucede con el *Clostridium Perfringens* el cual se sirve de dichas esporas para protegerse de variaciones ambientales en los niveles de radiación, humedad, calor/frío, presión o bien compuestos químicos. Dicho fenómeno de esporulación en los patógenos, especialmente bacterias, viene programado en su carga cromosómica y genética y se corresponde normalmente con una fase latente en la que el tiempo de vida de las células se alarga mediante variaciones en su metabolismo que le permiten volver a salir de dicho letargo cuando las condiciones vuelvan a ser óptimas.

Las bacterias como *Shigellae dysenteriae*, *Salmonella typhi*, *Salmonella spp*, *Escherichia coli* son las bacterias más comunes que se transmiten por el agua. *Shigellae dysenteriae*, que ocasiona la disentería (diarrea sanguinolenta), que es una enfermedad que se manifiesta con fiebres fuertes, síntomas tóxicos, calambres, e incluso convulsiones. Esta enfermedad es capaz de provocar grandes brotes, con una mortalidad muy elevada. *Salmonella typhi*, el bacilo que causa la fiebre tifoidea, enfermedad grave y que puede provocar una hemorragia o una perforación intestinal.

Si bien es cierto que el contagio de dolencias como la fiebre tifoidea se puede dar a través de la ingesta de comida o por contacto entre personas o animales, también hemos de considerar que el medio más común de contagio es a través de los recursos hídricos usados en la actividad humana. Se ha conseguido erradicar la fiebre tifoidea de muchas regiones del mundo por medio de la implementación de técnicas de filtrado y tratamiento de aguas.

En el caso de la *Salmonella spp.*, causante de la *salmonelosis*, nos enfrentamos a una dolencia más habitual que la anterior y generalmente más fácil de tratar y curar. Hay otros casos como el *Vibrio Cholerae* causante etiológico del cólera, tiene en el medio acuático su ambiente de transmisión casi único. No obstante, puede suceder que animales criados en medio acuático como el marisco o el pescado lo transmitan a humanos u otros animales. Lo mismo puede suceder como apuntábamos anteriormente por el consumo de hortalizas, vegetales o frutas crudas.

En los países desarrollados, esa enfermedad está prácticamente erradicada gracias a la potabilización eficaz del agua. Las cepas de *E. coli* que colonizan el intestino son generalmente de tipo comensal, aunque en esta clase se encuentran bacterias patógenas que causan diversas enfermedades gastrointestinales. Las *E. coli* patógenas incluyen: *E. coli enteropatógena*, *E. coli enterotoxigénica*, *E. coli enteroinvasiva*, *E. coli enterohemorrágica*, *E. coli enteroadherente*, *E. coli enteroagregante*.

Tabla 6.3: Principales bacterias transmitidas por el agua (OMS 2006)

Bacterias	Fuente	Periodo de incubación	Duración	Síntomas clínicos
Salmonella typhi	Heces, orina	7- 28 días (14)	5 - 7 días semanas - meses)	Fiebre, tos, nausea, dolor de cabeza, vómito, diarrea
Salmonella sp.	Heces	8- 48 horas	3 - 5 días	Diarrea acuosa con sangre
Shigellae sp.	Heces	1 - 7 días	4 - 7 días	Disentería (diarrea con sangre), fiebres altas, síntomas tóxicos, retortijones, pujos intensos e incluso convulsiones.
Vibrio cholerae	Heces	9 - 72 horas	3 - 4 días	Diarrea acuosa, vómito, deshidratación
V. cholerae No.-O1	Heces	1 - 5 días	3 - 4 días	Diarrea acuosa
Eschericia coli enterohemoragica O157:H7	Heces	3 - 9 días	1 - 9 días	Diarrea acuosa con sangre y moco, dolor abdominal agudo, vómitos, no hay fiebre
Eschericia coli enteroinvasiva	Heces	8 - 24 horas	1 - 2 semanas	Diarrea, fiebre, cefalea, mialgias, dolor abdominal, a veces las heces son mucosas y con sangre
Eschericia coli enterotoxigena	Heces	5 - 48 horas	3 - 19 días	Dolores abdominales, diarrea acuosa, fiebre con escalofríos, nausea, mialgia
Yersinia enterocolitica	Heces, orina	1 - 11 días (24 - 48 horas)	1 - 21 días (9)	Dolor abdominal, diarrea con moco, sangre, fiebre, vómito
Campylobacter jejuni	Heces	2 - 5 días (42 - 72 horas)	7- 10 días	Diarrea, dolores abdominales, fiebre y algunas veces heces fecales con sangre, dolor de cabeza
Plesiomonas shigelloides	Heces	20 - 24 horas	1 - 2 días	Fiebre, escalofríos, dolor abdominal, nausea, diarrea o vómito
Aeromonas sp.	Heces	Desconocido	1 - 7 días	Diarrea, dolor abdominal, náuseas, dolor de cabeza y colitis, las heces son acuosas y no son sanguinolentas

Virus

Por su parte, los virus están formados por macromoléculas de ácido nucleico (desoxirribonucleico (ADN) o ribonucleico (ARN)) rodeadas por una cubierta proteica protectora. sólo son consideradas formas vivas al infectar una célula y adquirir la capacidad de reproducirse, un atributo fundamental de los sistemas vivos. Varían en tamaño de 20nm a 300nm, y la microscopía electrónica es

necesaria para su visualización y estudio. Son capaces de atravesar los filtros que retienen las bacterias e infectar a los seres humanos, los animales, las plantas o incluso las bacterias (bacteriófagos) (Madigan & Pidcoke, 2003).

A diferencia de la flora bacteriana (muy presente en el cuerpo humano de forma natural y por tanto con mayor tolerabilidad a la presencia de bacterias aun siendo estas foráneas a nuestro organismo no necesariamente han de ser perniciosas) en el caso de los virus, estos no se encuentran de forma natural en el organismo humano. Cuando un paciente sufre una dolencia vírica son expulsados del cuerpo en grandes cantidades a través de excreciones como la orina o la materia fecal.

Por mencionar los más frecuentes que se manifiestan por dicha vía de transmisión debemos citar las variantes A y E de la Hepatitis, ciertos tipos de enterovirus y adenovirus (causantes de las gastroenteritis entre otras dolencias) y otros de tipología rotavírica. La detección y prevención de la prevalencia de microorganismos de origen vírico es esencial pues en las políticas de salud pública, como apuntábamos, dado que afectan potencialmente a un gran número de habitantes y las vías de transmisión son relativamente rápidas a través de incluso una pequeña contaminación del sistema de agua.

Tabla 6.4: Principales virus transmitidos por el agua (OMS 2006)

Virus	Fuente	Periodo de incubación	Duración	Síntomas clínicos
Enterovirus (Poliovirus 1, 2, 3, Coxsackie A y B, Echovirus)	Heces	3 - 14 días (5 - 10)	Variable	Gastrointestinales (vómitos, diarrea, dolor abdominal y hepatitis), encefalitis, enfermedades respiratorias, meningitis, hiperangina, conjuntivitis
Astrovirus	Heces	1 - 4 días	2 - 3 días	Nausea, vómito, diarrea, dolor abdominal, fiebre
Virus de la Hepatitis A (VHA)	Heces	15 - 50 días (25 - 30)	1 - 2 semanas hasta meses	Cansancio, debilidad muscular, síntomas gastrointestinales como pérdida de apetito, diarrea y vomito o síntomas parecidos a la gripe como dolor de cabeza, escalofríos y fiebre, sin embargo, los síntomas más llamativos de esta enfermedad son la ictericia, es decir, el cambio que se produce en el color de los ojos y la piel hacia un tono amarillo (a veces intenso), las heces pálidas y la coloración intensa de la orina. A diferencia de los adultos, en niños se presentan signos más atípicos y síntomas gastrointestinales como náuseas, vómitos, dolores abdominales y diarrea.
Virus de la Hepatitis E (VHE)	Heces	15 - 65 días (35 - 40)	Similar a lo descrito para VHA	Similar a lo descrito para VHA
Rotavirus (Grupo A)	Heces	1 - 3 días	5 - 7 días	Gastroenteritis con náuseas y vómitos
Rotavirus (Grupo B)	Heces	2 - 3 días	3 - 7 días	Gastroenteritis
Calicivirus	Heces	1 - 3 días	1 - 3 días	Gastroenteritis
Virus Norwalk-like	Heces	1 - 2 días	1 - 4 días	Diarrea, nausea, vómito, dolor de cabeza, dolor abdominal

Protozoos

Son microorganismos unicelulares la mayoría son libres y pueden ser encontradas de forma natural en el agua; si bien, hay varias especies que son parásitas y viven en sus huéspedes. Es posible encontrarlos en forma de quistes o de huevos en condiciones extremas. Los huevos de *Cryptosporidium* y los quistes de *Giardia* por lo general se encuentran en el agua contaminada con heces. Ambos protozoos presentan una gran persistencia en el medio ambiente

y son muy resistentes a los tratamientos de desinfección convencionales (Venczel et al., 1997).

Giardia lamblia y *Cryptosporidium* están entre los protozoos más importantes del agua. *Giardia lamblia*, el agente de la giardiasis, una forma de gastroenteritis aguda es un protozoario flagelado que se transmite a los humanos sobre todo por el agua contaminada. Las células del protozoo, los *trofozoitos*, producen una forma de reposo llamada "quiste", que es la principal forma transportada por el agua. *Cryptosporidium*, el agente de la criptosporidiosis caracterizada por una diarrea grave y autolimitada en individuos normales. (Tabla 6.5).

Tabla 6.5: Principales parásitos transmitidos por el agua (OMS 2006)

Parásito	Fuente	Período de incubación	Duración	Síntomas clínicos
Giardia lamblia	Heces	5 - 25 días	Meses - años	Puede ser asintomática (hasta un 50%) o provocar una diarrea leve. También puede ser responsable de diarreas crónicas con mala absorción y distensión abdominal
Cryptosporidium parvum	Heces	1 - 2 semanas	4 - 21 días	Provoca diarrea acuosa, con dolor abdominal y pérdida de peso. Es un cuadro grave en un huésped comprometido y una infección oportunista en otros pacientes
Entamoeba histolytica /Amebiasis	Heces	2 - 4 semanas	Semanas - meses	Dolor abdominal, estreñimiento, diarrea con moco y sangre
Cyclospora var. cayetanensis	Heces (oocistes)	3 - 7 días	Semanas - meses	Diarrea acuosa con frecuentes deposiciones, náuseas, anorexia, dolor abdominal, fatiga, pérdida de peso, dolores musculares, meteorismo, y escasa fiebre
Balantidium coli	Heces	Desconocido	Desconocido	Dolor abdominal, diarrea con moco y sangre, pujo y tenesmo
Dracunculus medinensis	Larva	8 - 14 meses	Meses	El parásito eventualmente emerge (del pie en el 90% de los casos), causando edema intenso y doloroso al igual que úlcera. La perforación de la piel se ve acompañada de fiebre, náuseas y vómitos

Es común que gran parte de estos patógenos presentes en el agua cumplan gran o toda parte de su ciclo de vida en el medio acuático, así como otra parte de su vida como parásitos dentro del cuerpo humano o animal. Contrario de nuevo a la creencia popular estos microorganismos pueden perseverar tanto en aguas contaminadas como en otras aparentemente limpias. Así, ciertos parásitos, generalmente en forma larvática o en pleno desarrollo como nemátodos (gusanos) y se sirven de transmisores intermedios como ciertos invertebrados que los ingieren y son ingeridos por otros animales o bien se da un contacto

tópico significativo, como puede ser el caso de ciertos caracoles o insectos. Entre las dolencias más comunes se encuentran la *ascariasis*, la *paragonimiasis*, *dracunculosis*, *esquistosomiasis* o *clonorquiasis* por mencionar las más habituales.

Los microorganismos patógenos transmitidos vía agua de consumo son aquellos que pasan gran parte de su ciclo vital en el agua y otro tanto como parásitos entre los animales. Dichos microorganismos son capaces de reproducirse con facilidad en aguas contaminadas como no contaminadas. Como parásitos, por lo general se presentan en forma de gusanos y usan vectores animales intermedios (como los caracoles) con el fin de crecer, y después infectar a los seres humanos de forma directa, penetrando mediante la piel o por ingestión. Entre las enfermedades transmitidas a través del agua se encuentran la *ascariasis*, la *dracunculiasis*, la *paragonimiasis*, la *clonorquiasis* y la *esquistosomiasis*.

En el continente africano la *ascariasis* y la *paragonimiasis* tienen mayor relevancia. Obviamente no todos los patógenos que pueden transmitirse a humanos por medio hídrico van a ser vistos con la misma perspectiva por las respectivas autoridades de salud pública en función de innumerables factores: poblacionales, de nivel de vida, de acceso a medicamentos y un largo etc.

Algunos de los mismos, sin embargo, sí presentan un serio peligro para la salud siempre que están presentes en una fuente de agua para uso humano y por tanto se les debe dar mucha mayor prioridad a su detección, contención o erradicación depuración del sistema de agua si se considera pertinente.

Entre los agentes de mayor interés se encuentran las cepas de *Escherichia coli*, *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio cholerae*, *Yersinia enterocolitica* y *Campylobacter jejuni*, los virus mencionados en la tabla, pero también los parásitos *Giardia*, *Entamoeba histolytica* y *Dranculus*. En este trabajo de investigación se ha centrado el interés en el *Cryptosporidium*.

6.3. *Cryptosporidium* spp

Se trata de un grupo de protozoos intracelulares con capacidad de infectar las células epiteliales que componen el tracto gastrointestinal del conjunto de los vertebrados (Fayer et al., 2008).

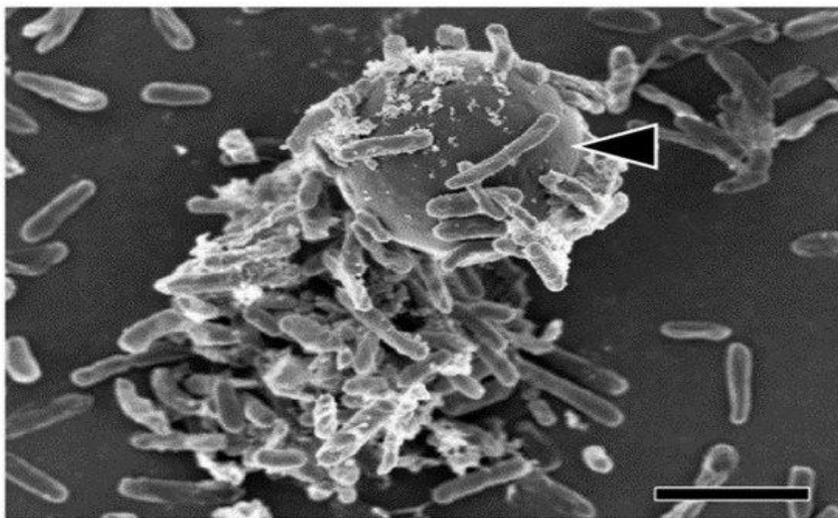


Figura 6.1: Micrografía electrónica de barrido que muestra un ooquiste de *Cryptosporidium*

En 1907 se identificó por primera vez la existencia de este parásito, cuando Ernest Edward Tyzzer lo describió en las glándulas gástricas de los ratones (XIAO, 2004). Sin embargo, en 1910, Tyzzer hizo una mejor descripción del parásito y le puso el nombre de *Cryptosporidium* al nuevo género y el de *muris* a la especie. Es por tanto en el año 1912 cuando dicho científico tipologiza una nueva especie, *Cryptosporidium parvum*, la cual, a diferencia de la variante *C. Muris* por afectar el intestino delgado de roedores y estar compuesto por organismos parasitarios mucho menores en tamaño a otras especies descritas (Xiao y col. 2004). Por más de seis décadas no hubo ningún avance respecto a dicha especie descubierta a

inicios del siglo XX. Fue en 1976 cuando aparece recogida en dos investigaciones separadas. Fueron los primeros casos científicamente documentados de dicha dolencia en pacientes humanos.

En un caso se trató de un niño inmunocompetente y el segundo caso de un adulto inmunodeprimido y afectado por diarrea (Dillingham, 2002).

En el año 80 se pudo por fin categorizar *Cryptosporidium* como un agente común de ciertas epidemias o de casos esporádicos o localizados de diarrea en un gran número de mamíferos lo cual señala al potencial zoonótico de este microorganismo. Con la aparición del SIDA, desde 1983 el parásito se convirtió en el agente responsable de diarreas crónicas y a frecuencia mortales en este grupo de población, volviéndose entonces uno de los protozoos oportunistas más corrientes. A partir de 1993, *Cryptosporidium* ha sido reconocida como la principal de las causas de la diarrea relacionada con el agua, por el gran número de brotes descritos desde entonces (Baldursson & Karanis, 2011).

6.3.1. Taxonomía y filogenia

El *Cryptosporidium* tradicionalmente incluida dentro del *Phylum Apicomplexa* pertenece a la familia *Cryptosporidae* puesto que se encuentran 4 esporozoitos desnudos en el citoplasma sin presencia de *esporoquistes*; pertenece también al suborden *Eimeriina* ya que se producen microgametos y macrogametos, ambos de forma independiente; a continuación habríamos de convenir que pertenece orden *Eucooccidida* dado que encontramos procesos celulares en los que se da la esquizogonia; a continuación pasaremos a la subclase *Coccidiasina* puesto que encontramos en su ciclo de vida *merogonia*, *gametogonia* y *esporogonia*; la clase sería *Sporozoasida* ya que nos encontramos con ciclos sexuales y asexuales con aparición de ooquistes (Ramirez y col. 2004).

No debemos confundir las similitudes lógicas en su ciclo de vida (presentes en todo el género de los coccidios con sus marcadas diferencias si atendemos a otros parámetros (véase la tabla 6.6).

Tabla 6.6: Diferencias entre *Cryptosporidium* y los coccidios intestinales (Barta y Thompson 2006)

Característica	<i>Cryptosporidium</i>	Otros coccidios
Ubicación dentro de la célula hospedadora	Intracelular, pero extracitoplasmática	Intracelular
Órgano de alimentación	Presente	Ausente
Tipos de ooquistes	Dos: de pared delgada y de pared gruesa	Uno: de pared gruesa
Tamaño de los Ooquistes	Pequeños: (5- 7,4 -5,6 μm)	Grandes: (9-38 \times 7 - 39 μm)
Esporoquistes, micropili y gránulos polares en el ooquiste	Ausente	Presente
Desarrollo extracelular	si	No
Apicoplasto	Ausente	Presente
Complejidad de las biosíntesis	Simple,utiliza las de su hospedador	Más compleja
Especificidad de hospedador	Baja	Alta

También varios de los estudios moleculares que se han llevado a cabo, a partir del análisis de la secuencia de ADN de los genes SSU rRNA y β -tubulina, muestran que *Cryptosporidium* tiene un parentesco muy cercano con el grupo Gregarine, con el que también comparte la presencia de estadios que se desarrollan y crecen fuera de la célula huésped (Hijawi et al., 2002).

Ciertamente estos descubrimientos recientes han hecho que la comunidad científica en su conjunto se replantee la taxonomía de este grupo con respecto a los demás coccidios y colocarlo en un lugar más cercano a las gregarinas (Barta y Thompson 2006). Si atendemos a la última actualización de la taxonomía eucariota llevada a cabo por Adl y col. (Adl y col. 2012), veremos al

Cryptosporidium en un lugar propio separado de otros coccidios y se localiza en el supergrupo SAR (Stramenopiles, Alveolata, Rhizaria), dentro de los Alveolata, Apicomplexa y Conoidasida.

Tabla 6.7: Diferentes clases de *Cryptosporidium* (Sunnotel, et al.,2006)

ESPECIE	HOSPEDADOR	SITIO DE INFECCIÓN
C. parvum	Ratón común, Vacunos, Humanos, Cerdos, Ovejas, Cabras, Caballos	Intestino delgado
C. hominis	Humanos, Monos	Intestino delgado
C. muris	Humanos, Roedores	Estómago
C. meleagridis	Humanos, Pavos	Intestino delgado
C. baileyi	Gallinas, Pavos	Tráquea, bolsa de Fabricio, cloaca
C. serpentis	Serpientes, Lagartijas	Estómago
C. suis	Cerdos	Intestino delgado
C. wairi	Cobayos	Intestino delgado
C. felis	Gatos, Humanos	Intestino delgado
C. canis	Caninos, Humanos	Intestino delgado
C. andersoni	Vacunos	Estómago
C. bovis	Bovinos	Intestino delgado
C. ubiquitum (Genotipo cervino)	Ovejas y otros animales, Humanos	Intestino delgado
C. galli	Gallo	Estómago
C. cuniculus	Conejos	Intestino
C. genotipo de mono	Monos	Intestino

La clasificación de las diferentes clases de *Cryptosporidium* presentado en la tabla 6.7 se ha hecho según el análisis morfométrico, la caracterización genética, la especificidad del huésped y el lugar de la infección. De todas formas, a pesar de los avances en la caracterización molecular de este parásito, no existe un acuerdo

respecto a la taxonomía de las distintas especies. hasta la fecha, Se han distinguido 26 especies, entre las cuales al menos 9 (aparte de *C. hominis* y *C. parvum*) presentan gran capacidad de infectar las personas (Mateo et al., 2012). En la tabla 6.7 se enumeran las especies más comunes y sus hospedadores, donde se han evidenciado las especies por las que infectan al ser humano.

6.3.2 Morfología

La forma infecciosa y resistente de *Cryptosporidium* proviene del ooquiste. Constituye la principal fase fuera del huésped que hace posible la propagación de la infección. Tiene forma esférica u ovoide y varía su tamaño de 3 a 6 μm de diámetro. En el interior, existen 4 esporozoítos libres en el citoplasma y un cuerpo residual central (Ramírez et al. 2004).

En dicho cuerpo residual encontramos compuestos esenciales para la supervivencia del parásito como son la vacuola lipídica, inclusiones proteicas, ribosomas, citomembranas y gránulos de amilopectina. Estos compuestos están asociados a la alimentación de los esporozoítos y por tanto juegan un papel fundamental en la defensa y reproducción de la célula (Fayer 2008). De la misma manera está presente una pared rica en puentes de disulfuro en el ooquiste lo cual provee de cierta protección a los esporos que mencionábamos anteriormente. La pared en sí misma tiene una estructura en tres capas con un grosor aproximado de 49 nanómetros.

La capa más exterior está formada por glicoproteínas y no presenta uniformidad en su grosor si bien podemos decir que es de aproximadamente 10 nanómetros. Si aplicamos una solución de hipoclorito de sodio conseguiremos acceder a la capa central disolviendo las anteriores. La central tiene un grosor de 2.5 nanómetros, con una composición de glicolípidos y glicoproteínas lo que confiere a la célula una cierta protección ante compuestos ácidos o alcohólicos. En el interior, la capa tiene una composición glicoproteica, de 20 nm de grosor,

que da a la pared una cierta rigidez y elasticidad. Lo que distingue al género de los demás es la existencia de una línea de sutura en la pared del ooquiste, que facilita la salida de los esporozoítos en el momento de la desembocadura (Fayer et al., 2008). El esporozoito de *Cryptosporidium* es parecido al de los coccidios, y muestra los orgánulos típicos del filo Apicomplexa (Figura 6.2).

Se trata de un organismo con forma elongada y ligeramente curvada. Tiene un extremo más fino terminado en punta y otro más grueso terminado en un cabezal redondeado y romo. Se asemeja ciertamente cómo ya se ha apuntado en la literatura específica a la coma, y es dicha terminación apuntada o extremo apical a quien debe el patógeno su capacidad de penetrar en otro organismo y secretar ciertas sustancias para dicha labor parasitófora.

Encontramos órganos secretores como son las roptrias, los micronemas o bien los gránulos densos y por otro lado orgánulos no vesiculares como pueden ser el anillo polar, los microtúbulos subpeliculares y por último micronemas. Estos últimos producen una combinación bastante compleja de proteínas que son utilizadas en dicho extremo apical otorgándole la capacidad de unirse a la célula anfitriona, sirven también para mantener dicha unión mientras que en otros casos son responsables de la locomoción del organismo. En el caso del conoide, se trata de un cono de fibrillas que contribuye a la penetración en las células del huésped; los microtúbulos participan en la motilidad del parásito y los microporos en la ingestión de alimentos a lo largo de la vida intracelular. Detrás del esporozoíto se encuentran un núcleo, un aparato de Golgi, pequeños gránulos de amipéptidos y ribosomas. En la parte posterior del núcleo se encuentra un cuerpo cristalóide cuyo origen y función se desconocen (Fayer 2008). Además, el cuerpo cristalóide se sitúa entre el núcleo y un orgánulo de doble membrana, similar a la mitocondria, que está rodeado por el retículo endoplásmico (Fayer 2008).

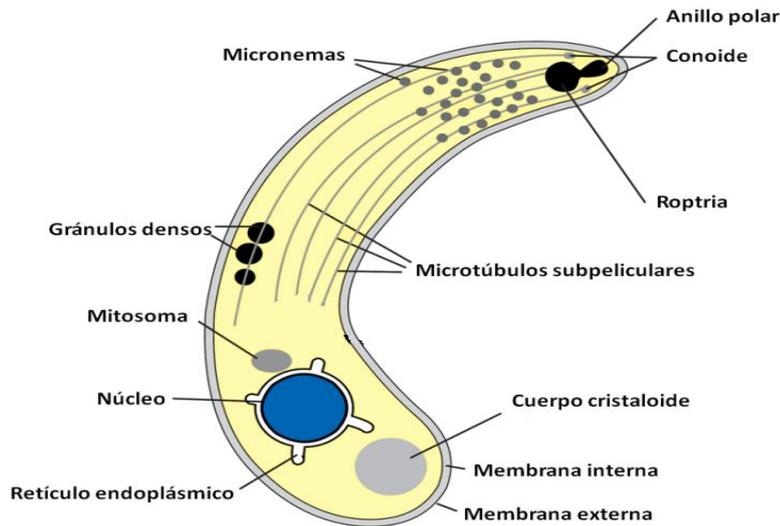


Figura 6.2: Esporozoito de *Cryptosporidium*. [Tomado, traducido y modificado de (Savioli et al., 2006)]

6.3.3. Organización genómica

Se han estudiado de momento los genomas completos de tres especies de *Cryptosporidium*: *C. parvum*, *C. hominis* y *C. muris*, que están disponibles en la base de datos *CryptoDB*. Así, los genomas de *C. parvum* y *C. hominis* están compuestos por unos 9,2 Mbp repartidos en 8 cromosomas. Ambas especies presentan un 95-97% de similitud en la secuencia de ADN, de modo que sus repertorios genéticos resultan idénticos, y las diferencias fenotípicas que existen entre ellas, tales como el rango de hospedadores, se deben muy probablemente a sutiles polimorfismos (por ejemplo, diferencias en la longitud y en el número de las repeticiones de micro y minisatélites) así como a diferencias en la regulación de la expresión de los genes. (Bankier et al. 2003, Widmer y Sullivan 2012).

Si tenemos en cuenta el estudio genético comparativo entre las diferentes especies de *C. Parvum* y *C. Hominis* observaremos la ausencia de genoma

extranuclear en las mismas. Si las comparamos con otras variantes de apicomplexa y gregarinas se observa un menor volumen de carga genética, intrones y longitud de las regiones intragénicas (Tabla 6.8) (Widmer & Sullivan, 2012).

Más específicamente se ha estudiado la función de orgánulos como las mitocondrias y el apicoplasto, así como las vías metabólicas de las células por vía del piruvato, los ácidos grasos o bien los isoprenoides por citar algunos. Por otro lado, también se ha analizado aquellos genes que intervienen en la biosíntesis desde cero en la producción de aminoácidos, azúcares y nucleótidos que están presentes en las *apicomplexae* y sin embargo aparecen en menor número o incluso no están presentes en el *Cryptosporidium*. Dichas especies han desarrollado, han ganado dichos genes, que les habilitan para extraer nutrientes de la célula receptora así sucede con la codificación genética de mecanismos proteíforos, de azúcar u otros compuestos básicos que hemos mencionado (ABRAHAMSEN, 2004).

Por lo menos 31 genes han sido probablemente transferidos desde otros orgánulos de forma intracelular o mediante transferencia horizontal a partir de bacterias (Widmer y Sullivan 2012), e incluso algunos no están ni siquiera presentes en otros apicomplexa, el caso de los genes encargados de codificar las enzimas α -amilasa, inosina monofosfato deshidrogenasa, así como timidina quinasa.

Tabla 6.8: Características genómicas de varias especies de *Cryptosporidium* (Widmer 2012)

	C.Parvum	C.hominis	C.muris
Tamaño del genoma (Mpb)	9,1	9,2	9,2
Contenido G +C (%)	26	30	29
Densidad génica (gen /kpb)	2305	2293	2337
Número de genes con funciones asignadas	3994	3952	3937
Número de genes con función	43	60	55
Promedio de distancia intergénica (pb)	566	716	*
Porcentaje de genes con intrones	5	5-20	5
Referencia Bibliográfica	(Abrahamsen y col. 2004, Widmer y Sullivan 2012)	(Xu y col. 2004, Widmer y Sullivan 2012)	(Heiges y col. 2006, Widmer y Sullivan 2012)

Con respecto a *C. muris*, pese a que esta especie tiene varias características propias en comparación con *C. parvum* y *C. hominis* (huésped, lugar de infección y tamaño de los ooquistes), se puede afirmar que su genoma presenta similitudes en cuanto a tamaño, composición de nucleótidos y composición de genes (Widmer y Sullivan 2012) (Tabla 6.8).

Por un lado, como ya señalamos anteriormente, *C. Parvum* y *C. Hominis* tienen un limitado sistema metabólico mientras que *C. Muris* dispone de un abanico más amplio de opciones para la función metabólica energética. Así se ha documentado la fosforilación oxidativa de una cadena respiratoria simple. Esto se debe a que su código genético nuclear sintetiza las enzimas necesarias para poner en marcha el ciclo de ácido tricarboxílico. Así sucede también con sustancias como la ATP Sintasa (Mogi & Kita, 2010).

6.3.4. Ciclo de vida

Las fases del ciclo vital de la mayoría de las especies de *Cryptosporidium* finalizan en el tracto gastrointestinal (principalmente el estómago y el intestino delgado)

del huésped, con etapas de desarrollo relacionadas sobre todo con la superficie luminal de las células de la mucosa intestinal (Savioli et al., 2006) (Figura 6.3).

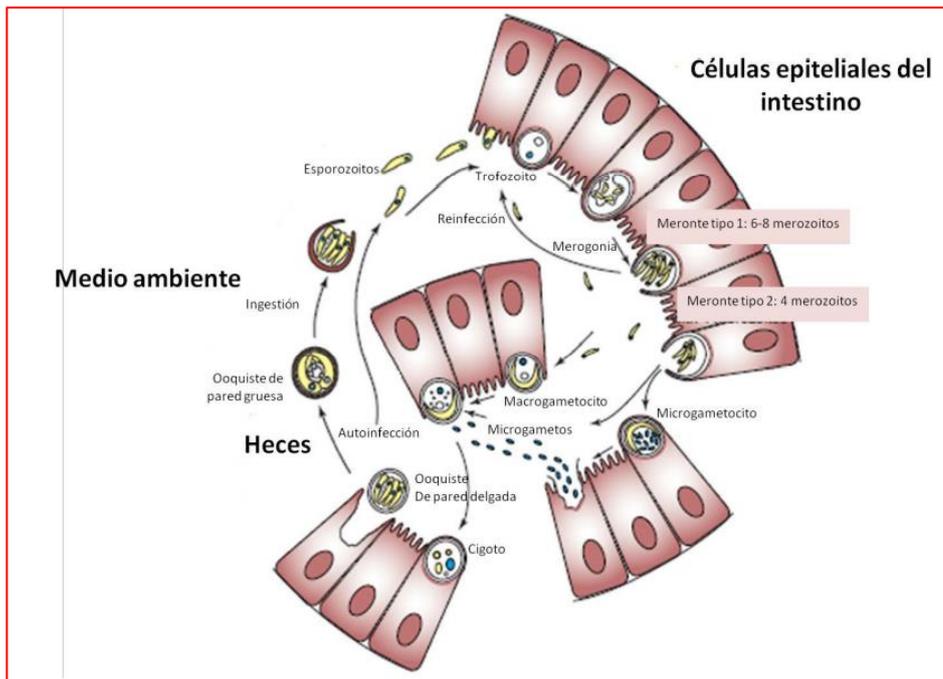


Figura 6.3: Ciclo de vida de *Cryptosporidium* spp. Tomado, traducido y modificado de (Smith y col. 2005)

El ciclo de *Cryptosporidium* en su fase endógena se inicia con la ingestión de ooquistes a los que se adhieren al epitelio gastrointestinal a través de las moléculas de N-acetil-galactosamina existentes en su pared (Karanis & Aldeyarbi, 2011). Después, los esporozoitos se escapan del interior de los ooquistes por una fisura que se abre en la pared del ooquiste (Fayer 2008).

Se ha observado en laboratorio usando técnicas in vitro que es afectado por cambios en las condiciones ambientales. Así la acidez, el calor, las sales biliares o la presencia de enzimas pancreáticas ayudan a desenquistar (Smith y col. 2005). Es posible que esto se deba a un aumento en la porosidad de la pared del

ooquiste que afecta por tanto a la movilidad de los esporozoitos dentro del mismo y hay pues mayor exposición de receptores. Por otro lado, hay que entender que las moléculas que se producen en el patógeno parasitario también contienen productos como la serina y la cisteína que también ayudan en el proceso de des enquistamiento. La proteasa, las aminopeptidasas y la fosfolipasa A2 son otras proteínas de choque térmico y con otras funciones producidas en el mismo proceso intracelular(O'Hara & Chen, 2011) .

Toda vez que se den los condicionantes en el ambiente que sean óptimos para el desarrollo del parásito, los esporozoitos invadirán las células epiteliales del tracto intestinal o gástrico según el caso. Pueden verse afectadas células y órganos fuera del sistema gastrointestinal haciendo uso de su particular maniobra circular de aproximamiento a la célula receptora o anfitriona (Karanis y Aldeyarbi 2011). En el caso del esporozoito, éste suele unirse a los receptores de la membrana de las células epiteliales mediante ligandos específicos de su superficie, entre los que se encuentran el antígeno del circunsporozoito (CSL), las glicoproteínas GP60 (GP 15/40), GP900, las proteínas anónimas asociadas a la trombospondina (TRAP) y CP47, entre(Tang & Chen, 2002; Dillingham, 2002; Tzipori & Ward, 2002)

Después de que el esporozoito se haya acoplado a la membrana apical de la célula epitelial, se produce una reestructuración del citoesqueleto de actina y una proyección de la membrana celular alrededor del esporozoito; al mismo tiempo, las proteínas secretadas por los micronemas y los ropters se combinan con esta membrana, constituyendo una vacuola parasitófora, en la que el microorganismo permanece intracelular, pero extracitoplásmico.

En la base de cada vacuola, una banda electrodensa (orgánulo de alimentación), formada de elementos de citoesqueleto de la célula huésped, favorece la adquisición de nutrientes por parte del parásito (Ramírez et al. 2004). Dicho esporozoito internalizado es transformado en trofozoito, comenzando un ciclo de multiplicación asexual (esquizogonía o merogonía) para continuar con la multiplicación sexual (juego-togonía) (O'Hara y Chen 2011) .Así, el parásito

atraviesa dos ciclos merogónicos; en la primera merogonia se generan merozoítos de tipo 1 que desarrollan entre 6 y 8 merozoítos en su interior. La fase de merozoito resulta estructuralmente parecida a la de esporozoito. Tras la ruptura del meronte, los merozoítos se meten en otra célula epitelial y puede desarrollarse en su interior un meronte de tipo 1 (con 6-8 merozoítos) o de tipo 2 (con 4 merozoítos) (O'Hara y Chen 2011).

En la segunda merogonia, los merozoitos liberados parasitan nuevas células para diferenciarse en un macrogametocito (hembra) o en un microgametocito (macho). La evolución del macrogametocito se produce en un macrogametocito, que es inmóvil y reside en el interior del enterocito. El macrogametocito realiza una multiplicación por fisión múltiple en la que se desarrollan hasta 16 microgametos móviles que abandonan la célula parasitada en busca del macrogametocito (Karanis y Aldeyarbi 2011, O'Hara y Chen 2011).

Cuando ya se ha llevado a cabo la fertilización da lugar a un cigoto que será la única fase diplóide del ciclo vital del parásito. Éste, sufre un proceso cercano a la meiosis (esporogonia) y se producen así cuatro esporozoitos haploides. A su vez, estos cuatro quedan contenidos en el interior del ooquiste. Los ooquistes pueden tener una membrana/pared más gruesa o más delgada (O'Hara y Chen 2011). En el caso concreto del *Cryptosporidium* sucede que debido a una incesante producción de merozoitos de clase 1 y la existencia de paredes ooquisticas delgadas se combinan para favorecer la infección y extensión de dicho patógeno. Los de pared gruesa se excretan en las deposiciones de los anfitriones y constituyen un intento poco efectivo de defensa por parte del agente parasitario (Ramirez y col. 2004).

Recordemos que el *Cryptosporidium* tiene fases intracelulares durante su ciclo vital pero que también puede presentarse en formas que crecen y se multiplican en el medio extracelular.

Mediante modelos experimentales in vitro, se han identificado fases parecidas a los trofozoitos que se multiplican extracelularmente (Barta & Thompson, 2006). Se ha observado también un tipo de combinación llamada sicigia, en la que dos gametos de diferente sexo que se fusionan y se rodean de una vaina protectora, transformándose en gametocistos (Barta y Thompson 2006). Todas estas características se comparten con los miembros del grupo gregario, que refuerzan la inclusión de *Cryptosporidium* en un taxón más estrechamente asociado a ellos.

6.3.5. Manifestaciones clínicas

Es bastante habitual que la población humana afectada por la criptosporidiosis tenga origen dicha infección normalmente en el tracto gastrointestinal. Así se ha atestado en la literatura científica (O'Hara y Chen 2011). La sintomatología, morbilidad y el tiempo que dure la dolencia dependerán en gran medida de variables conectadas con el paciente, tales como, su edad y estado de salud, su nutrición y sistema inmunológico como también variables que afectan al patógeno, como pueden ser climáticas, de humedad, etc.

La infección por *Cryptosporidium* se caracteriza principalmente por una abundante diarrea de tipo acuoso, acompañada o no de dolores abdominales. Puede aparecer mucosidad, pero sin embargo el sangrado o la afectación de los leucocitos no es muy habitual, una de las razones está en que no se trata de un tipo de diarrea relacionada con inflamación. Pueden aparecer como síntomas secundarios, las náuseas, anorexia, pérdida de peso, fiebre, cansancio y problemas pulmonares.

La diarrea puede progresar hasta convertirse en un síndrome de malabsorción que provoca la pérdida de electrolitos, lo cual provoca una deshidratación severa que, en algunos casos, puede conducir a la muerte (Fayer 2008).

Los niños (menores de 2 años) son los más susceptibles a la infección (Fayer 2008).

Uno de los factores coadyuvantes de dicho cuadro radica en el hecho de que el infante no tiene un sistema inmunológico totalmente desarrollado, sea por su inmadurez sea por falta de exposición a ciertos patógenos que propician la respuesta inmune (niños criados en contacto con animales de granja sanos, por ejemplo). No se puede desdeñar la función del contacto potencialmente mayor de los niños con la materia fecal. Si bien ciertos cuadros se pueden presentar en forma asintomática o limitada la infección dura normalmente unas dos semanas. Si bien en algunos casos documentados puede alargarse varias semanas aún siendo estos casos menos comunes (O'Hara y Chen 2011)

Hay algunas situaciones en que la infección por criptosporidiosis puede cronificarse debido a otras dolencias principales que comprometen la respuesta inmune del paciente. Así sucede en cuadros de pacientes sometidos a quimio y radioterapia. Aquello que han recibido trasplantes también toman medicación retroviral que debilita el sistema inmune, así como en individuos aquejados de VIH-SIDA llegando en algunos de estos casos a una mortandad del 50% o bien alargarse crónicamente durante años antes de conseguir eliminarla o que la dolencia remita (Chen, 1984), (Ramirez y col. 2004).

En función del sitio de la infección y del número de células TCD4+, se pueden observar las infecciones asintomáticas con excreción de ooquistes y las infecciones fulminantes de tipo colérico (Tabla 6.9).

Tabla 6.9: Infecciones asintomáticas y las infecciones fulminantes de tipo colérico (Chen, 1984).

Característica	Personas Inmunocompetentes	Personas Inmunocomprometidas
Población susceptible	Niños, especialmente de 1 año de edad y adultos de cualquier edad	Personas con sida, transplantados, personas sometidas a quimioterapia para cáncer
Lugar de infección	Usualmente intestinal	Intestinal o extraintestinal
Síntomas clínica	Asintomática aguda o persistente	Asintomática, transitoria y fulminante
Presentación clínicas comunes	Diarrea, fiebre, dolor abdominales, vómitos, náuseas y pérdidas de peso	Diarrea, fiebre, dolor abdominales, vómitos, náuseas, pérdidas de peso. Manifestaciones extraintestinales dependiendo del sitio de infección
Duración Clínica	Hasta 2 semanas	De 2 días hasta la muerte
Gravedad según el recuento de TCD4 ⁺ . >200 cel/ µl . <100 cel/ µl . <50 100 cel/ µl		Resolución espontánea Infección crónica y extraintestinal Fulminante
Desarrollo de la infección	Alta mortalidad en recién nacidos y niños de países en desarrollo	Transitoria o asintomática crónica o fulminante
Tratamiento	No requiere tratamiento	Terapia antirretroviral altamente activa sola o en combinación con agente antiparasitarios

6.3.6. Mecanismos de transmisión

La transmisión de *Cryptosporidium spp.* puede producirse por vía fecal-oral, a través también del contacto directo con el huésped o por el consumo de alimentos o agua contaminados. También es posible la transmisión por inhalación (por aerosoles o por tos o estornudos), así como a través del contacto sexual, aunque es menos frecuente.

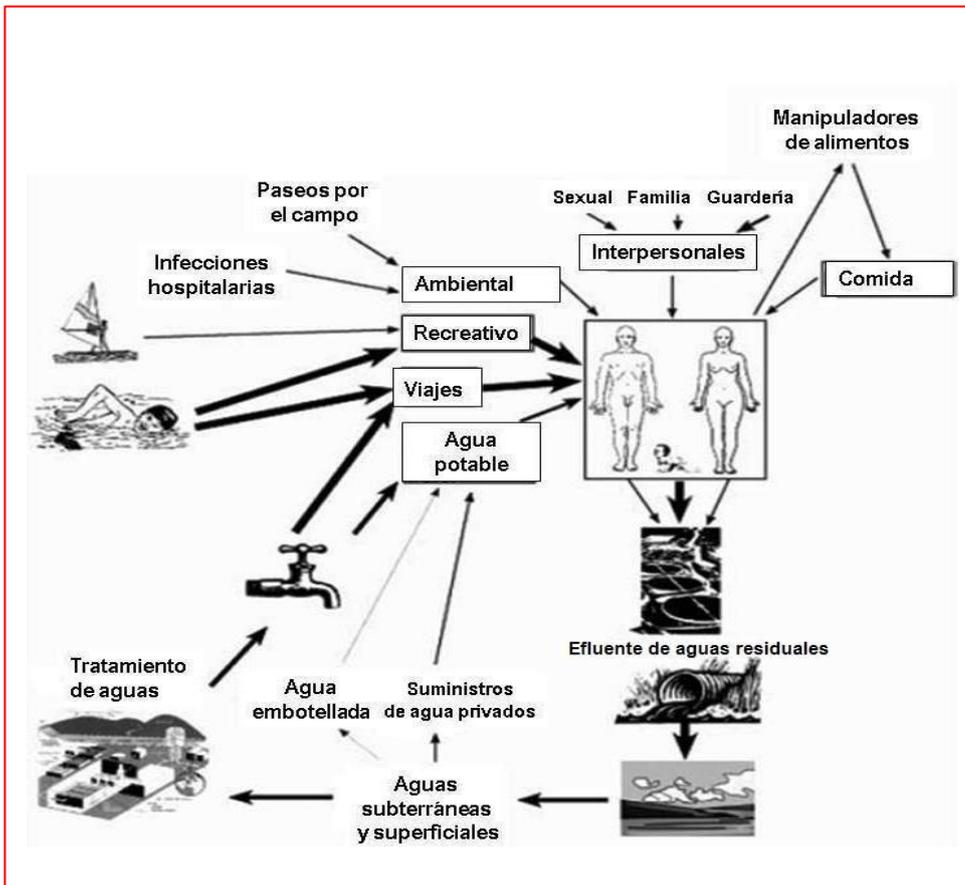


Figura 6.4: Rutas de transmisión de *C. hominis* (Fayer and Xiao, 2008 modificado)

El agua constituye una fuente muy común de contaminación para el ser humano, porque los ooquistes permanecen en el agua durante un período de hasta 140 días (Pérez-Vidal, 2012). Las fuentes de agua incluyen el agua potable (agua del grifo, agua embotellada, suministros de agua privados), el agua recreativa de las piscinas, los lagos y los ríos (figura 6.4-6.5). Entre los casos más habituales de contagio se da el de persona a persona a través de las personas al cuidado de las cuales están durante su dolencia si bien también por manipulación de alimentos por contacto tóxico o uso de agua parasitada. Otro caso de estudio se dio en procesos de pasteurización de lácteos. Se ha demostrado que la mosca *Milichiidae* y otros insectos que se ven atraídos por las heces, pueden servir como

parasitóforos tanto de *C. hominis* como de *C. parvum* parasitando comida y alimentos en crudo (Szostakowska et al., 2004). En otro estudios se ha mostrado que la mosca doméstica también puede vehicular ooquistes de *Cryptosporidium*. (Clavel et al., 2002).

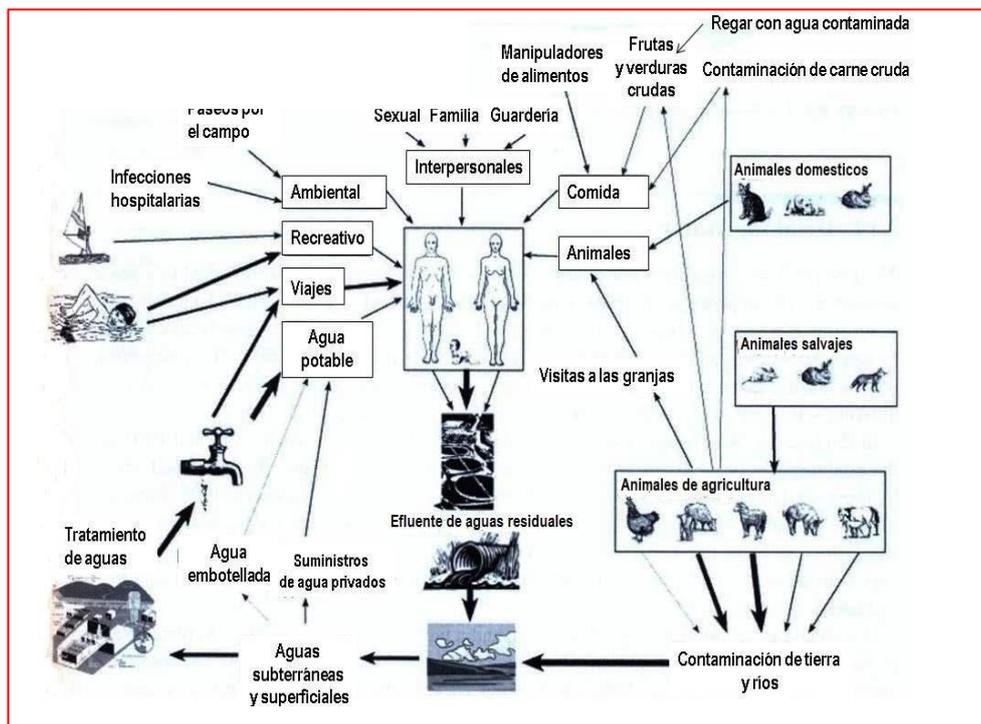


Figura 6.5: Rutas de transmisión de *C. parvum* modificado (Fayer et al., 2008)

El *Cryptosporidium parvum* por su parte también se transmite por vía zoonótica (de los animales al hombre). Ese parásito puede transmitirse por contacto con las heces de animales infectados, ya sean domésticos, de granja o salvajes.

6.4. Epidemiología

Distribución geográfica y prevalencia en humanos

Los casos de criptosporidiosis se distribuyen de forma cosmopolita, en países desarrollados, pero también en países en vías de desarrollo. Es cierto que los primeros casos se registraron en 1976, aunque esta parasitosis alcanzó una gran importancia tras la aparición del SIDA, incrementándose considerablemente el número de casos de criptosporidiosis en esta población (Fayer 2008). El potencial de transmisión de este protozoo a través del agua se confirmó en 1993, con la aparición de una epidemia de diarrea provocada por *Cryptosporidium* en Milwaukee (EE.UU.) y que llegó a afectar a más de 400.000 personas, incluyendo pacientes inmunodeprimidos los cuales desarrollaron una forma severa de la infección (Mac Kenzie et al., 1994).

Dicho caso de estudio está directamente conectado con un mal tratamiento del agua. Parece demostrado que fallaron los procesos de filtrado de agua destinada a uso humano (Mac Kenzie et al., 1994). Se han ido documentando en el transcurso de las décadas siguientes hasta 40 países donde ha habido infecciones producidas por criptosporidiosis si bien la población afectada ha sido ambas la comprometida inmunitariamente y la que no. Las variables que facilitan la supervivencia, reproducción y transmisión de la infección son muy diversas en función de variables como localización, siendo más presente en países en vías de desarrollo, las condiciones climáticas, mayor incidencia en climas cálidos, y por último la época del año dado que la época húmeda donde se producen muchas precipitaciones en algunas zonas de África es un momento óptimo para el patógeno prosperar. En la UE y en EEUU el porcentaje de enteritis producida por *Cryptosporidium* es de apenas un 1-4% mientras en África y otras regiones puede ser baja o bien llegar al 20% lo cual supone una incidencia de 5 veces más casos que en occidente (Medema, 2003).

La prevalencia en individuos inmunocompetentes sintomáticos es del 2,2% (que oscila entre el 0,26 y el 22%) en países desarrollados, es más frecuente en niños

menores de 5 años y en adultos jóvenes (Dillingham et al. 2002). Con respecto a los países en vías de desarrollo, la prevalencia es del 6,1% (que oscila entre el 1,4% y el 41%), especialmente en niños menores de 1 año, con casos raros en adultos (Medema et al. 2006). El 24% de los pacientes con SIDA que presentan diarrea son portadores de este protozoo (entre el 8,7 y el 48%) y el 14% (entre el 6 y el 70%) en los países industrializados (Chen et al. 2002, Dillingham et al. 2002).

Con la implantación de terapias antirretrovirales y como se han mejorado y diversificado los métodos de esterilización del agua mediante rayos UV o tratamientos de O₃ han sido de gran ayuda a la hora de la práctica erradicación de dichas enfermedades en el mundo desarrollado. Mientras en otras zonas del mundo sigue siendo una prioridad de los programas de salud pública puesto que la incidencia es mucho mayor. De las 26 subespecies de *Cryptosporidium* se ha podido demostrar mediante estudios a nivel molecular y de epidemiología que los más comunes son el *C. Parvum* y el *C. Hominis* como ya veníamos apuntando (Kothavade, 2012). *C. hominis* está más frecuente en América, Australia y África, es la causa del mayor número de casos enfermedades. *C. parvum* es más frecuente en Europa, sobre todo en el Reino Unido (Putignani & Menichella, 2010). *C. meleagridis* constituye la tercera especie más común y se puede encontrar en personas tanto inmunocompetentes, así como en inmunodeprimidas (XIAO, 2004). En Inglaterra, esta especie constituye el 1% de todas las infecciones por *Cryptosporidium*; y en Perú y Haití, su prevalencia es tan alta como la de *C. parvum* (Leitch, 2010a)

Distribución geográfica y prevalencia en humanos en África

En los países en desarrollo, la criptosporidiosis representa una de las causas más graves de diarrea en los niños. Es más probable que los niños desnutridos se infecten. La posibilidad de contraer criptosporidiosis en niños incrementa en situaciones de bajo nivel socioeconómico, deficientes condiciones de vivienda, niños menores de 2 años, presencia de animales como cerdos, gatos y perros en el entorno, consumo de agua no potable, bajo peso al nacer y ausencia de lactancia materna (Desai et al., 2012).

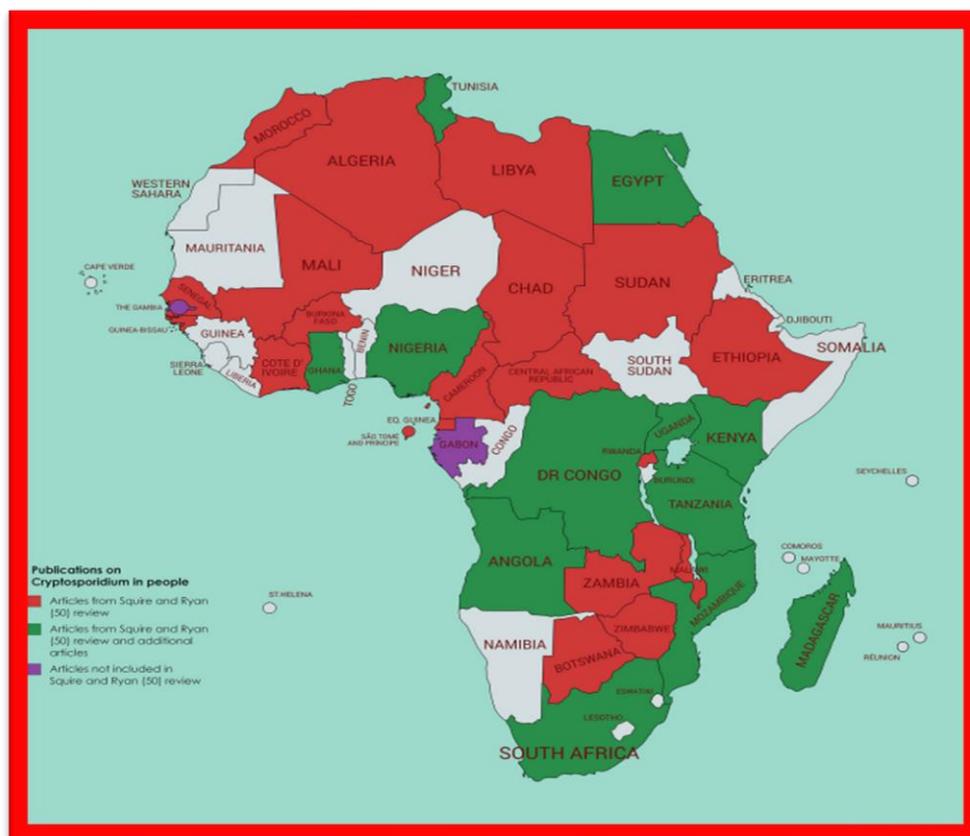


Figura 6.6: Países en África con infección humana por *Cryptosporidium*; (Squire y Ryan 2017)

6.4.1. Impactos en la salud humana del *Cryptosporidium* en África

Los efectos sobre la salud de la criptosporidiosis son considerables a nivel mundial, sobre todo en los países desfavorecidos. Los países de África se clasifican en general como de renta baja o media-baja según el Banco Mundial, a excepción de Argelia, Botsuana, Guinea Ecuatorial, Gabón, Libia, Mauricio, Namibia y Sudáfrica, donde los países son de renta media-alta, y las Seychelles, que son de renta alta. (Bankier, 2003)

Del total de 31 países catalogados en el grupo de ingresos más bajos, 24 (77%) se sitúan en África. Un estudio realizado en Guinea Bissau fue uno de los primeros en examinar el impacto de *Cryptosporidium* para un país africano y mostró que *Cryptosporidium* se asociaba con un exceso de mortalidad en niños menores de 12 meses, y que este porcentaje persistía hasta el segundo año de vida. Según las estimaciones, la infección por *Cryptosporidium* en niños menores de cinco años se relacionaba con 44,8 millones de episodios diarreicos y 48.300 muertes a nivel mundial. Entre ellos, la inmensa mayoría de los casos de diarrea a nivel mundial alcanzan el 88% de las muertes (Khalil et al., 2018).

Cabe señalar que la carga de diarrea relacionada con *Cryptosporidium* es más elevada en el África subsahariana, especialmente en Nigeria y la República Democrática del Congo (RDC), donde se encuentran el 48% de los niños menores de cinco años. Sin embargo, los efectos secundarios de los brotes de crecimiento provocados por la criptosporidiosis son 2,5 veces superiores a las estimaciones existentes, por lo que se ha considerado que el hecho de que las infecciones asintomáticas supongan una carga directa o indirecta también podría aumentar estas estimaciones. (Khalil IA, e et al ,2018).

Tabla 6.10: Algunos reservorios ambientales de *Cryptosporidium* en África

País	Fuentes Ambientales/reservorios	Método de detección
Camerún	Agua de lago, aguas residuales, ríos	Método de Ziehl–Neelsen y coloración con yodo de lugol
Costa de Marfil	Aguas residuales urbanas y agua de laguna	Técnica de formalina con acetato de sodio (SAF)
Egipto	Piscina, verduras de hoja	Microscopía usando yodo de Lugol y Ziehl–Neelsen modificado
Etiopia	Agua potable fuentes	Método IG23 de la EPA de EE.UU
Ethiopia Ghana	Frutas y vegetales Bolsita de agua	Concentración de sedimentación
Kenia	Río y agua superficial	No mencionado (tercerizado) Filtración y separación de perlas inmunoanticuerpos, carbonato de calcio. Método de floculación (CCF) y flotación de sacarosa, reacción en cadena de polimerasa junto con el fragmento de restricción
Marruecos	Cilantro, zanahorias, rabanos, menta, patatas, agua de riego	No descrito
Nigeria	Aguas superficiales	Filtración, retrolavado, concentración y técnica de tinción de Ziehl–Neelsen modificada
Tanzania	Aguas superficiales	Microscopía usando yodo de Lugol y Ziehl–Neelsen modificado
Túnez	Crudo y tratado de agua residuales; lodos	Microscopía, PCR, secuenciación
Sudafrica	Agua de lluvia recolectada, efluentes de aguas residuales tratadas, irrigación	PCR, técnica ácida rápida de Ziehl–Neelsen modificada
Uganda	Grifo entubado natural Agua (esto está mal seguro amor)	Tinción de Ziehl–Neelsen y quistes de Giardia mediante la técnica de flotación con sulfato de zinc, PCR, secuenciación
Zimbabwe	Aguas superficiales, pozos, manantiales, grifos	Técnica de flotación con sulfato de zinc, microscopía

En la mayoría de los países subsaharianos, la prevalencia de la criptosporidiosis alcanza un máximo en los niños de 6 a 12 meses y disminuye a partir de entonces. Los niños suelen infectarse a lo largo de su infancia y la adolescencia, mientras que su impacto clínico se reduce con la edad (Savioli, L, et al, 2006).

Esto se debe probablemente al desarrollo de la inmunidad tras la exposición repetida a los ooquistes en el entorno contaminado. Las investigaciones experimentales muestran que la exposición repetida a *Cryptosporidium parvum* da lugar a una respuesta de IgG que ofrece una protección parcial contra la infección y la enfermedad posteriores (Boulter-Bitzer et al., 2007). La medida en que esta respuesta serológica protege contra la infección por otras especies de *Cryptosporidium* es aún desconocida. Los escenarios epidemiológicos que promueven y exacerban las infecciones por *Cryptosporidium* son principalmente el acceso a agua potable, la prevalencia de infecciones por VIH y la malnutrición (Aldeyarbi et al., 2016)

6.4.2. Reconocimiento y diagnóstico

El desarrollo de nuevas tecnologías y métodos más exhaustivos, como ha sucedido con la secuencia genómica o el uso de PCRs digitales, ha permitido colocar barreras y controles más efectivos para evitar dichas dolencias. Es inmensamente más sencillo entender mecanismos y dinámicas microbianas y por tanto llevar a cabo cuenteo a un nivel que antes era impensable. Así se pueden tomar medidas más oportunas tanto con el paciente individual como también corresponde en la toma de decisiones de salud pública o suministro. Vemos como técnicas como el frotis bioluminiscente de las heces se ha extendido en casos de parasitosis.

La aplicación de buenos métodos de concentración permite mejorar la detección si los ooquistes son poco numerosos, sin embargo, otros métodos, como la concentración en acetato de formol, puede hacer perder muchos ooquistes. (Gutiérrez-Aguirre et al., 2015)

Para diagnosticar el *Cryptosporidium* que se encuentra en los suministros de agua o en los portadores asintomáticos se aplica la reacción en cadena de la polimerasa (PCR). Durante los últimos años, la PCR ha sido muy utilizada debido

a su gran potencial para la determinación de las especies microbianas, incluyendo *Cryptosporidium*. Estas tecnologías, impulsadas por los recientes avances en microfluídica, participan en la determinación de la cuantificación absoluta del ácido nucleico en las muestras sin la necesidad de grandes volúmenes de muestra y de calibración. A pesar del notable éxito de esta tecnología, se ha demostrado que es dos veces más cara (consumibles y mano de obra) que la PCR para la determinación y cuantificación de *Cryptosporidium* (Gutiérrez-Aguirre, I. et al 2015)

No debemos olvidar sin embargo que el costo económico, humano y el nivel técnico requerido hacen de dichas técnicas novedosas algo inalcanzable en muchos países del 3er y 2do mundo. Están al alcance de las primeras economías mundiales, pero no para países con acceso desigual a recursos e infraestructura. Dicha técnica no puede establecer una diferencia entre las cepas de estos organismos, ni caracterizar por completo las cepas específicas relacionadas con los brotes. Se ha resuelto este problema mediante la secuenciación del genoma completo (WGS). Son varios expertos que han utilizado la WGS para dilucidar el genoma completo de *Cryptosporidium* a partir de muestras de diferentes clases. (Gutiérrez-Aguirre, I. et al 2015). El principal reto de la WGS consiste en aislar una cantidad suficiente de ADN de muy alta calidad. Uno de los principales desafíos de la WGS es la capacidad de aislar suficiente ADN de muy alta calidad. Esto constituye un gran desafío pues no se trata de patógenos que estén muy presentes en el medio natural. La WGS está poniendo todo su empeño en especies microbianas en el continente africano, pero como apuntamos anteriormente el acceso a tecnologías, capital humano y financiero es bastante desigual y escaso (Gutiérrez-Aguirre, I. et al 2015).

6.4.3. Tratamiento y medidas preventivas en África

No existe hoy en día en el mercado ninguna vacuna efectiva contra el *Cryptosporidium* y sólo existe un fármaco, la nitazoxanida (NTZ, Alinia; Romark Laboratories, Tampa, Florida, EE.UU.), que combate el *Cryptosporidium*. Este fármaco, el cual, no es recomendable para bebés menores de 12 meses de edad y tiene sólo una moderada efectividad clínica en niños desnutridos, así como en sujetos inmunocompetentes por ejemplo con VIH (Chacín-Bonilla et al., 2008).

Se ha demostrado que el tratamiento antirretroviral controla la diarrea crónica y la emaciación causada por la criptosporidiosis en los pacientes infectados por el VIH. Respecto a *Cryptosporidium*, las clases de fármacos nuevos más eficaces constituyen la máxima prioridad. Algo que hemos aprendido a raíz de la pandemia por COVID-SARS-19 es que los gobiernos de occidente especialmente Europa y EEUU no están dispuestos a gastar grandes sumas de dinero para mejorar el nivel de salud y acceso a medicamentos en el 3er mundo. Si bien todos han hecho generosas donaciones al menos en cuanto a imagen pública estas no representan ni el 11% de población vacunada en algunos países de África y lo mismo sucede a nivel privado cuando las farmacéuticas se niegan o simplemente no ven el interés comercial en un mercado superpoblado con poco nivel adquisitivo (Chacín-Bonilla, L., et al ,2008). Por este motivo, hay un movimiento destinado a "reutilizar" las terapias existentes para aplicaciones no autorizadas, ya que los fármacos reutilizados cuestan alrededor de un 60% menos de llegar al mercado que los desarrollados de nuevo. Por poner un ejemplo, los fármacos como el inhibidor de la 3-hidroxi-3-metilglutaril A reductasa humana (HMG-CoA), la itavastatina y la auranofina (Ridaura®) se autorizaron inicialmente para el tratamiento de la artritis reumatoide y han revelado su efectividad contra *Cryptosporidium* in vitro, lo cual constituye una buena promesa para futuros fármacos contra *Cryptosporidium* (Pérez-Vidal, 2012)

6.4.4. Profilaxis y prevención

La profilaxis es el enfoque más efectivo para evitar las fuentes de infección y prevenir la transmisión de ooquistes. Hablamos de concienciar, educar y mantener una higiene corporal y de la casa, así como de los alimentos. Es aconsejable lavarse frecuentemente las manos, ante todo después de ir al baño, después de cambiar los pañales para los niños, durante la limpieza de la caja de arena para los gatos o después cuando se recogen los excrementos de los perros. Los animales de compañía deberían recibir reconocimientos veterinarios de forma regular (Del Coco et al., 2009). La cloración como los métodos de desinfección más corrientes en la potabilización del agua son incapaces sobre todo de eliminar los ooquistes, de manera que, si se supone que el agua ha sido contaminada, es recomendable consumir por ejemplo agua embotellada o hervida o bien limpiar cuidadosamente la fruta y la verdura. Del mismo modo, las verduras crudas no se deberían regar con agua que no cumpla las garantías requeridas y, antes sobre todo de la utilización de lodos de depuradora en forma de abono, hay que realizar una higienización controlada. Los inmunodeficientes deberían abstenerse de todo contacto con el agua no potable. Las aguas de recreo deben ser vigiladas de manera frecuente, ya que son una fuente de infección frecuente (Hlavsa et al., 2021). Así pues, hay que evitar las piscinas públicas y otros recursos hídricos recreativos en caso de diarrea, y no utilizarlos hasta quince días después de que los síntomas desaparezcan si están infectados y tratados. Igualmente, si un niño está afectado por *Cryptosporidium*, no debería ser llevado a la guardería o a la escuela hasta que cese la diarrea. Por lo tanto, los métodos de prevención y control de la enfermedad deben minimizar y/o detener la transmisión de ooquistes infecciosos a las personas y a los animales. Si bien cualquier individuo que podamos considerar de riesgo debería tomar ciertas precauciones es cierto que en otros casos es perentorio un cambio de enfoque y educación al respecto. Pasos tan sencillos como el correcto lavado de manos, el tratamiento que se hace del agua en destino, es decir, hervir por ejemplo el agua antes de beberla o usar filtros especiales pueden ayudar a reducir enormemente la incidencia de estas enfermedades en la población. Sea

la infección por oocistos u otros patógenos que producen diarrea o enteritis. Parece innecario, pero debemos señalar que hay que evitar también en dichos casos el contacto con materia fecal durante las relaciones sexuales. Existen proyectos en marcha para reeducar la población y atajar dichos problemas de forma desigual, sin estar vertebrados a nivel estatal o regional y unificando criterios mediante la coordinación de acciones a escala regional/continental y recibir los fondos y logística necesaria son los verdaderos retos para el siglo XXI.

6.5. Factores relacionados con las prácticas peligrosas

Hay muchas prácticas de la vida diaria en África que ayudan a la pervivencia de ciertos virus como el *Cryptosporidium*. Por un lado, están las deposiciones de excrementos directamente en el suelo, dónde se pueden filtrar a los acuíferos por medio del agua de lluvia o regadío, luego tenemos las deposiciones animales, sean éstas utilizadas como abono o simplemente por el rumiar del ganado. A continuación, están las costumbres de desaguar los residuos directamente en el río, lago o masa de agua disponible. Así sucede a pequeña escala doméstica pero también a escala industrial y hotelera. La ingesta de agua de manantial sin ningún tratamiento previo también es una práctica común entre la población camerunesa. En Yaundé (Camerún), Los resultados de los estudios sobre la contaminación del agua del río Mingoa (manantiales y pozos) se confirman también la influencia de la urbanización y las prácticas tradicionales que afectan a la salud de la población (Adam et al., 2019). En países donde apenas hay suministro de agua potable y limpia al igual que sucede con los servicios médicos y dada la tendencia de dichos países a un aumento poblacional más o menos estable esto no hará más que aumentar la presión sobre un sistema ya en clara quiebra. Ni los sistemas de saneamiento, ni las demás infraestructuras que hemos mencionado están preparadas para dicha presión. El riesgo de estallidos de enfermedades es muy alto en todos los escenarios. Es por esto que cabe preguntarse, ¿Qué factores ahondan dicha brecha sanitaria en África? En nuestra opinión son tres:

El factor del cambio climático: A través los estudios se revela una gran incertidumbre sobre la naturaleza de los determinados impactos y el momento o el lugar en el que serán más visibles. Sin embargo, para poder evaluar las probables consecuencias para la salud humana, es fundamental estudiar la capacidad de resistencia de la sociedad a los cambios en la calidad del agua. Entender ese potencial de adaptabilidad para determinar la probable influencia del cambio climático es esencial (Adam KY, et al 2019). El deterioro de los sistemas climáticos a nivel mundial y la aparición cada vez más frecuente de desastres naturales va a tener un potencial efecto acelerador de la situación ya de por sí grave que sufren continentes como África. Lo errático de las precipitaciones, el hecho que un ambiente más cálido reproduzca más los patógenos o bien el hecho de que sequías extremas favorezcan el consumo de agua contaminada y por tanto la mortandad infantil, son algunos de los factores asociados al cambio climático.

Durante el siglo pasado, algunas zonas de África se han vuelto más secas (por ejemplo, el Sahel) y se prevé que en los próximos años el cambio climático ampliará la zona afectada por la sequía, multiplicando por dos la frecuencia de las sequías extremas y sextuplicando su duración media (Squire & Ryan, 2017).

Obviamente a medida que el deterioro del medio ambiente recrudezca ciertos fenómenos climáticos como inundaciones o sequías, esto también incidirá negativamente en el continente africano. Hemos visto en años recientes como se ha cronificado la sequía en la región del Rif y en otras zonas de África, provocando éxodos masivos, hambrunas, niños en situaciones gravísimas de desnutrición y tasas de muerte infantil insostenibles. Aún en un contexto de mayor acceso a alimentos o aumento poblacional el *Cryptosporidium* continuaría siendo un problema si no se ataja, controla y erradica (Squire, S.A. et al ,2017).

Factores sociológicos y económicos: La demografía ha aumentado considerablemente, ya que el fenómeno de las familias numerosas es muy

presente en África, reduciendo los medios económicos por persona y por familia (Guerrant, 1999). Es por esto que los problemas de desnutrición van creciendo y los niños son los más afectados por ello. Hay que añadir que deberían existir programas para enseñar y concienciar a la población en la importancia de la profilaxis, mantener ciertas pautas básicas de higiene personal y a la hora de entrar en contacto con animales, personas o alimentos pueden prevenir muchas infecciones especialmente bacterianas y por protozoos. Por citar el ejemplo de un país con una situación agravada queremos señalar que en Etiopía según datos recientes menos del 20% de las familias tiene acceso a saneamiento, el 80,5% carecen de conocimientos de higiene y profilaxis. Así nos encontramos ante el cocktail perfecto para que enfermedades como la criptosporidiosis campen a sus anchas y provoquen estragos en la población (Ahmed et al., 2018). Los índices de pobreza y analfabetismo influyen en la toma de conciencia de la gravedad de consumir agua no tratada y de su uso doméstico, además del peligro de ciertas prácticas que favorecen la transmisión de enfermedades diarreicas.

Factores relacionados con el sistema político: El sistema político en África tiene una importancia fundamental en la gestión y protección de la salud pública. Pero los responsables políticos africanos no consiguen encontrar un equilibrio para hacer frente a los retos que implica la realización de infraestructuras de saneamiento e higiene adecuadas. Existe una grave carencia de profesionales sanitarios cualificados y de laboratorios. Además, las poblaciones africanas no disponen de infraestructuras de transporte y comunicación (Ahmed, S.A. et al ,2018) Debido a dicho acceso desigual a un sistema de salud también desigual y a veces inexistente en la práctica, sin dejar de lado las supersticiones y la falta de educación científica, hace que muchos acudan al chamanismo y la medicina *tradicional* para curar dichas dolencias como por ejemplo la diarrea. A esto debemos sumarle los conflictos armados, milicias religiosas, esclavitud forzosa de niños y niñas, gobiernos extremadamente corruptos y otros factores de inestabilidad que también contribuyen en la foto de conjunto de la situación en África y que no permiten erradicar dichas enfermedades, más bien ayudan a su propagación al punto que se han indemnizado en ciertas regiones.

Ante la corrupción y los conflictos militares, las instalaciones agrícolas son escasas, lo que provoca el racionamiento de alimentos y el suministro de agua. Como consecuencia, se produce una situación de hambre y malnutrición crónicas, lo que provoca un aumento de la morbilidad y la mortalidad (Uchendu, 2018). Son factores que están fuera del alcance de la comunidad científica o de los individuos. Debería haber un consenso entre la clase política y la élite financiera para sacar ciertas regiones de situaciones cronificadas. Así, políticas para paliar el hambre y asegurar el acceso a agua potable de calidad podrían transformar el continente africano y sacarlo del letargo postcolonial en el que se encuentra ahora. Si bien hay iniciativas muy interesantes y nuevos desarrollos en muchos puntos de África falta la vertebración de estados más fuertes y apoyo económico para llevar a cabo un mayor control y contención de los patógenos a la vez que, como decíamos, asegurar un suministro de agua y alimentos suficiente para la población.

6.6. Conclusión parcial

Las enfermedades relacionadas con el agua siguen siendo fuentes importantes de morbilidad y mortalidad, sobre todo, en los países en desarrollo. El *Cryptosporidium* es uno de estos patógenos, reconocido mundialmente como una de las principales causas de diarrea en niños y adultos. El potencial contaminante de estos patógenos está asociado a una multitud de factores, como los efectos del cambio climático, los aspectos sociales y de comportamiento de las poblaciones locales, los problemas de agua, las ubicaciones geográficas que pueden provocar el aislamiento y las desigualdades debidas a la falta de transparencia de los gobiernos en la distribución de los recursos financieros. Sin embargo, tanto la salud de los seres humanos al igual que la de los animales se encuentra relacionada de forma estrecha con tres factores: a saber, el medio ambiente (social, geográfico, económico y político), los patógenos, así como las propias poblaciones (humanas y animales), que

determinan el estado de salud y enfermedad. Dada toda la complejidad y amplitud de estas amenazas, se requieren respuestas multidisciplinarias que tengan en cuenta todas las interrelaciones existentes entre la salud humana y el animal, además de los factores ambientales subyacentes que influyen sobre la salud. Dentro del sector del agua, existe un impulso cada vez mayor en la comunidad mundial por abandonar los planteamientos reduccionistas, así como los accionariales, a favor de enfoques más holísticos del tipo preventivo, que permitan recurrir al concepto sistémico. La aplicación de métodos de análisis de riesgos constituye una estrategia mundial en expansión como respuesta ante la necesidad que existe de establecer planteamientos integrados. Dicho enfoque puede ser pertinente para una gran variedad con respecto a los objetivos de desarrollo mundial, entre ellos los propios Objetivos de Desarrollo del Milenio.

Capítulo 7

ETAP & Eliminación de *Cryptosporidium*

7. ETAP & Eliminación de *Cryptosporidium*

7.1. Sistema convencional de potabilización

Las plantas de tratamiento de aguas convencionales usan secuencias de proceso más o menos estándar (figura 7.1). Se incluyen las siguientes etapas en el proceso de purificación:

- Coagulación/floculación
- Decantación
- Filtración
- Desinfección

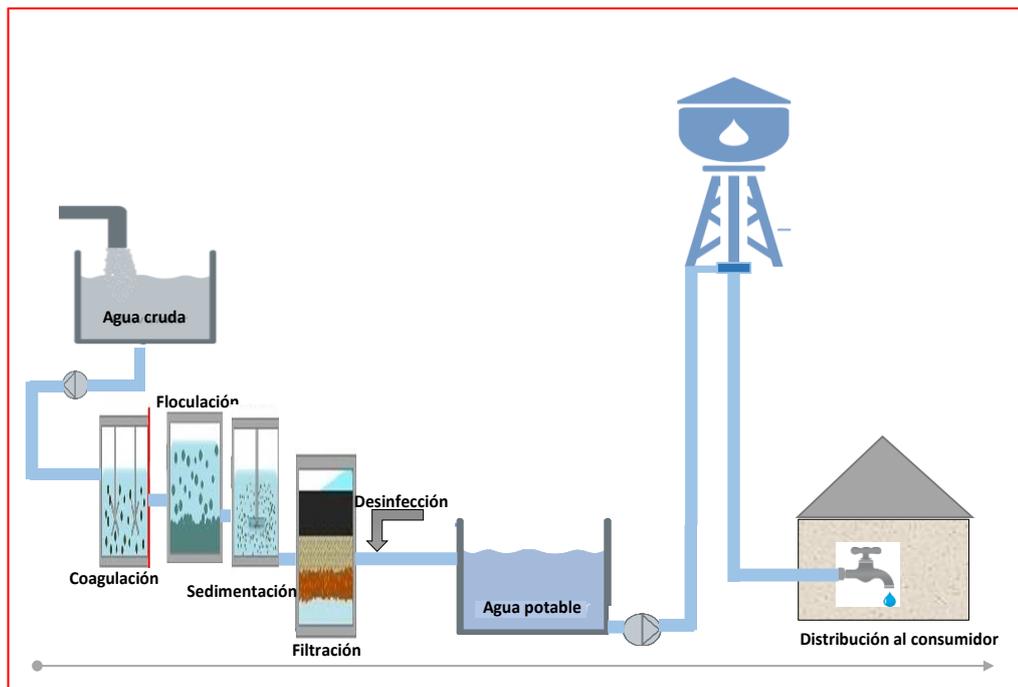


Figura 7.1: Esquema del proceso de potabilización

El término planta de tratamiento de agua potable (ETAP) se refiere a un conjunto de estructuras en las que el agua pasa por un proceso de tratamiento para convertirla en apta al consumo humano. Hay diferentes técnicas para potabilizar el agua, la cual, sin embargo, cumple con los mismos principios:

- Combinar múltiples obstáculos para lograr condiciones de bajo riesgo.
- Tratamiento integral produce el efecto deseado.
- Tratamiento según objetivos (cada fase de tratamiento tiene un objetivo concreto para un contaminante concreto).

A falta de capacidad de almacenamiento de agua potable, en la fase de diseño, se deberá superar la demanda máxima diaria. También la planta de tratamiento tiene que funcionar de forma continua, sin importar que algunos de sus componentes requieran mantenimiento.

7.1.1. Desinfección con cloro

Para eliminar los agentes patógenos presentes en el agua, se utiliza el cloro (Cl_2), considerado como uno de los productos químicos más utilizados. De todos los desinfectantes, el cloro siempre se utiliza como desinfectante del agua potable en las plantas de tratamiento de aguas residuales de todo el mundo. Debido a su fuerte poder oxidante, la finalidad del tratamiento consiste en eliminar organismos patógenos para que no haya ningún germen infeccioso (bacterias o virus) en el agua. (Metcalf, 2003).

Los productos clorados son los más utilizados como tratamiento químico del agua para garantizar la seguridad de las aguas, así como la facilidad de control de los niveles. En el proceso de tratamiento, cada uno de los productos clorados que se utilizan produce ácido hipocloroso (HClO) tras reaccionar con el agua.

El ácido clorhídrico tiene un carácter de ácido débil para disociarse en hipoclorito (ClO^-) dentro del agua mediante un equilibrio que viene definido por el valor de su pH. El conjunto de las dos formas se llama cloro libre. En el agua que presenta un pH muy elevado, se transforma en la mayor parte de ácido hipocloroso (cloro activo) en ion hipoclorito (cloro potencial), es decir, un cloro con muy poco poder desinfectante. (Metcalf y Eddy, 2003).



Se denomina cloro combinado al producto de combinar el cloro junto con amoníaco y la materia orgánica nitrogenada presentes en el agua.

El cloro total es la suma del cloro libre con el cloro combinado. (Metcalf, 2003).

CLORO LIBRE + CLORO COMBINADO = CLORO TOTAL



- **Cloro Libre:** Este tipo de cloro tiene un gran potencial de desinfección y oxidación, debido sobre todo a la presencia de ácido hipocloroso y anión hipoclorito.
- **Cloro combinado:** Cuenta con un poder de desinfección muy reducido por lo que su presencia causa irritación y problemas de olor. En la combinación del cloro libre y el amoníaco con la materia orgánica nitrogenada disponible en el agua se forma el cloro combinado (cloraminas).

- **Cloro total:** El resultado de la suma del cloro libre con el cloro combinado corresponde al cloro total. La concentración de cloro total no puede superar los 0,6 mg/l respecto al nivel de cloro libre residual. (Percival, 2014).

Tabla 7.1: Productos y procedimientos de desinfección (Hokstad, P. 2009)

Desinfectante	Ventajas	Inconvenientes
Cloraminas Se mezcla amoníaco y compuestos de cloro. La mezcla forma cloraminas.	- Residuo permanente. - Minimiza sabores y olores. - Da niveles más bajos de trihalometanos y ácido haloacético. - Desinfecta bien los biofilms del sistema de distribución.	Genera subproductos de desinfección con efectos poco conocidos sobre la salud. -Provoca irritación de los ojos. - Se requieren mayores cantidades y más tiempo de contacto. - No es muy efectivo contra virus y parásitos. - Puede provocar el crecimiento de algas y bacterias en el sistema de distribución, a causa del amoníaco residual. - Es menos eficaz como oxidante y desinfectante que el cloro libre.
Dióxido de cloro Se genera en las instalaciones de tratamiento de agua.	- Tiene una buena actuación frente a los virus. - No reacciona con el nitrógeno amoniacal para formar aminas. - No forma trihalometanos. - Destruye los fenoles que dan problemas de sabor y olor. - Desinfecta y oxida con eficacia. - Efectivo en bajas cantidades. - No genera subproductos del bromo.	- Se descompone en subproductos inorgánicos (cloritos y cloratos). - Se necesita un equipo de generación en el lugar de aplicación. - En ocasiones puede plantear problemas de olor y sabor
Ozono Muy utilizado en el resto de Europa.	Buena acción frente a los virus. - Desinfectante y oxidante eficaz. - No genera subproductos como trihalometanos y ácido haloacético. - Controla el sabor y el olor.	- Genera otros subproductos: aldehídos, cetonas, ácidos carboxílicos, derivados del bromo, bromato, quinonas y peróxidos. - Puede facilitar la producción de trihalometanos si se combina con otros productos de desinfección. - No proporciona un efecto persistente en el tiempo. - Su producción es muy cara y requiere un alto nivel de mantenimiento. - Puede ocasionar un crecimiento microbiano posterior, porque provoca un aumento de los nutrientes en los abastecimientos de agua.
Radiación ultravioleta El agua se debe exponer a la radiación UV	- No precisa almacenamiento. - No genera subproductos identificados de desinfección.	- No hay acción residual. Su acción no persiste en el tiempo. - Tiene unos requisitos estrictos de manipulación. - Supone unos costes elevados de capital inicial. - Supone unos costes elevados de energía. - La desinfección puede no ser efectiva a causa de turbideces, dureza del agua o falta de energía.

Efectividad de cloro en la inactivación de microorganismos

Se puede alcanzar un nivel favorable de desinfección variando por ejemplo la concentración de cloro y el tiempo de contacto, lo cual permite obtener una dosis de cloro, que se suele medirse en mg-min/L en forma de CxT (concentración por tiempo de contacto). La dosis de cloro cambia según las características del agua. (EPA, 1999).

La eficiencia de eliminación de algunos microorganismos varía según el estudio de Metcalf y Eddy (2003), para alcanzar una tasa de eliminación bacteriana de 4 u Log, la CxT del cloro libre debería oscilar en torno a los siguientes valores :10 y 12 mg · min / L, cuando la CxT del virus tiene que estar en el rango de 6 y 7 mg · min / L. Entre. L. Para lograr la misma eficiencia de eliminación (4 uLog), si se utiliza cloramina, se necesita una CxT de 200 a 250 mg · min/L para eliminar las bacterias, y una CxT de 200 a 1200 mg · min/L es para inactivar el virus. es obligatorio. (Esto es obligatorio). Por lo que es importante depender de los microorganismos, la concentración, el tiempo de contacto con el desinfectante, así como el tipo de desinfectante utilizado. (Metcalf y Eddy, 2003).

7.1.2. Desinfección con cloraminas

Desde principios del siglo XX, el uso de cloraminas ha mejorado el sabor e incluso hasta el olor de agua de consumo. También se usan cloraminas en la desinfección. Las cloraminas se forman por la reacción del amonio (NH_3) y el cloro (Cl_2). Las cloraminas son aminas que contienen en su composición mínimo un átomo de cloro conectado de forma directa a un átomo de nitrógeno (N). Existen tres clases distintas de cloraminas inorgánicas, las monocloraminas (NH_2Cl), las dicloraminas (NHCl_2) y la trocloramina (NCl_3), las cuales se generan mediante la reacción del cloro disuelto con el amoníaco.

Cuando se usan cloraminas como desinfectante, se agrega amoniaco al agua clorada. El amoníaco se agrega después del cloro, por lo que el tiempo de

contacto (TC) resulte inferior con respecto a cuando se añadió el primer elemento. Las cloraminas son tan eficaces como el cloro para inactivar las bacterias y otros microorganismos, pero el mecanismo de reacción es más lento. Tanto la cloramina y el cloro son oxidantes. Las cloraminas son capaces sobre todo de destruir las bacterias penetrando a través de la pared celular para bloquear sus procesos metabólicos.

La monocloramina es más eficaz en la desinfección por su reacción directa con los aminoácidos del ADN bacteriano. Una vez que los microorganismos se desactivan, eliminan la capa protectora del virus. Cuando el pH es ≥ 7 , las monocloraminas son las más abundantes. El valor de PH no afecta con la eficacia de las cloraminas. (EPA, Abril 1999). Aunque la cloramina es menos eficaz en la desinfección que el cloro libre, se usan debido al potencial para persistir en el agua creando residuos activos "combinados" en los depósitos y redes de distribución. Representa una buena alternativa como desinfectante secundario debido a los siguientes beneficios potenciales. (EPA, Abril 1999).

Ellos no reaccionan al igual que el cloro libre para formar trihalometanos con compuestos orgánicos. Es más estable la monocloramina en el agua que el cloro libre, así como el dióxido de cloro lo que brinda una mejor protección contra el crecimiento bacteriano en los tanques y sistemas de distribución.

Efectividad de cloramina en la inactivación de Protozoo

Las monocloraminas resultan muy eficaces a la hora de controlar las biopelículas existentes en las redes de distribución. Dado que las cloraminas no suelen tener reacción directa con los compuestos orgánicos, se ha demostrado que su efecto sobre los sabores, así como los olores de las aguas es menor en comparación con el cloro libre. Por otro lado, se pueden citar las desventajas que presenta la utilización de las cloraminas en la actualidad (EPA, Abril 1999).

La capacidad de desinfección de las cloraminas es más baja que la de otros desinfectantes (cloro libre, dióxido de cloro u ozono). Por otra parte, las cloraminas no oxidan hierro, ni el manganeso o sulfuros.

El excedente de amonio en la red de abastecimiento puede llevar a la nitrificación, sobre todo en los puntos finales de la red. La formación de dicloraminas causa problemas operativos. Stringer and Kruse, 1970 (EPA, Abril 1999), en su estudio determinó también que para inactivar los quistes de Entamoeba Histolytica de 2 logs, es necesario administrar una dosis de 8 mg/l de cloraminas a lo largo de 10 minutos de tiempo de contacto, mientras que si se trata de cloro libre, bastan 3 mg/l para el mismo grado de inactivación y tiempo de contacto.

7.1.3. Desinfección con ozono

El ozono desinfecta el agua por medio de oxidación química. Como desinfectante, El ozono constituye hoy en día un poderoso y eficaz competidor del cloro. El ozono como desinfectante químico tiene un alto potencial de oxidación en comparación al cloro libre y combinado, siendo capaz de destruir bacterias e incluso inactivar virus, quistes, hongos, toxinas, algas a protozoos, los cuales a veces no son susceptibles de ser eliminados por el cloro. El ozono, en razón de su elevado poder oxidante, permite también la oxidación del hierro o del manganeso, además de eliminar la materia orgánica, la materia inorgánica, los nitritos, los sulfuros y los cianuros, así como las eventuales sales pesadas, además de los olores, atributos de color y sabores. Además, inhibe el desarrollo de hongos y algas y reduce la turbidez. El ozono es el agente oxidante más conocido después del flúor, porque su potencial (E) electroquímico es 2.07 V (el del cloro gas es 1.36 eV) y actúa de rapidez (von Gunten, 2003).

Efectividad de ozono en la inactivación de Protozoos

El ozono tiene la capacidad de destruir los microorganismos en pocos segundos a través del procedimiento de destrucción celular. De esta forma, por la ruptura molecular de la membrana celular producida por el ozono, el citoplasma de la célula queda disperso en el agua y lo destruye, haciendo que la reactivación sea imposible. Por su gran capacidad de reacción, el ozono en el agua se descompone muy rápidamente, de forma que se puede considerar su efecto

residual prácticamente nulo. Al contrario del cloro, después del tratamiento se mantiene sin olor ni sabor. El ozono, a pesar de todo, ofrece un rendimiento mucho mayor del que ofrece el cloro respecto a la misma cantidad de residuos. sin embargo, a causa de esta ausencia de residuos permanentes, la ozonización se acompaña generalmente de otro procedimiento de desinfección, por ejemplo, la cloración (Von Gunten, 2003). Los protozoos resisten mucho más al ozono y a otros desinfectantes que las bacterias y los virus vegetativos. El nivel de resistencia de *Giardia lamblia* es parecido a los de las esporas de micobacterias, mientras que los quistes de *Acanthamoeba* y *Naegleria* resisten más al ozono que los quistes de *Giardia* (Bablon et al., 1991, en EPA, abril de 1999).

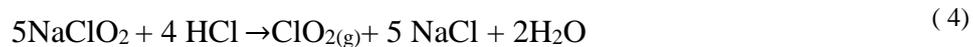
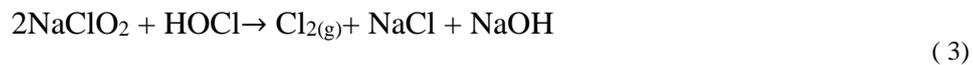
Para inactivar 2 logs de *Giardia lamblia* y *Naegleria gruberi* a 5°C, se necesitan unos valores de C*T de 0,53 y 4,23 mg/l*min aproximadamente. (Bablon et al., 1991, en EPA, Abril 1999). Para inactivar 2-log de *Giardia lamblia* y *Naegleria gruberi* a 5°C, se necesitan valores de C*T de 0,53 y 4,23 mg/l*min respectivamente (Wickramanayake et al., 1984). Según otros estudios, *Cryptosporidium parvum* tiene una resistencia al ozono diez o más veces superior con respecto a *Giardia lamblia*. (Dugan et al., 2001).

7.1.4. Desinfección con dióxido de cloro

El dióxido de cloro (ClO₂) tiene un poder desinfectante con una capacidad biocida muy superior a la del cloro al igual que a la de sus derivados. Sus propiedades oxidativas permiten su aplicación sea una opción a considerar si, aparte de la desinfección, se requiere mejorar la calidad organoléptica del agua. Posee excelentes efectos en cuanto al control del sabor, así como de los olores, y también en la destrucción de sustancias orgánicas causantes del color o que son portadoras de trihalometanos (THM).

Por eso se aplica sobre todo cuando por ejemplo existe una concentración elevada en las aguas brutas de los precursores los cuales, mediante la cloración convencional, dan lugar a la aparición de subproductos de la desinfección (DAP).

Pero su utilización en las plantas de tratamiento de aguas como desinfectante se ve bastante limitada en función de la complejidad de su producción y su coste elevado. (ENOHSA, 2000). El dióxido de cloro utilizado en la potabilización del agua se basa principalmente en la utilización de soluciones de clorito sódico con un agente oxidante compuesto por cloro gaseoso o en solución, o por ácido clorhídrico.



El dióxido de cloro en el agua es muy fácil de disolver lo que permite que la solución sea eficaz a la hora de eliminar una gran variedad de agentes patógenos. El pH condiciona la inactivación tanto de virus como de quistes de forma más leve en el caso de la desinfección con dióxido de cloro en comparación al clorado entre 6 y 8,5. (Scarpino y col., 1979, en EPA, Abril 1999) y los quistes de *Naegleria gruberi* (Chen y col., 1984, en EPA, Abril 1999), aumenta con el pH.

Ventajas	Desventajas
<p>Efectivo contra muchos microorganismos y más potente que el cloro en un tiempo de contacto corto.</p> <p>Mayor poder de oxidación, lo que contribuye a la remoción de olor, color y mal sabor.</p> <p>No produce trihalometanos (THM)</p> <p>No se ve afectado por las variaciones de pH</p> <p>Mejora la remoción del hierro y manganeso</p>	<p>Es complejo</p> <p>Es más caro que el cloro.</p> <p>Se forman subproductos de clorito y clorato.</p> <p>Debe producirse en el lugar donde se va a utilizar.</p> <p>Para su operación y mantenimiento requiere mano de obra capacitada.</p> <p>Difícil de analizar en laboratorio</p>

Efectividad de dióxido de cloro en la inactivación de Protozoo

El dióxido de cloro es un producto que se ha usado para la eliminación de sabores y olores ocasionados por los fenoles, las algas y la vegetación descompuesta, y también para la eliminación tanto del hierro como del manganeso, dado que ha sido más eficaz que el cloro en este propósito. (ENOHSA, 2000). Hoy en día, se utiliza el dióxido de cloro para desinfectar, controlar el sulfuro de hidrógeno, los compuestos de hierro y manganeso y los fenólicos, así como la eliminación general de olores y sabores y controlar las algas. (EPA, 1999).

La efectividad del dióxido de cloro a la hora de la inactivación de los protozoos resulta igual o mayor con respecto al cloro. A partir de un tiempo de contacto de 60 minutos, contando con dosis de dióxido de cloro de 1,5 a 2 mg/l, Hofmann et al. 1997, en EPA, abril de 1999), se mide la inactivación de 3-Log de Giardia a temperaturas de 1 a 25°C y pH entre 6 y 9.

En función de la temperatura, el Cryptosporidium por lo general resulta muy resistente a una dosis de dióxido de cloro comprendida entre 8 y 16 veces superior a la de Giardia (Hofmann et al. (.1997, en EPA, abril de 1999). Según un grupo de expertos, en 30 minutos de contacto de una concentración de dióxido de cloro de 0,22 mg/l, la inactivación de Cryptosporidium es significativa (Peeters et al., 1989, en EPA, abril de 1999). Por otro lado, algunos investigadores

descubrieron y establecieron que se requieren valores de C*T comprendidos entre 60 y 80 mg/l*min para desactivar de 1,0 a 1,5 Log de *Cryptosporidium* con dióxido de cloro. (Korich y col., 1990).

7.1.5. Desinfección con Ultravioleta

La desinfección ultravioleta (UV) está basada en la transmisión de energía electromagnética desde una lámpara U hacia el microorganismo, en concreto, su ARN y ADN. Las lámparas ultravioletas difunden luz en el intervalo de longitud de onda de 200-400 nm, sin embargo, el intervalo de longitud de onda óptimo que tiene efecto germicida se encuentra entre 250-270 nm. (U.S.EPA, 1999).

Una de sus ventajas es que la desinfección UV es rápida y no utiliza productos químicos por lo que no añade toxicidad a las aguas residuales. Además, se genera un subproducto derivado de la desinfección UV con efectos negativos a los organismos receptores. (EPA Victoria, 2002).

Los rayos de luz ultravioleta que se utilizan para inhibir la actividad de microorganismos usualmente se obtienen mediante lámparas especiales, la mayoría de las cuales son lámparas de vapor de mercurio ionizante, de baja y media presión. Es decir, se requiere energía eléctrica para llevar a cabo el proceso. (Daniel, 2001).

Efectividad de UV en la inactivación de Protozoo

Se consigue una inactivación de *Giardia* inferior al 80% con dosis de 63 mW*s/cm² (Rice & Hoff, 1981, en EPA 815-R-99-014, abril de 1999), se requiere una dosis de 82 mW*s/cm² para aumentar el porcentaje en 1 log (Carlson et al., 1982, en EPA 815-R-99-014, abril de 1999).

Para alcanzar una inactivación de 2 logs de *Giardia*, es necesario aplicar una dosis superior a 121 mW*s/cm² ((Karaniş & Aldeyarbi, 2011), en EPA 815-R-99-014, abril de 1999).

Otras investigaciones, en cambio, evidencian la posibilidad de inactivar el *Cryptosporidium parvum* con luz ultravioleta. Se obtiene un nivel de inactivación de entre dos y tres log cuando se aplica una intensidad de 14,58 mW/cm² durante un tiempo de exposición de 10 minutos, lo que supone una dosis de 8748 mW*s/cm². (Campbell y col., 1992, en EPA 815-R-99-014, abril 1999).

7.2. Inactivación de microorganismos en la ETAP

Los llamados métodos de coagulación, floculación, sedimentación/flotación y filtración resultan efectivos en la eliminación sobre todo de los agentes patógenos que se encuentran en el agua.

En concreto, la filtración, según se ha indicado, constituye un paso imprescindible para conseguir el nivel de eliminación necesario del agua sin filtrar y filtrada, sobre todo para la eliminación de los protozoos, ya que estos presentan una alta resistencias a los desinfectantes químicos habituales.

Para conseguir una eficaz eliminación de microorganismos patógenos, es fundamental realizar una coagulación óptima, que tenga en cuenta la composición del tamaño de las partículas y el mantenimiento de los medios filtrantes. Las plantas de tratamiento de aguas de la mayoría de los estados de EE.UU. exigen un total de 2,5 log a la hora de eliminar la *Giardia lamblia* por medios físicos y se necesita al menos un 0,5 log de inactividad a fin de cumplir con la normativa (EPA, 30/8/21).

Conforme a la Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA, septiembre de 1998), las técnicas de tratamiento utilizadas con el fin de eliminar los contaminantes microbianos del agua son las siguientes:

Se han establecido valores máximos para la inactivación de microorganismos por los diferentes desinfectantes. Estos valores corresponden al doble del log de inactivación demostrado en la literatura. Estos valores se muestran en la Tabla

7.2. En agua caliente, inactivación calculada. Para los virus es muy alto (> 100 log). Los valores máximos se establecen permitiéndole permanecer en valores reales.

Tabla 7.2: Valores maximales para inactivación(ENOHSA, 2000)

Desinfectante	Valor máximo para log de inactivación				
	Cryptosporidium	Giardia	Rotavirus	Campylobacter	E.coli
Cloro	4	8	8	8	8
Cloramina	5	4	4	8	4
Ozono	6	4	4	8	8
Dióxido de cloro	6	4	8	4	4
U.V	5	4	5	5	5.5

Aunque los métodos convencionales de tratamiento de agua pueden dar lugar a reducción de los microorganismos de hasta el 99,9%, siempre es necesaria una desinfección general para que el agua sea asegurar su calidad . La siguiente tabla muestra porcentajes de remoción de coliformes totales y fecales obtenidos por diferentes tratamientos (ENOHSA, 2000).

Tabla 7.3: Reducción de microorganismos patógenos en distintos procesos de Tratamiento (ENOHSA, 2000)

Tratamiento	Porcentaje de reducción
Almacenamiento	Cantidades significativas
Sedimentación	0-99%
Coagulación	Cantidades Significativas
Filtración	0-99%
Coagulación, sedimentación, y filtración rápida	60-100%
Coagulación, filtración por filtros con dos medios filtrantes (arena y carbón)	>99%
Filtración en dos etapas por litros horizontales de grava seguido por un filtro lento de arena	99.9-99.9999%
Filtración por filtros lentos de arena	40-100%
Filtración por carbón activado granular	0-60%
Tratamiento con carbón activado en polvo	0-20%
Tratamiento con alúmina activada	0-60%
Ósmosis inversa	90-100%
Ultrafiltración	90-100%

En la siguiente tabla 7.4 se indican las remociones acumuladas en una planta potabilizadora convencional (ENOHSA, 2000):

Tabla 7.4: Reducción de Coliformes fecales en la ETAP con filtración (ENOHSA, 2000)

Tratamiento	Porcentaje de reducción acumulado (%)
Almacenamiento del agua sin tratar	50
Coagulación/ Sedimentación	60
Filtración	99.9
Desinfección	99.9999

7.3. Conclusión parcial

Los ooquistes de *Cryptosporidium* logran escapar de los sistemas de filtración durante el proceso de tratamiento de agua, y la robustez de su pared se traduce en alta resistencia ante los desinfectantes que se utilizan comúnmente en el sector del agua

- La eliminación de *Cryptosporidium* en el agua constituye para las instalaciones de potabilización un reto, incluso para los países que disponen de una tecnología muy avanzada. Se ha comprobado que los procesos convencionales de tratamiento del agua, basados en la coagulación, la floculación, la sedimentación, la filtración y la desinfección química, no son completamente capaces de eliminar o inactivar la presencia de este parásito.
- Los desinfectantes habituales solo reducen de forma significativa la infectividad de los ooquistes cuando se aplican elevadas concentraciones en las que pueden resultar tóxicos, lo que requiere largos tiempos de exposición y, a frecuencia, altas temperaturas. Por otra parte, el cloro, que resulta eficaz contra numerosos microorganismos, sin embargo, no consigue inactivar por completo los ooquistes de *Cryptosporidium*, a pesar de que se utilice en altas concentraciones durante mucho tiempo, por lo que su uso en potabilizadora es muy limitado.
- La mayoría de los desinfectantes que han proporcionado mejores resultados son compuestos de bajo peso molecular, por ejemplo, el amoníaco, el óxido de etileno, el bromuro de metilo y el ozono, que son muy tóxicos y, aparte de este último, para el tratamiento del agua no son apropiados. Hoy en día el ozono se aplica a los tratamientos de agua, sobre todo en el resto de Europa; pero su aplicación como desinfectante primario es menos frecuente, ya que se utiliza en mayor medida como agente oxidante y para controlar problemas de sabor y olor en el agua.

- Hay algunos estudios que indican un mayor nivel de desinfección utilizando varios compuestos químicos (cloro y cloraminas, o bien, ozono y cloraminas), que en el caso de utilizar solo un desinfectante. La aplicación de UV constituye uno de los métodos físicos aplicados de forma alternativa para la inactivación de los ooquistes de *Cryptosporidium*. Además, las filtraciones son básicas para su eliminación. Este hecho ha conducido al desarrollo de nuevas tecnologías para su eliminación, entre las que se incluyen la microfiltración, la ultrafiltración y la ósmosis inversa, entre otras
- La desventaja de la aplicación de estas tecnologías está en sus elevados costes de instalación y mantenimiento.
- El nivel de turbidez del agua es uno de los parámetros para valorar la calidad del agua y el riesgo de contaminación microbiana. A pesar de ello, existen numerosos estudios que indican que la disminución del nivel de turbidez no asegura la no presencia de *Cryptosporidium*.

Capítulo 8

Oportunidad de mejora de los sistemas de toma de decisiones en instalaciones complejas

A partir de las conclusiones establecidos en los capítulos 2,3 y 5, correspondientes al estado de conocimiento, cabe decir que, para lograr una gestión eficaz de los riesgos, una empresa de potabilización de agua necesita técnicas avanzadas de análisis que faciliten una toma de decisiones.

El presente capítulo presenta un nuevo enfoque para llevar a cabo una evaluación cuantitativa de riesgos a lo largo de la cadena del agua, desde la cuenca del río hasta el grifo del consumidor, mediante la integración de la modelización predictiva combinada con las técnicas de árbol de eventos y árbol de fallos. El modelo desarrollado no sólo contempla las condiciones normales, sino que es capaz de integrar las condiciones anormales del proceso en la planta de tratamiento de aguas, así como evaluar el impacto real de los controles de seguridad aplicados, como es el control de la turbidez (Doménech et al., 2022).

El modelo que se propone se ha utilizado para conocer la exposición a *Cryptosporidium* por el consumo de agua procedente de la planta potabilizadora de Manises (Valencia) "La presa". Este resultado, combinado con la dosis respuesta ha permitido conocer el riesgo para el consumidor en distintos escenarios o situaciones, figura 8.1.

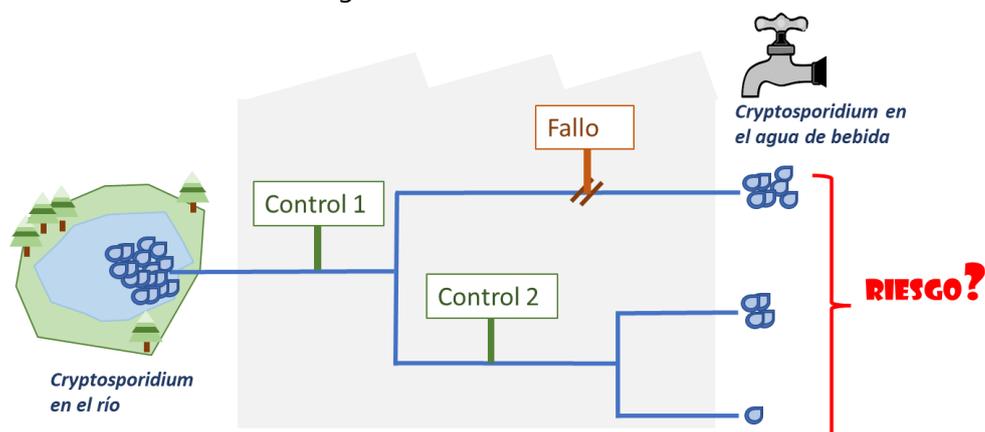


Figura 8.1: Evaluación del riesgo *Cryptosporidium* agua del grifo (E. Doménech et al 2022)

8.1. AR basado en una combinación de análisis de eventos y árboles de fallos y la modelización predictiva

Los fallos o desviaciones del correcto funcionamiento pueden producirse a lo largo de toda la cadena "desde la captación al grifo del consumidor", afectando directamente a la exposición de los consumidores a cualquier agente patógeno, en este caso *Cryptosporidium*. En este contexto, la aplicación exclusiva de los modelos predictivos (PM) en el análisis de riesgos, no es suficiente, ya que no son capaces de tener en cuenta los posibles fallos. Con el objetivo de integrar en el cálculo estas situaciones anómalas, el presente trabajo propone completar el estudio con la técnica de análisis de árbol de fallos .

Sadiq y su equipo utilizaron los AAF para determinar las principales causas de la falta de calidad del agua en la distribución urbana, llegando a la conclusión de que la contaminación del agua en la fuente de captación, la corrosión de los componentes del sistema y los fallos de la planta de tratamiento del agua resultaban ser los principales motivos(Sadiq et al., 2008). Análogamente, Tchorzewska Cieslak et al. (2012) con la ayuda de los AAF, describieron los posibles escenarios de fallo en las redes urbanas de suministro de agua, señalando que la contaminación del agua en las tuberías fue consecuencia de unas condiciones técnicas incorrectas, errores humanos y cambios de temperatura. Stein junto a su equipo propusieron los AAF como una herramienta de gestión en una pequeña planta de tratamiento de agua, al proporcionar información sobre las relaciones y combinación de eventos que dan lugar al suceso base y de este modo, aportar la información necesaria para realizar una adecuada toma de decisiones(Stein et al., 2017). En la misma línea, Viñas et al. (2022), a fin de aportar información al QMRA, utilizaron los AAF para modelizar las interacciones entre diferentes eventos susceptibles de producir fallos en el sistema de distribución de agua potable y proporcionar un marco para cuantificar el riesgo de infección.

A pesar de que el AAF es capaz de tener en cuenta el efecto de los fallos del sistema en la evolución de los patógenos, no tiene en consideración otros acontecimientos como son los controles de seguridad, los controles sanitarios, etc., que pueden estar presentes en distintos puntos de la cadena "desde la captación al grifo del consumidor" y que tienen una gran importancia en el riesgo final. La combinación de PM y AAF no permite, por lo tanto, un panorama completo de la totalidad de los eventos que se producen y sus posibles relaciones en las etapas del proceso de tratamiento de agua. Para dar solución a este inconveniente, el presente trabajo propone, además, integrar una tercera técnica de análisis a las dos anteriores: los árboles de eventos (AAS).

Un AAS es una representación gráfica con un desarrollo lógico inductivo que permite identificar las diferentes secuencias que pueden generarse a partir de un único evento iniciador, por ejemplo, como en este estudio, el agua contaminada a la entrada de la ETAP, y determinar sus posibles efectos o consecuencias.

En el presente capítulo se aplica, el uso combinado de los PM, los AAF y los AAS dentro del marco del QMRA, con el fin de evaluar la exposición de los consumidores a *Cryptosporidium*, por el consumo de agua potable en distintos escenarios. Combinando la evaluación de la exposición con la dosis respuesta a *Cryptosporidium* se puede conocer el riesgo para el consumidor.

8.1.1. Material y metodología

Caso de estudio

El caso estudiado ha sido realizado en la ETAP "La Presa" (Manises, Valencia-España), con captación de agua del río Turia y que suministra el agua potable a una población de 859.885 habitantes. Esta población es básicamente la derivada de una serie de municipios de la zona norte del área metropolitana de Valencia y de los barrios del centro-noroeste de la ciudad de Valencia.

que permiten determinar la probabilidad de que se produzca una infección determinada según la exposición al patógeno en el agua consumida por el usuario (WHO, 2004).

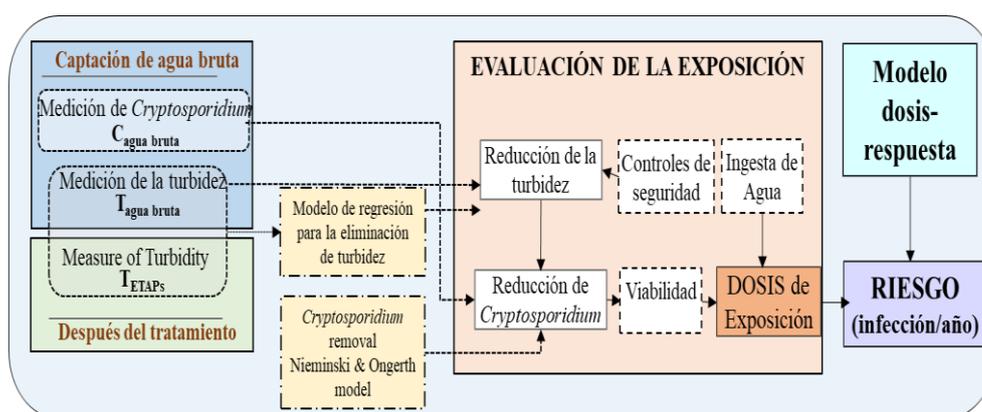


Figura 8.3: Modelización QMRA para predecir los riesgos de infección por oocistos

La Figura 8.3 presenta un esquema general del modelo QMRA utilizado en este estudio, indicando los pasos, controles y modelos predictivos utilizados en la modelización. Como se puede observar, el control de la turbidez se realiza de manera continua y en tiempo real en el agua proveniente del río y tras de ser tratado en la ETAP.

El nivel de turbidez en el río ($T_{\text{agua bruta}}$) se midió utilizando un turbidímetro (HI 93703, Hanna Instruments). El valor medio obtenido fue de 5,56 NTU (unidades nefelométricas de turbidez), con una mediana de 3,59 NTU, un valor mínimo de 0,324 NTU y máximo de 850 NTU. Según el criterio de autocontrol de la empresa, si la turbidez sobrepasa las 100 NTU, el agua se rechaza. Esta situación se produjo en un 0,15% de probabilidad. La turbidez media después del tratamiento de filtración (T_{ETAP}) fue aproximadamente de 0,16 NTU, con un rango de 0,01 a 1,51 NTU. En este punto, el agua tratada es controlada y si la turbidez es superior a 0,1 NTU, el agua se rechaza, lo cual suele producirse con una probabilidad media

del 0,066 %. Dichos resultados ponen en evidencia que, si bien los valores de turbidez suelen estar dentro de los valores de control establecidos, también hay una probabilidad real de superarlos. Por lo que pone en evidencia la necesidad de garantizar el buen funcionamiento de los sistemas de tratamiento y de control del agua.

La medida de la concentración de ooquistes que entra con el agua de captación en la ETAP de Manises se midió durante 43 semanas, aplicando el método de ensayo de separación inmunomagnética-inmunofluorescente (US EPA, 2005, 2012). Se recogieron un total de 129 muestras y el *Cryptosporidium* apareció en el 16,67% de las muestras tomadas en el agua bruta de entrada. Dando valores que iban de 4 a 150 ooquistes/100 L con una media de 15 ooquistes/100L.

Tabla 8.1: Funciones de distribución de *Cryptosporidium* y turbidez en el agua (datos propios)

parámetro	Descripción	Funciones de distribución	5 th	Media	95 th
T _{agua bruta}	Turbidez de agua bruto (NTU)	Logística (0.324;3.268;299) ^a	1.23	4.89	12.09
T _{ETAP}	Turbidez de agua bruto después la ETAP	Logística (-0.017;0.173;7.699) ^a	0.10	0.16	0.24
C _{agua bruto}	Cryptosporidium en agua bruto (Ooquiste/100L)	Exponencial (43.143) ^{b,c}	2.21	43.143	129.24

^a Parámetros logísticos (forma; escala; ubicación)

^b Parámetro exponencial (tasa).

^c Esta distribución corresponde a la concentración de ooquistes/100 L de las muestras positivas encontradas contaminadas con *Cryptosporidium* en un 16,67%.

La tabla 8.1 muestra las funciones de distribución obtenidas con el software @ Risk 8.0 (Palisade, Newfield), tras ajustar todos los valores obtenidos de los

análisis de la turbidez antes y después del tratamiento ($T_{\text{agua bruta}}$ y T_{ETAP} , respectivamente), así como la concentración de ooquistes en el río.

Para obtener la reducción de turbidez se utilizaron los datos de turbidez antes y después del tratamiento que fueron ajustados a un modelo de regresión cuadrática con el programa Statgraphics Plus 5.1. El modelo predictivo de reducción de turbidez rT obtenido, considerando el coeficiente de determinación (R^2) y los niveles de significación global ($p \leq 0,05$), explica el 84 % de los resultados. Con objeto de tener en cuenta la incertidumbre intrínseca a la determinación de la rT , se adoptó una distribución normal, cuyos parámetros característicos: media y desviación estándar fueron 0 y 0,2869 respectivamente (UrT).

El siguiente paso del estudio fue la determinación de la concentración de ooquistes tras el tratamiento. Diferentes estudios anteriores, ya han demostrado que la reducción de la concentración de ooquistes se correlaciona positivamente con la reducción de la turbidez (Dugan et al., 2001; Hsu y Yeh, 2003; Burnet et al., 2014). Una conclusión similar fue obtenida por el estudio de Macián-Cervera (2015) en la ETAP de Manises. Los valores obtenidos en esta investigación mostraron que el modelo predictivo de Nieminski & Ongerth (1995) se ajustaba bien a la reducción de la concentración de ooquistes en función de la reducción de la turbidez. Sin embargo, no todos los ooquistes serán infecciosos, por lo que, para obtener la carga infecciosa de ooquistes por litro, se consideró la viabilidad de la infección.

A continuación, se evaluó la dosis de exposición teniendo en cuenta la ingesta de agua, por ejemplo, litros por día. Finalmente, como puede observarse en la figura 8.3, el riesgo de infección se obtiene combinando la dosis de exposición evaluada y el modelo dosis-respuesta.

8.1.2. Evaluación de la exposición combinando la modelización predictiva, además de los árboles de eventos y fallas árboles de fallos

La Figura. 8.4 presenta una visión esquemática del modelo por fases desarrollado con el fin de representar la evolución de *Cryptosporidium* presente en el agua desde la captación del agua en el río hasta el consumo. A partir de este modelo se determina la dosis de exposición por *Cryptosporidium* presente en el agua potable y está basado en los fundamentos introducidos en Domenech et al. (2007, 2008, 2009, 2009, 2010a y 2010b), en los que se combinaron el análisis de árbol de eventos, el análisis de árbol de fallos y la modelización predictiva para la evaluación de la exposición dentro del QMRA.

El AAS es un método lógico inductivo que permite identificar las diferentes secuencias que pueden generarse a partir de un único evento iniciador, como por ejemplo el agua de entrada contaminada en la estación de tratamiento de aguas potable en este caso es posible determinar las posibles consecuencias.

Una vez que el evento iniciador se produce, la ramificación del árbol en función del cumplimiento o no de una determinada condición, se representa por un evento de ramificación dentro del árbol.

En este estudio, el criterio elegido ha sido asociar la rama superior para el incumplimiento de la condición preestablecida y la rama inferior para la condición complementaria, lo que significa el cumplimiento. De este modo, la turbidez del agua bruta ($T_{\text{agua bruta}}$) es monitoreada de forma continua en el autocontrol SC0 con la condición preestablecida de que la turbidez debe estar por debajo de un valor determinado de umbral, por ejemplo, 100 NTU a la entrada de la ETAP. Si el resultado del control de la turbidez es mayor que la condición preestablecida, se rechaza el agua (rama superior).

En el caso contrario (rama inferior), el agua se admite con una turbidez T0. A partir de este punto, el agua de captación se somete a un tratamiento

convencional, el cual consiste en coagulación, floculación, sedimentación y filtración granular. La turbidez del agua después del tratamiento, TF, se comprueba de nuevo en un segundo control de turbidez, SC1, con la condición preestablecida de que la turbidez debe estar por debajo de otro valor umbral más restrictivo, por ejemplo 0,1 NTU. Como en el control anterior, si la turbidez no cumple la condición, el agua se rechaza (superior) y, en caso contrario (inferior), el agua con turbidez TS pasa a la etapa de desinfección por cloración.

El presente estudio, la fase de desinfección no se ha tenido en cuenta, ya que la efectividad de la cloración en la reducción del *Cryptosporidium* es extremadamente baja (Betancourt & Rose, 2004). Por lo tanto, el TS corresponde a la turbidez del agua después de la ETAP considerando los controles de seguridad. Tal como se puede ver en la Figura 8.4, el modelo ETA tiene tres tipos de consecuencias según la ramificación: NC o ninguna consecuencia, en el caso de que se detecte agua de alta turbidez en el control SC0 antes de la ETAP, que será rechazada; C1 o pérdidas económicas para la ETAP, cuando el agua es reprocesada a causa de un nivel de turbidez inaceptable después de la ETAP se detecta en SC1; y C4 o consecuencia sanitaria, en el caso de que el agua potable consiga llegar al consumidor en el caso de estar contaminada por *Cryptosporidium*.

La técnica AAS se complementa, además con la técnica AAF, por la cual permite evaluar el cumplimiento o no de la condición preestablecida en los controles SC0 y SC1. Así, según la Figura. 8.4, la rama superior de cada situación de ramificación en el árbol puede ser interpretada como el "evento superior" de un árbol de fallos, donde se representa una función booleana $R(i)$ correspondiente a la condición de rechazo o no cumplimiento por parte del control, denominado "i". Dicha función de rechazo constituye una función lógica relacionada con el evento superior de la rama que representa el cumplimiento de la condición de rechazo de la fase, que proporciona uno de los dos valores de salida posibles {0, 1}. La salida $R(i)=0$ designa que el sistema de control de fase "acepta" la condición de control, en cambio $R(i)=1$ se produce en el caso de que la "rechaza".

Más allá, "hi" es una variable lógica que representa la activación o inactivación del sistema de control-monitoreo, $hi=1$ en caso de estar activo y $hi=0$ al contrario. Por otra parte, "ci" es lo que representa la condición de funcionamiento que entra en su lado izquierdo "puerta de inhibición", que sirve para la representación de la condición en la que el sistema de control está funcionando. Se utiliza esta condición sobre todo para modelar el tipo de control adoptado, como, por ejemplo, el control continuo está representado por $ci=1$. Además, la variable lógica xi representa la condición de rechazo que se impone a través de la variable de control, por ejemplo, una turbidez en SC0 superior a 100 NTU, mientras que $1-xi$ representa la condición de aceptación. En último lugar, la variable lógica "yi" hace referencia a que la monitorización es capaz de detectar y advertir de posibles desviaciones, mientras que $1-yi$ representa un fallo físico del sistema de monitorización.

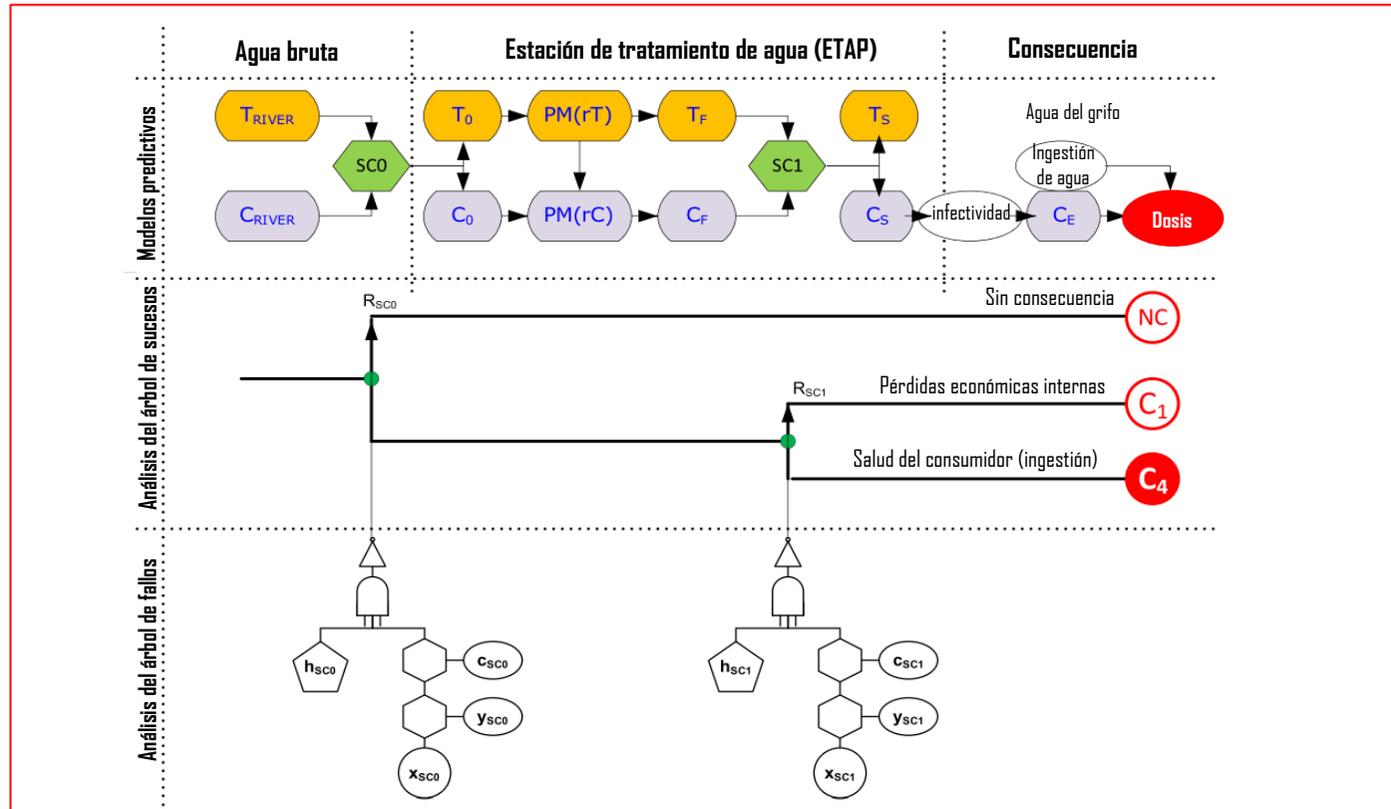


Figura 8.4: Modelo combinado de PM, ETA y FTA para evaluar el riesgo de *Cryptosporidium*

La tabla 8.2 permite visualizar las variables y los modelos utilizados en el caso de aplicación con el fin de representar la evolución del *Cryptosporidium* en el agua, desde la captación del río hasta el consumo, según la modelización integrada PM- AAS - AAF.

Tabla 8.2: Variables y modelos de interés para la evaluación de la exposición

Parámetros	Descripción	Valor	Unidad	Fuentes
T_0	Turbidez del agua de entrada	$T_{\text{agua bruta}} \cdot (1 - R_{\text{sco}})$	NTU	Este estudio (Tabla 1)
C_0	Concentración de Crypto en agua de entrada	$C_{\text{agua bruta}} \cdot pC_0 \cdot (1 - R_{\text{sco}})$	Ooquiste/100L	Este estudio (Tabla 1)
pC_0	Probabilidad de agua contaminada por Crypto	Uniforme (0,1) < 0.1667	-	DWN datos
R_{sco}	Rechazo de agua de entrada	$h_{\text{so}} \cdot S_{\text{so}} \cdot X_{\text{so}} \cdot (1 - y_{\text{so}})$	-	Este estudio Tabla 3
T_f	Turbidez del agua tras la filtración	$T_0 \cdot rT \cdot UrT$	NTU	
$\text{Log}_{10}(rT)$	Eliminación de la turbidez por filtración (rT)	$-1.98 - 0.897 \cdot \text{log}_{10}(T_0) - 0.008 \cdot \text{log}_{10}(T_0)^2$	-	Dwnmodelo
$\text{Log}_{10}(UrT)$	Incertidumbre en la eliminación de la turbidez (UrT)	$N(0; 0.2869)$	-	Dwn modelo
C_f	Concentración de Crypto tras la filtración	$C_0 \cdot rC$	Ooquites/100L	
$\text{Log}_{10}(rC)$	Eliminación de Crypto vs turbidez	$0.963 \cdot \{\text{Log}_{10}(rT) + \text{Log}_{10}(UrT)\} + 1.10$	-	Nieminski & Ongerth 1995
T_s	Turbidez del agua tras el control de la turbidez	$T_f \cdot (1 - R_{\text{sci}})$	-	NTU
C_s	Concentración de Crypto tras el control de la turbidez	$C_f \cdot (1 - R_{\text{sci}})$	Ooquistes/100L	
R_{sci}	Rechazo de agua por control de turbidez	$h_{\text{sl}} \cdot C_{\text{sl}} \cdot X_{\text{sl}} \cdot (1 - y_{\text{sl}})$	-	Este estudio (Tabla 3)

I	Viabilidad de Crypto	Beta(2.60, 3.40)	-	Pouillot et al., 2004
C_e	Concentración de Crypto infeccioso en el agua del grifo	$C_s \cdot I$	Ooquistes/100L	
V	Consumo de agua del grifo	Lognorm(0.6;0.8;1.2) ^a	L/día	Agencia Española de Consumo, 2016)
D	Porcentaje de consumo de Crypto transmisible en el agua del grifo	$C_e \cdot V / 100$	Ooquistes/día	

El PM de reducción de la turbidez conseguido mediante el tratamiento se derivó a partir de los datos de la planta, conforme se ha detallado en el apartado anterior. La tabla 8.2 aporta las demás variables y modelos que se utilizaron para la evaluación de la exposición.

La Tabla 8.3 muestra los modelos probabilísticos y los datos elegidos para el rendimiento del sistema de control y vigilancia realizado en la potabilizadora. Específicamente, las condiciones de rechazo utilizadas en la Tabla 8.2 han sido obtenidas a partir de los datos proporcionados en la Tabla 8.3 en función del modelo AAS + AAF que se representa en la Figura 8.4

Tabla 8.3: Modelos probabilísticos y datos

Variable	Descripción	Autocontrol SCD	Autocontrol SCI
h	Control Activo (1/0)	{0, 1}	{0, 1}
C	Condición de funcionamiento	Uniforme (0,1) \leq Pr {SD}	Uniforme (0,1) \leq Pr{SI}
	Valor de la operación	Pr{SD} = {0; 1}	Pr{SI} = {0; 1}
x	Control de la variable	$T_{\text{agua bruto}} \geq T_{RL}$	$T_F \geq T_{FL}$
	Valor del umbral	$T_{RL} = \{100, 50\}$ [NTU]	$T_{FL} = \{1, 0.1, 0.01\}$ [NTU]
y	Condición de éxito	Uniforme (0,1) $>$ b	Uniforme (0,1) $>$ b
1-y	Condición de fallo	Uniforme (0,1) \leq b	Uniforme (0,1) \leq b
b	Probabilidad de fallo	6.53E-4	6.53E-4

8.1.3. Modelo dosis-respuesta y cuantificación del riesgo

El fundamento conceptual de un modelo dosis-respuesta se encuentra en que para que la exposición a la dosis produzca una probabilidad condicional de infección, es indispensable la ingestión de uno o más patógenos. El peligro derivado de la existencia microbiológica de la infección por *Cryptosporidium* se debería más que nada a la concentración de ooquistes en el agua bruta, la tasa de recuperación del procedimiento de detección, la retención/inactivación de los ooquistes en el proceso de procedimiento de la ETAP y el volumen diario de agua consumido por los usuarios (Schijven, J.et al. 2013).

En este análisis, una vez obtenida la dosis de exposición, se calculó la probabilidad de infección personal por día (ver Tabla 8.4), donde r corresponde a la constante de infectividad del modelo exponencial dosis-respuesta y D a la dosis de ingesta de *Cryptosporidium* por consumo de agua del grifo. La probabilidad de infección por año se calculó según la probabilidad de infección personal por día. Al final, se calculó la población que enferma al año multiplicando la probabilidad de infección anual por la probabilidad de patología, a partir de la infección y la población suministrada por la ETAP.

Tabla 8.4 : Modelo dosis-respuesta y cuantificación del riesgo

Variable	Descripción	Parámetros	Fuente
$P_{\text{inf/día}}$	Probabilidad de infección por día	$1 - e^{-r \cdot D}$	Haas et al., 1999; Health Canada, 2019
r	Factor de escala	Uniforme (0.004, 0.2)	US EPA, 2006; WHO, 2011 (Mohammed&Seidu, 2019)
$P_{\text{inf/año}}$	Probabilidad de infección por año	$1 - (1 - P_{\text{inf/día}})^{365}$	WHO, 2016
$P_{\text{ill}}/P_{\text{inf}}$	Probabilidad de enfermedad tras la infección	0.7	WHO, 2016
$P_{\text{ill/año}}$	Probabilidad de enfermedad por año	$P_{\text{inf/año}} \cdot P_{\text{ill}}/P_{\text{inf}}$	WHO, 2016
P	Población	859,885	Own datas
$PI_{\text{año}}$	Población que enferma por año	$P_{\text{ill/año}} \cdot P$	Health Canada 2018

8.1.4. Procedimiento de simulación y escenarios

El riesgo de infección/enfermedad causada por la presencia de *Cryptosporidium* en el agua del grifo se cuantificó teniendo en cuenta diferentes escenarios. El procedimiento de simulación estaba compuesto por los datos y ecuaciones anteriores en formato de modelo de hoja de cálculo en Microsoft Excel, con el complemento del software @Risk 8 (Palisade, Newfield). En este sentido, la propagación de la variabilidad de *Cryptosporidium* a lo largo de la cadena se realizó por un método estándar de Monte Carlo con muestreo latín-hipercubo y realizando un total de 20 repeticiones y 100.000 iteraciones por simulación para cada escenario. (véase la tabla 8.4)

El primer escenario (NoC) representa la ausencia de controles en la ETAP. En los escenarios 2 (SC0_100) y 3 (SC0_50), la planta controla la turbidez del agua entrante, rechazando únicamente el agua de más de 100NTU o 50NTU, respectivamente. En los escenarios 4 a 9 (SC1_1, SC1_0.1, SC1_0.05, SC1_0.03, SC1_0.02 y SC1_0.01), la ETAP controla tanto el agua de entrada, rechazando los valores superiores a 100NTU, como el tratamiento posterior a la filtración. En los escenarios 10 (rT_3log) y 11 (rT_4log), la ETAP controla los mismos factores que

en el escenario 5 pero fijando la reducción de la turbidez de la ETAP tras la filtración a 3 o 4 logs, respectivamente.

Tabla 8.5 : Condiciones del estudio de sensibilidad según el escenario

Run	Cod	Valor umbral (T _{RL})	Reducción de la turbidez	Valor umbral (T _{RL})
1	N ₀ C	-	Log ₁₀ (rT) ^(a)	-
2	SCI_100	100	Log ₁₀ (rT) ^(a)	-
3	SCI_50	50	Log ₁₀ (rT) ^(a)	-
4	SCI_1	100	Log ₁₀ (rT) ^(a)	1
5	SCI_0.1	100	Log ₁₀ (rT) ^(a)	0.1
6	SCI_0.05	100	Log ₁₀ (rT) ^(a)	0.05
7	SCI_0.03	100	Log ₁₀ (rT) ^(a)	0.03
8	SCI_0.02	100	Log ₁₀ (rT) ^(a)	0.02
9	SCI_0.01	100	Log ₁₀ (rT) ^(a)	0.01
10	rT=3lob	100	Registro fijo 4log	0.1
11	rT=4lob	100	Registro fijo 4log	0.1

^(a)véase la tabla8.2

8.2. Resultados

8.2.1. Evaluación de la exposición

La tabla 8.6 presenta los resultados de la concentración de ooquistes en las diferentes etapas realizadas durante el tratamiento en la ETAP en los diferentes escenarios. El agua procedente del río en todos los escenarios partía de 4,31E+01 ooquistes/100L. Sin embargo, dado que *Cryptosporidium* únicamente se encontraba en el 16,67% de las muestras, la primera columna de la tabla 8.6 (CRIVER_ALL) presenta la concentración media de *Cryptosporidium* en la ETAP antes del primer control (SC0), a partir del cual sólo la turbidez del agua es inferior a 100 NTU o 50NTU (escenarios 2 y 3, respectivamente). La concentración

de *Cryptosporidium* después de la SC0 (columna C0) reveló pequeñas diferencias entre el escenario sin control inicial (7,19 ooquistes/100L) y con control (de 7,17 a 7,21 ooquistes/100L). Quizá se deba a que la turbidez resultó inferior a este límite en el 99,8% de los casos y a que la media de 5,71 NTU estaba muy por debajo del umbral de control, por lo que la incidencia de SC0 fue extremadamente baja. La columna CF de la tabla 8.6 indica la concentración de ooquistes después del tratamiento (sedimentación, coagulación y filtración). Este valor se ha obtenido aplicando el modelo de Nieminski & Ongerth (1995) por el cual se predice la concentración de *Cryptosporidium* en función de la turbidez eliminada tras la filtración, como puede verse, las únicas diferencias se encuentran en los escenarios 10 y 11, en los que la turbidez se fijó en 3 o 4 logs, respectivamente, en lugar de la función obtenida mediante los datos de la planta que se representan en la tabla 2, $\log_{10}(rT)$, y que resultó en una reducción media de la turbidez de 2,653 log. La columna CS da los ooquistes en 100L de agua filtrada después de la aceptación por el control SC1, que rechaza el agua por encima de un valor preestablecido (TFL). Sin embargo, la concentración de ooquistes en 100L de agua tras el SC1 era similar o inferior a la del agua filtrada. La concentración de ooquistes era superior a 0,05 (escenarios 4 a 6). En los escenarios 7 y 8 se encontraron similares reducciones de los valores del agua entre 0,02 y 0,03NTU. Si bien la concentración más baja de *Cryptosporidium* ($8,02E-05$ ooquistes/100L) fue obtenida en el escenario 11, con una filtración fijada en 4 logs. Al final, la dosis de exposición a *Cryptosporidium* en ooquistes/día ha sido obtenida aplicando la probabilidad de infección a la columna CS y la distribución del consumo de agua, como se indica en la Tabla 8.2.

8.2.2. Evaluación del riesgo

El proceso sin controles, así como el proceso con control de turbidez realizado en el agua de río mostraron un valor de riesgo de infección similar (en torno a $3,6E-04$), incluso cuando la turbidez de la cuenca se limitó a 50NTU, y tampoco hubo grandes diferencias de riesgo en los escenarios 4-6 ($3,64E-04$, $3,60E-04$ y $3,42E-04$, respectivamente), donde la turbidez de la cuenca estaba limitada a 50NTU. La tabla 8.5 indica las diferentes condiciones del estudio de sensibilidad

según el escenario. Los parámetros considerados fueron los valores umbral (TRL y TFL) en ambos controles, lo que significa la captación de agua (SC0) y después del tratamiento (SC1), respectivamente, y la turbidez eliminada por filtración, que se consideró variable ($\text{Log}_{10}(\text{rT})$) o fija en una reducción de 3 o 4 logs.

Igualmente fue controlado tras la filtración, permitiendo un máximo de 1, 0,1 y 0,05NTU, respectivamente. En los escenarios 7 y 8, donde el límite de turbidez fue de 0,03 y 0,02NTU después del tratamiento, se alcanzó un valor de riesgo ligeramente inferior ($2,9\text{E}-04$ y $2,14\text{E}-04$, aproximadamente). La diferencia era más marcada en los escenarios 9 y 10, donde el riesgo era de $7,74\text{E}-05$ en ambos casos, con las únicas diferencias en la desviación estándar. En el escenario 11 se registró el menor riesgo de infección ($8,4\text{E}-06$) y teniendo en cuenta la reducción de la turbidez a 4 log, la probabilidad de rechazo fue nula. El riesgo como consecuencia de la infección está relacionado principalmente con el sexo, la edad y el estado de salud del individuo. En el presente estudio, el cálculo del riesgo de enfermar se ha obtenido multiplicando el riesgo de infección por el valor de 0,7, correspondiente a la probabilidad de enfermar una vez infectado, que propone la OMS (2016).

La Figura 8.5 presenta el riesgo anual de enfermedad por *Cryptosporidium* en el agua del grifo en los diferentes escenarios y la probabilidad de que se rechace el agua. Tal y como se puede constatar, el riesgo de enfermedad en los escenarios 1 a 5 es similar ($2,52\text{E}-04$ – $2,53\text{E}-04$) y la turbidez es siempre aceptada. El escenario 6 presenta una ligera disminución del riesgo ($2,4\text{E}-04$) acompañada de un porcentaje menor de rechazo del agua (1,5%) o 0,05NTU tras la filtración. La probabilidad de rechazo del agua tras la SC1 creció del 8% en el escenario 7 al 21% en el escenario 8, y el escenario 9 registró la mayor probabilidad, de aproximadamente el 60%, cuando se superaron las 0,01NTU. En los escenarios 10 y 11, en los que la fase de filtrado está planteada de forma que se reduzca la turbidez de 3 a 4 logs, la probabilidad de rechazo es nula. Con respecto al riesgo de enfermedad, los escenarios 9 y 10 presentan el mismo valor medio ($5,42\text{E}-05$) y el escenario 11 permitió la máxima reducción del riesgo ($5,93\text{E}-06$).

8.3. Discusión

La vigilancia y el control de los parámetros de seguridad del agua puede realizarse en las etapas o fases críticas del proceso de suministro de agua. Respecto a la captación del agua en las ETAPs, el tratamiento y control de la turbidez constituyen las primeras barreras, rechazando el agua en caso de que supere un valor fijo, como es el caso de nuestro estudio, con lo cual el tratamiento de la ETAP debe adaptarse para lograr un buen resultado que garantice la calidad y seguridad del agua.

Al combinar las tres herramientas se puede obtener información sobre cómo la modificación de los controles, los límites de aceptación y las medidas adicionales permitirían mejorar la seguridad sin necesidad de realizar pruebas previas. Los resultados obtenidos han demostrado que la turbidez del agua del río, medida de forma continua a la entrada de la ETAP, era <10 NTU en el 95,45% de los casos. A pesar de estos buenos resultados, en el 0,20% de los casos el agua fue rechazada por ser superior a 100 NTU.

Tal y como han indicado Stevenson y Bravo (2019), los niveles de turbidez de las aguas pueden variar de forma lenta a lo largo del tiempo en función de los cambios en las captaciones de agua como parte de una tendencia subyacente, sin embargo, también pueden llegar a un pico de forma rápida en periodos más cortos, aunque parezcan aleatorios. Los picos de turbidez se relacionan con eventos ambientales, por ejemplo, fuertes lluvias, pero también pueden ser consecuencia de operaciones como el bombeo. Las características inherentes a solución en el lugar, como por ejemplo grietas en el acuífero, también puede provocar turbidez (OMS, 2017). La turbidez media de las muestras de agua bruta no está relacionada con la presencia o la concentración de ooquistes, ya que es posible encontrar valores bajos (<1 NTU) en algunas muestras positivas y registrar valores altos (>5 NTU) en aguas libres de *Cryptosporidium* (Bestratén Belloví, M., Orriols Ramos, R., & Mata París, 2004).

Después de la filtración, los resultados indicaron que los valores de turbidez eran iguales o inferior a 0,25 NTU en el 97,62 % de los casos. Estos valores se encuentran dentro de los límites establecidos por la Directiva 98/83/CE, según la cual los Estados miembros de la UE deben garantizar que el valor paramétrico de la turbidez en el agua potable no supere 1 NTU. Esto también está en consonancia con las Directrices de la OMS respecto a la calidad del agua potable (OMS, 2009, 2017b), que aconsejan que los sistemas de tratamiento del agua puedan garantizar que la turbidez no supere 1 NTU y 0,3 NTU antes de la desinfección.

Tabla 8.6: Concentración de *Cryptosporidium* en las etapas de la ETAP. Media \pm desviación estándar (percentil 1; percentil 99).

Escenario	C _{agua bruto_ todos} (ooquistes/100 L) ^a	C ₀ (ooquistes/100 L) (después de SC0 ^b)	C _F (ooquistes/100 L) (antes de SC1 ^c)	C _s (ooquistes/100 L) (después de SC1 ^c)	Dosis (ooquistes/día)
1. NoC	7.19E+00 \pm 2.39E+01 (0; 1.21E+02)	7.19E+00 \pm 2.39E+01 (0; 1.21E+02)	3.45E-03 \pm 1.75E-02 (0; 7.10E-02)	3.45E-03 \pm 1.75E-02 (0; 7.10E-02)	9.79E-06 \pm 5.92E-05 (0; 2.07E-04)
2. SC0_100	7.19E+00 \pm 2.39E+01 (0; 1.22E+02)	7.18E+00 \pm 2.39E+01 (0; 1.21E+02)	3.46E-03 \pm 1.78E-02 (0; 7.02E-02)	3.46E-03 \pm 1.77E-02 (0; 7.03E-02)	9.80E-06 \pm 6.07E-05 (0; 2.06E-04)
3. SC0_50	7.20E+00 \pm 2.39E+01 (0; 1.21E+02)	7.16E+00 \pm 2.38E+01 (0; 1.21E+02)	3.47E-03 \pm 1.76E-02 (0; 7.11E-02)	3.48E-03 \pm 1.76E-02 (0; 7.12E-02)	9.88E-06 \pm 5.92E-05 (0; 2.09E-04)
4. SC1_1	7.22E+00 \pm 2.40E+01 (0; 1.22E+02)	7.21E+00 \pm 2.39E+01 (0; 1.22E+02)	3.48E-03 \pm 1.74E-02 (0; 7.17E-02)	3.48E-03 \pm 1.74E-02 (0; 7.17E-02)	9.86E-06 \pm 5.92E-05 (0; 2.09E-04)
5. SC1_0.1	7.18E+00 \pm 2.37E+01 (0; 1.21E+02)	7.17E+00 \pm 2.37E+01 (0; 1.21E+02)	3.45E-03 \pm 1.76E-02 (0; 7.00E-02)	3.44E-03 \pm 1.74E-02 (0; 7.00E-02)	9.75E-06 \pm 6.06E-05 (0; 2.06E-04)
6. SC1_0.05	7.20E+00 \pm 2.38E+01 (0; 1.21E+02)	7.20E+00 \pm 2.38E+01 (0; 1.21E+02)	3.47E-03 \pm 1.78E-02 (0; 7.07E-02)	3.28E-03 \pm 1.63E-02 (0; 6.75E-02)	9.26E-06 \pm 5.57E-05 (0; 1.97E-04)
7. SC1_0.03	7.19E+00 \pm 2.38E+01 (0; 1.21E+02)	7.18E+00 \pm 2.38E+01 (0; 1.21E+02)	3.49E-03 \pm 1.80E-02 (0; 7.12E-02)	2.78E-03 \pm 1.39E-02 (0; 5.83E-02)	7.84E-06 \pm 4.70E-05 (0; 1.70E-04)
8. SC1_0.02	7.22E+00 \pm 2.39E+01 (0; 1.22E+02)	7.21E+00 \pm 2.39E+01 (0; 1.22E+02)	3.50E-03 \pm 1.81E-02 (0; 7.14E-02)	2.04E-03 \pm 1.07E-02 (0; 4.55E-02)	5.80E-06 \pm 3.66E-05 (0; 1.31E-04)
9. SC1_0.01	7.19E+00 \pm 2.39E+01 (0; 1.21E+02)	7.18E+00 \pm 2.38E+01 (0; 1.21E+02)	3.46E-03 \pm 1.77E-02 (0; 7.07E-02)	7.30E-04 \pm 5.27E-03 (0; 2.00E-02)	2.07E-06 \pm 1.79E-05 (0; 5.42E-05)
10. Rt = 3log	7.19E+00 \pm 2.39E+01 (0; 1.22E+02)	7.18E+00 \pm 2.38E+01 (0; 1.21E+02)	7.34E-04 \pm 2.44E-03 (0; 1.24E-02)	7.35E-04 \pm 2.44E-03 (0; 1.24E-02)	2.08E-06 \pm 8.37E-06 (0; 4.00E-05)
11. Rt = 4log	7.21E+00 \pm 2.39E+01 (0; 1.22E+02)	7.20E+00 \pm 2.39E+01 (0; 1.22E+02)	8.02E-05 \pm 2.66E-04 (0; 1.36E-03)	8.02E-05 \pm 2.66E-04 (0; 1.36E-03)	2.27E-07 \pm 9.09E-07 (0; 4.38E-06)

^aIncluye todas las muestras de agua de entrada, por ejemplo, C_{agua bruto_ todo} = C_{agua bruto} - Pc0.

^b SC0: Control en la captación de aguas del río ^cSC1: Control después de la filtración

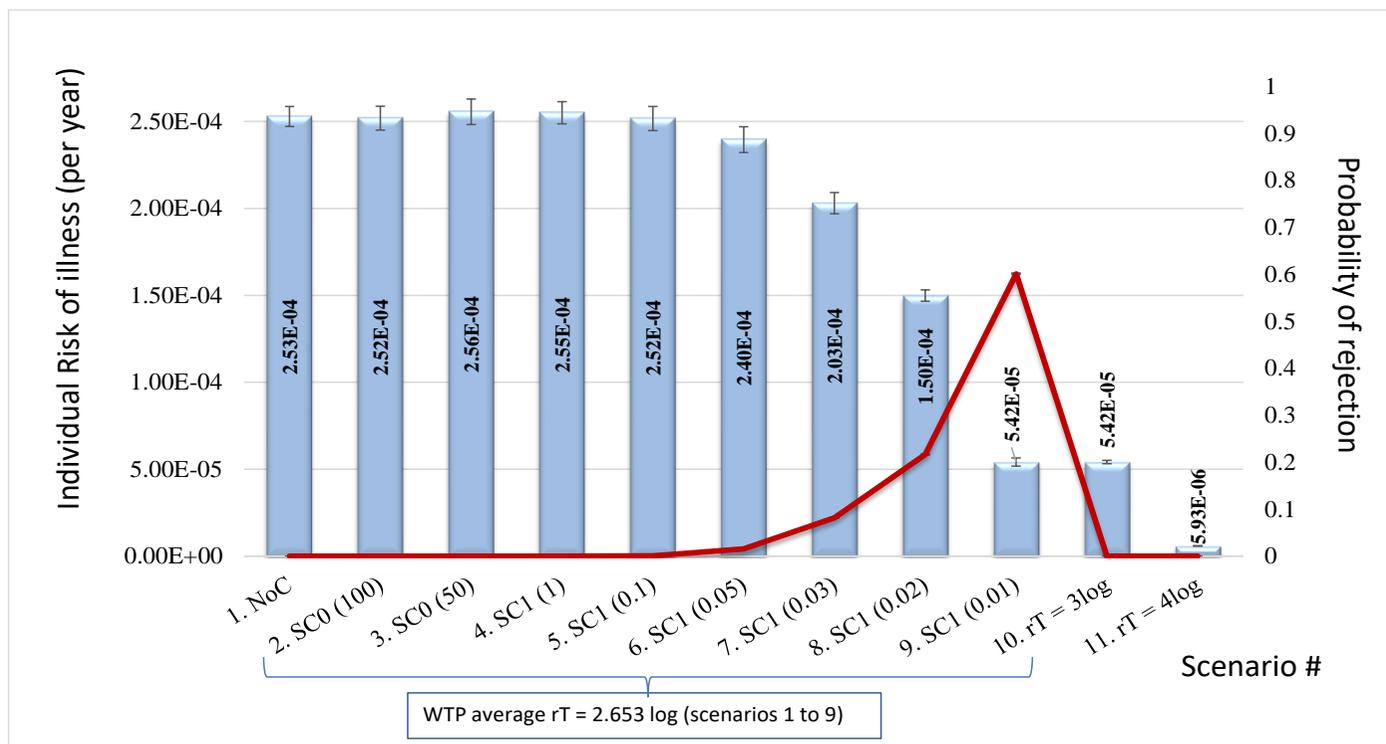


Figura 8.5: Riesgo para el consumidor por beber agua del grifo contaminada por ooquistes de *Cryptosporidium* y probabilidad de rechazo del agua tratada.

A través de la filtración convencional o directa como mínimo el 95 % de las muestras diarias en cualquier mes. La reducción de la turbidez se relaciona con una reducción de las enfermedades gastrointestinales en un 600 % (Muioio et al., 2020). Todo esto es particularmente importante en el presente estudio, dado que la turbidez después de la filtración se ha correlacionado significativamente con el *Cryptosporidium* y se considera un indicador de la eficiencia de la filtración a la hora de eliminar la presencia de estos patógenos (Dugan et al., 2001; Burnet et al., 2014). Según muchos estudios, la turbidez después de la filtración debe ser inferior a 0,1 NTU para maximizar la reducción de ooquistes, a pesar de que esto no garantiza la ausencia de patógenos (Nieminski & Ongerth, 1995). Para el presente estudio, el agua del río estaba libre de *Cryptosporidium* en el 84% de las muestras. En los casos positivos, la concentración de ooquistes era inferior a 0,0025 ooquistes/L en el 71 %, aunque existían valores elevados de hasta 1,50 ooquistes/L. Todos estos resultados fueron coherentes con una directriz canadiense sobre la calidad del agua potable Water Quality (Health Canada, 2019) que revisó las concentraciones de *Cryptosporidium* en las aguas superficiales de Canadá, llegando a la conclusión de que la mayoría de los estudios oscilan entre 0,001 y 1 ooquistes/L. Esto es consistente con los hallazgos en nueve sitios europeos, y un sitio australiano mostró que *Cryptosporidium* se detectó con frecuencia en concentraciones relativamente bajas, con niveles que van de 0,01 a 0,50 ooquistes/L, aunque en ocasiones los protozoos alcanzaron 4,60 ooquistes/L (Dechesne y Soyeux, 2007).

El estudio de Hadi et al. (2019) concluyó que las densidades mínimas, medias y máximas de ooquistes en muestras de agua de río eran de 0,054, 0,064 y 0,216 ooquistes/L, respectivamente. Según el estudio de Sato et al. (2013), se realizó una detección de *Cryptosporidium* en el 9,2% de las muestras con concentraciones entre 0,1 ooquistes/L y 6 ooquistes/L, mientras que Gammie et al. (2000) descubrieron que la media geométrica anual oscilaba entre 0,006 y 0,83, a pesar de que el máximo alcanzaba los 103 ooquistes/L, lo que se relacionaba con las fuertes precipitaciones de primavera. Los efectos relacionados con la variabilidad climática y la influencia estacional en las

enfermedades diarreicas han sido ampliamente estudiados (Domenech et al., 2018; Bhandari et al., 2020). También la contaminación por *Cryptosporidium* fue reportada por Mons et al. (2009), que encontraron un 45,7 % de muestras positivas en los ríos Sena y Marne, con un mínimo de 0,05 y un máximo de 24,5 ooquistes/L.

Todos estos resultados sirven como ejemplo de la importancia del trabajo de vigilancia rutinario para la caracterización de fuentes de agua, dado que la estimación de patógenos se ve muy limitada por la cantidad de información disponible sobre la incertidumbre y la variabilidad de los datos recogidos. En primer lugar, las densidades de patógenos suelen ser pequeñas y, por lo general, no captan plenamente la variabilidad inherente al sistema. En segundo lugar, las técnicas existentes para la detección de patógenos no recuperan el 100 % de los patógenos presentes en las muestras y la tasa de recuperación varía entre ellas (US EPA, 2014).

Según los distintos escenarios estudiados, la filtración logró eliminar la concentración de ooquistes en un valor medio de 3,656 logs, lo que representa una reducción media de la turbidez del agua de 2,65 logs. Este valor está dentro del rango observado por otros autores, que encontraron que las extracciones de logaritmos de ooquistes de *Cryptosporidium* después de la filtración son $>1,2$ pero $<4,6$, con la mediana de las medias igual o $>2,34$ (LeChevallier & Norton, 1992); (Payment et al., 2000).

En la situación actual de la potabilizadora de Manises, el riesgo de infección representado por el escenario 5 era de $3,64E-04$. Este valor supera por muy poco el riesgo objetivo para el agua potable ($1E-04$) recomendado por la EPA de EE.UU. (EPA de EE.UU., 2006). En la mayoría de los estudios sobre el riesgo de *Cryptosporidium* en el agua potable del grifo procedente de ríos con tratamiento de coagulación, floculación, sedimentación y filtración coinciden con nuestros resultados. Teunis et al. (1997) concluyeron que el riesgo anual para varios

centros de población importantes que recibían agua del río Mosa (Países Bajos) era ligeramente superior a $1E-04$.

Eisenberg et al. (2006) llegaron a publicar los resultados de un QMRA de riesgo de infección en Davenport, Iowa, en Estados Unidos, citando un riesgo anual de infección de $2,1E-04$. Ryu y Abbaszadegan (2008) llevaron a cabo un estudio de cuatro años en aguas superficiales del centro de Arizona, Estados Unidos, y concluyeron que el riesgo de infección oscilaba entre $4,9E-4$ y $6,0E-04$. Jaidi et al. (2009) realizaron un modelo de Monte Carlo para evaluar los riesgos relativos de infección asociados a *Cryptosporidium* en el agua potable, obteniendo unos riesgos medios anuales de $9,33E-04$. En 2004, Aboytes et al., realizaron un seguimiento de *Cryptosporidium* en el agua potable filtrada de 82 plantas de tratamiento de aguas superficiales en 14 estados de EE.UU., obteniendo un riesgo medio anual de infección de $5,2E-03$, un mínimo de $9E-04$ y un máximo de $1,19E-02$. Los valores más altos fueron comunicados por Razzolini (2016), el cual analizó el consumo directo de agua potable, llegando a la conclusión de que el riesgo anual de infección en adultos en el sureste de Brasil era de $4E-03$. También lo hicieron Medema et al. (2003), que estudiaron tres comunidades holandesas y hallaron riesgos anuales que oscilaban entre $3,5E-02$ y $1,1E-04$.

Payment et al. (2000) informaron de los resultados de 46 comunidades de Quebec, Canadá, obteniendo un riesgo anual que oscilaba entre $1,1E-01$ y $4,7E-08$. El riesgo de infección en el escenario 5 es similar al de los escenarios 1 a 4, mostrando que el control de la turbidez de entrada (escenarios 1 a 3) y el control de la turbidez mínima después de la filtración (escenario 4) tuvieron poco o ningún efecto en la reducción del riesgo. La reducción de la turbidez tras el tratamiento fue más marcada en las hipótesis 6 a 9, que iban acompañadas de una mayor probabilidad de que el agua de ser rechazada de hasta casi el 60% de los casos (escenario 9), que a pesar de reducir el riesgo a $7,74E-05$ sería de poca utilidad práctica para la empresa. Sin embargo, una mayor reducción de la turbidez tras el tratamiento, por ejemplo, una reducción de la turbidez preestablecida de 3 y 4 logs (escenarios 10 y 11) reduciría en gran medida el

riesgo a valores de $7,74E-05$ y $8,48E-06$, respectivamente, sin aumentar la probabilidad de reprocesamiento, pero a expensas de mejorar el sistema de filtrado actual para lograr la reducción.

Como se puede observar, los valores de bajo riesgo alcanzados en los escenarios 9 a 11 son comparables con los resultados de otros estudios de la literatura en los que el tratamiento del agua comprendió la desinfección ultravioleta. Los autores Mohammed y Seidu (2019) realizaron un estudio en tres plantas de tratamiento de agua potable en Noruega, donde la desinfección ultravioleta siguió a la coagulación/floculación, la sedimentación y la filtración rápida de arena. Con el tratamiento ultravioleta se logró reducir la concentración de *Cryptosporidium* entre 3,6 y 4 logs, lo que significaba un riesgo anual de infección entre $2,06E-06$ y $1,96E-08$. De forma similar, Health Canada, 2018 informó de que el riesgo medio era de $3,39E-05$ para el agua desinfectada con UV.

El riesgo de enfermedad anual obtenido en el presente trabajo es similar al encontrado por Cummins et al., 2010, los cuales llegaron a la conclusión de que en los escenarios de fondo y nivel extremo de coagulación/floculación, y sedimentación los valores reportados fueron de $3.69E-05$ a $1.28E-02$, de manera respectiva. En la misma línea, Boué et al., 2018 llegaron a la conclusión de que la probabilidad media anual de enfermedad en los lactantes variaba principalmente entre $7,30E-04$ y $2,52E-02$ en función del sexo y la edad en meses.

8.4. Observaciones finales

Este trabajo ofrece un nuevo enfoque basado en la combinación de técnicas de modelización predictiva, análisis de eventos y árboles de fallos para simular la evolución de un patógeno que se encuentra a lo largo de la cadena del agua.

A través este estudio se cuantificó el riesgo del consumidor causado por la presencia de *Cryptosporidium* en el agua del grifo, controlado de manera indirecta por medio de la reducción de la turbidez y el control continuo de la misma en el momento de la captación del agua y después de la filtración. El

estudio ha demostrado la capacidad del nuevo enfoque para reproducir escenarios reales y evaluar los niveles de ooquistes tras el tratamiento, incluyendo la heterogeneidad de las entradas derivadas de los diferentes niveles de ooquistes presentes en las aguas superficiales, la eficiencia del tratamiento de la planta, los controles en el proceso. la eficiencia de la planta, la eficiencia del tratamiento, los controles en el proceso y la entrada de agua.

Como resultado, el riesgo anual de infección que presentan los once escenarios estudiados revela la flexibilidad de las técnicas combinadas por adaptarse a sus diferentes circunstancias, evaluar el nivel de seguridad y aportar su contribución a la toma de decisiones con fundamento en el riesgo.

El uso de la turbidez para evaluar la relación con la contaminación por *Cryptosporidium* constituye una de las principales limitaciones de este estudio, sin embargo, es una práctica habitual en la literatura y en las ETAP reales. Considerando los resultados del estudio y que los objetivos de seguridad no siempre se cumplen, debería analizarse la posibilidad de incorporar nuevas etapas de tratamiento o incluso realizar una etapa de desinfección que permita reducir la concentración de *Cryptosporidium* a niveles de turbidez tan bajos.

De forma alternativa, el control directo en lugar del indirecto de la concentración de ooquistes puede resultar más efectivo respecto a la reducción del riesgo, aunque se mantendría la probabilidad de rechazo del agua en valores más bajos. En este contexto, esta alternativa ayudaría a superar la limitación mencionada antes. Este nuevo planteamiento también puede utilizarse para la evaluación de la exposición a otros agentes patógenos existentes en el agua, y en todas las fases de la cadena del agua, para evaluar el impacto real de las desviaciones o los fallos en las condiciones del proceso y los controles de seguridad sobre el riesgo para los consumidores debido a la existencia de agentes patógenos.

Capítulo 9

CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO

9.1. Conclusiones

El principal objetivo de esta tesis fue contribuir a mejorar los sistemas de abastecimiento de agua potable mediante distintas aportaciones en el campo de la gobernanza de riesgos de los sistemas de infraestructuras.

Para cumplir con este objetivo, se han revisado los métodos de análisis de riesgo aplicados en los sistemas de tratamiento de agua. Se ha demostrado la importancia y viabilidad de tener buenos datos como paso previo a mejorar la seguridad del consumo humano en las zonas rurales y los países en desarrollo es posible. Por el último, se ha propuesto una mejora de los sistemas de tratamiento de agua potable, mediante la integración de la modelización predictiva combinada con las técnicas de árbol de eventos y árbol de fallos. Esta propuesta ha sido llevada a cabo en la potabilizadora "Presa "(ETAP), ubicada en Manises (Valencia), en la cuenca mediterránea española, que capta aguas superficiales, principalmente del río Turia, además, cuenta con captaciones en el río Júcar (a través del canal Júcar-Turia) la cual es sometida a tratamiento.

El nuevo enfoque aplicado en la potabilizadora "Presa "(ETAP) de Manises (Valencia), se considera como una continuidad de la tesis doctoral de Macián Cervera, Vicente Javier 2015, la cual se desarrolló en la misma planta potabilizadora y en la que se desarrolló una herramienta de análisis de riesgo microbiológico en plantas potabilizadoras de agua como soporte a la toma de decisiones de inversión y operación. En dicha tesis, se ofrece una combinación de técnicas de modelización predictiva, análisis de eventos y árboles de fallos para simular la evolución de un patógeno que se encuentra a lo largo de la cadena del agua, tomando en cuenta la influencia no sólo del funcionamiento normal sino también del anormal de las medidas de tratamiento y de las medidas de control de la seguridad.

La presente tesis doctoral ha sido estructurada en tres bloques principales (ver la figura 1. 2) extraído de las publicaciones en revistas indexadas en el Journal

Citation Report (JCR) pertenecientes a esta tesis donde se focaliza las principales aportaciones y futuras líneas de investigación. En las siguientes secciones se aporta un resumen

9.2. Resumen

El primer bloque se refiere al estado de conocimientos de los AR extraído del artículo "Risk analysis methods of water supply systems: comprehensive review from source to tap".

El objetivo de este bloque fue de revisar las herramientas de análisis de riesgo aplicado en los sistemas de agua. Las principales conclusiones de esta revisión y análisis son las siguientes:

Los fundamentos científicos de la evaluación y la gestión de riesgos siguen siendo una cuestión abierta. Es necesario profundizar mucho más en el campo de la base científica de este tipo de estudios, ya que las suposiciones generales y algunos conocimientos técnicos pueden resultar a veces engañosos.

Los principios, las teorías y los métodos de base aplicables a los sistemas de abastecimiento de agua están en continuo desarrollo, las herramientas existentes son adecuadas y hay un número creciente de aplicaciones disponibles y de gran interés.

Las metodologías de análisis de riesgo están en camino de conseguir la necesaria y amplia aceptación técnica, comunitaria y política en el sector del tratamiento del agua. Se han incluido en el debate algunas lagunas (sobre todo en las zonas rurales) y oportunidades (sobre todo en la aplicación de la gobernanza).

Como observación final, una política responsable en el sector del abastecimiento de agua requiere un enfoque más exhaustivo de los estudios de referencia, el

seguimiento, la evaluación y la gestión del conocimiento en general que el adoptado hasta ahora. Las políticas deberían hacer un uso más eficaz de los conocimientos existentes en el marco de la toma de decisiones para alcanzar los objetivos de desarrollo sostenible de proporcionar agua potable a la población en general.

El segundo bloque correspondiente al artículo "Emerging Waterborne Pathogens in Africa: The Case of *Cryptosporidium*" ha tratado con profundidad la problemática de los *Cryptosporidiums* transmitidos por el agua, centrándose especialmente en su impacto, su resistencia frente a los procesos de tratamiento de agua y además se identificaron los diversos factores de riesgo que facilitan su transmisión sobre todo en África. El interés era destacar la necesidad de mantener y reforzar la vigilancia en las zonas rurales y urbanas.

Las principales conclusiones de esta parte del trabajo son las siguientes:

Los principales resultados del estudio son los siguientes. Varios microorganismos patógenos de África son susceptibles de constituir una amenaza para la salud pública, en particular el *Cryptosporidium*. Los factores de riesgo relacionados con las consecuencias del cambio climático; factores sociales y de comportamiento de las poblaciones locales problemas hídricos; posiciones geográficas que pueden provocar el aislamiento; y desigualdades causadas por la falta de transparencia de los Estados africanos en la distribución de los recursos financieros son desafíos actuales y futuros que los gobiernos africanos deben abordar.

El potencial contaminante de estos patógenos está asociado a una multitud de factores, como los efectos del cambio climático, los aspectos sociales y de comportamiento de las poblaciones locales, los problemas de agua, las ubicaciones geográficas que pueden provocar el aislamiento y las desigualdades debidas a la falta de transparencia de los gobiernos en la distribución de los recursos financieros.

Los ooquistes de *Cryptosporidium* a veces escapan de los sistemas de filtración de las plantas de potabilización, además, la robustez de sus paredes les permite ser muy resistentes a los desinfectantes comúnmente utilizados en el sector del agua. Los procesos convencionales de tratamiento del agua basados en la coagulación, la floculación, la sedimentación, la filtración y la desinfección química no consiguen eliminar o inactivar completamente la presencia de este parásito.

Muchos de los desinfectantes más eficaces son compuestos de bajo peso molecular, por ejemplo, el amoníaco, el óxido de etileno, el bromuro de metilo y el ozono, todos ellos son productos muy tóxicos y, salvo este último, no son adecuados para el tratamiento del agua.

El uso de luz ultravioleta constituye uno de los métodos físicos utilizados como alternativa para la inactivación de los ooquistes de *Cryptosporidium*. También existen las filtraciones básicas, la microfiltración, la ultrafiltración y la ósmosis inversa, sin embargo, la aplicación de estas tecnologías tiene unos costes de instalación y mantenimiento muy elevados.

El tercero y último bloque correspondiente al artículo "Risk assessment of *Cryptosporidium* intake in drinking water treatment plant by a combination of predictive models and event-tree and fault-tree techniques" se aplicó el nuevo enfoque derivado de combinación de las técnicas de modelización predictiva, el análisis de eventos y árboles de fallos para simular la evolución de un patógeno localizado a lo largo de la cadena del agua, considerando la influencia, no sólo del funcionamiento normal, sino también del funcionamiento anormal (por ejemplo, fallos) de las medidas de tratamiento y de las medidas de control de seguridad. Como caso de estudio se ha aplicado en la estación de tratamiento de aguas potable (ETAP) de La Presa (Manises, Valencia). Las principales conclusiones de este apartado son:

La gran capacidad la combinación de técnicas de modelización predictiva, análisis de eventos y árboles para reproducir escenarios reales y evaluar los niveles de ooquistes después del tratamiento, teniendo en cuenta la heterogeneidad de los aportes resultantes de diferentes niveles de ooquistes contenidos en las aguas superficiales, la eficiencia del tratamiento de la planta, los controles del proceso. la eficiencia de la planta, la eficiencia del tratamiento, los controles del proceso y los aportes de agua.

Los resultados del riesgo anual de infección que nos ofrecen los once escenarios estudiados ponen de manifiesto la gran capacidad de las técnicas combinadas de adaptarse a las diferentes situaciones, evaluar el nivel de seguridad y contribuir a la toma de decisiones basadas en el riesgo.

Este nuevo planteamiento también puede utilizarse para la evaluación de la exposición de otros agentes patógenos en el agua, y en todas las etapas de la cadena del agua, con el fin de evaluar el impacto real de las desviaciones o los fallos en las condiciones del proceso y los controles de seguridad sobre el riesgo para los consumidores provocado por los agentes patógenos.

En resumen, esta tesis doctoral ha abordado los fundamentos de la buena gobernanza y ha ofrecido un nuevo enfoque para la realización de la evaluación de riesgos a lo largo de la cadena del agua, integrando la modelización predictiva y las técnicas de árbol de eventos y fallos.

9.3. Futuras líneas de investigación

Como resultado de esta investigación, se han identificado varias líneas de investigación:

En primer lugar, se hace necesario divulgar y extender las herramientas de análisis de riesgos aplicado en sistemas de agua para que cada gestor disponga

de metodologías abiertas y procedimientos operativos para modelizarse el riesgo en su ETAP.

Además, la aplicación de los métodos de análisis de riesgos en las zonas rurales se enfrenta a factores que influyen en su aplicación. Se debe prestar atención a la sostenibilidad medioambiental de los programas de abastecimiento de agua en zonas rurales, y desarrollar de métodos adecuados de análisis de riesgos en dichas zonas. Se necesitan enfoques más integrados desde el punto de vista medioambiental para el suministro de agua y el saneamiento.

También los procesos de análisis de ooquistes son muy laboriosos y costosos, y con una fiabilidad de resultados que sigue siendo no muy alta, y sin conocer cuáles son o no infectivos. Se hace necesario que cada ETAP debe calibrarse para su propia retención de ooquistes. Son costosas investigaciones que conllevan numerosos análisis y estudios piloto, pero es fundamental reducir la incertidumbre en la capacidad de retención e inactivación en cada instalación. El equipamiento de control de proceso y los parámetros indirectos que estiman las concentraciones y reducciones de ooquistes deben ser mejorados y re-evaluados y calibrados para cada ETAP. Por último, es importante desarrollar e implantar herramientas de análisis de riesgos que ayuden a la toma decisiones en materia medioambiental para el control y la gestión de plantas de tratamiento de agua potable.

10. Referencias

- ABRAHAMSEN, L. (2004). Learning Partnerships Between Undergraduate Biology Students and Younger Learners. *Microbiology Education*, 5(1), 21–29.
<https://doi.org/10.1128/jmbe.v5.74>
- Adam, K. Y., Ismail, A. A., Masri, M. A., & Gameel, A. A. (2019). First report and molecular characterization of *Cryptosporidium* spp. in humans and animals in Khartoum state, Sudan. *Veterinary World*, 12(1), 183–189.
<https://doi.org/10.14202/vetworld.2019.183-189>
- Aguilar-Otero, J. R., Torres-Arcique, R., & Magaña-Jiménez, D. (2010). Análisis de modos de falla, efectos y criticidad (AMFEC) para la planeación del mantenimiento empleando criterios de riesgo y confiabilidad. *Tecnología, Ciencia, Educación*, 25, 15-26.
- Ahmed, S. A., Guerrero Flórez, M., & Karanis, P. (2018). The impact of water crises and climate changes on the transmission of protozoan parasites in Africa. *Pathogens and Global Health*, 112(6), 281–293.
<https://doi.org/10.1080/20477724.2018.1523778>
- Aldeyarbi, H. M., Abu El-Ezz, N. M. T., & Karanis, P. (2016). Cryptosporidium and cryptosporidiosis: the African perspective. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(14), 13811–13821.
<https://doi.org/10.1007/s11356-016-6746-6>
- Analouei, R., Taheriyoun, M., & Safavi, H. R. (2020). Risk assessment of an industrial wastewater treatment and reclamation plant using the bow-tie method. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(1), 33.
<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7995-x>
- Aven, T. (2007). A unified framework for risk and vulnerability analysis covering both safety and security. *Reliability Engineering & System Safety*, 92(6), 745–754.
<https://doi.org/10.1016/j.ress.2006.03.008>
- Aven, T. (2010). On how to define, understand and describe risk. *Reliability Engineering & System Safety*, 95(6), 623–631.
<https://doi.org/10.1016/j.ress.2010.01.011>

- Aven, T., & Renn, O. (2009). On risk defined as an event where the outcome is uncertain. *Journal of Risk Research*, 12(1), 1-11.
- Aven, T., & Kørte, J. (2003). On the use of risk and decision analysis to support decision-making. *Reliability Engineering & System Safety*, 79(3), 289–299. [https://doi.org/10.1016/S0951-8320\(02\)00203-X](https://doi.org/10.1016/S0951-8320(02)00203-X)
- Ayerza, R. (2019). *Seed characteristics, oil content and fatty acid composition of moringa (Moringa oleifera Lam.) seeds from three arid land locations in Ecuador* (Vol. 140).
- AZ/NZS. (2004). *Risk Management AS/NZS 4360:2004, Standards Australia/Standards New Zealand*.
- Baldursson, S., & Karanis, P. (2011). Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks – An update 2004–2010. *Water Research*, 45(20), 6603–6614. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.013>
- Bankier, A. T., S. H. F., F. B., K. B. A., M. M., V. C., . . . & D. P. H. (2003). Integrated mapping, chromosomal sequencing and sequence analysis of *Cryptosporidium parvum*. *Genome Research*, 13(8), 1787–1799.
- Barta, J. R., & Thompson, R. C. A. (2006). What is *Cryptosporidium*? Reappraising its biology and phylogenetic affinities. *Trends in Parasitology*, 22(10), 463–468. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2006.08.001>
- Beauchamp, N., Lence, B. J., & Bouchard, C. (2010). Technical hazard identification in water treatment using fault tree analysis. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 37(6), 897–906. <https://doi.org/10.1139/L10-035>
- Bedford, T., & Cooke, R. (2001). *Probabilistic risk analysis: foundations and methods Cambridge University Press*.
- Beim, G. K., & Hobbs, B. F. (1997). Event Tree Analysis of Lock Closure Risks. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 123(3), 169–178. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(1997\)123:3\(169\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(1997)123:3(169))
- Bestratén Belloví, M., Orriols Ramos, R., & Mata París, C. (2004). *NTP 679: Análisis modal de fallos y efectos. AMFE. Norma Técnica de Prevención-Instituto de seguridad e higiene en el trabajo*.

- Betancourt, W. Q., & Rose, J. B. (2004). Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*. *Veterinary Parasitology*, 126(1–2), 219–234.
<https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2004.09.002>
- Bhandari, D., Bi, P., Sherchand, J. B., Dhimal, M., & Hanson-Easey, S. (2020). Assessing the effect of climate factors on childhood diarrhoea burden in Kathmandu, Nepal. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 223(1), 199–206.
<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.09.002>
- Boulter-Bitzer, J. I., Lee, H., & Trevors, J. T. (2007). Molecular targets for detection and immunotherapy in *Cryptosporidium parvum*. *Biotechnology Advances*, 25(1), 13–44.
<https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2006.08.003>
- Burgman, M. (2005). Risks and decisions for conservation and environmental management. *Cambridge University Press*.
- Calixto, E. (2016). The Human factors in the Hybrid Risk analysis approach: FTA, BTA and HRA integrated approach applied to assess the influence of human error to the risk of Plant shutdown. *Advances in Social Sciences Research Journal*, 3(10).
- Cavaignac, A. L. de O., Uchoa, J. G. L., & dos Santos, H. F. O. (2020). RISK ANALYSIS AND PRIORITIZATION IN WATER SUPPLY NETWORK MAINTENANCE WORKS THROUGH THE FAILURE MODES AND EFFECTS ANALYSIS: OCCUPATIONAL SAFETY FMEA APPLICATION. *Brazilian Journal of Operations & Production Management*, 17(1), 1–7.
<https://doi.org/10.14488/BJOPM.2020.006>
- CDW/CCME. (2004). *From source to tap: Guidance on the Multi-Barrier Approach to Safe Drinking Water*, Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water and Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Task Group, Health Canada.
- Chacín-Bonilla, L., Barrios, F., & Sanchez, Y. (2008). Environmental risk factors for *Cryptosporidium* infection in an island from Western Venezuela. *Memórias Do Instituto Oswaldo Cruz*, 103(1), 45–49.
<https://doi.org/10.1590/S0074-02762008005000007>

- Chen, C. T. (1984). *Linear system theory and design*. Saunders college publishing.
- Chiam, T. C., Yih, Y., & Mitchell, C. (2009). Control Policies for a Water-Treatment System Using the Markov Decision Process. Part 2: Simulation and Analysis. *Habitation*, 12(1), 27–32.
<https://doi.org/10.3727/154296610X12686999887166>
- Chulluncuy-Camacho, N. C. (2011). Tratamiento de agua para consumo humano. *Ingeniería Industrial*, 0(029), 153.
<https://doi.org/10.26439/ing.ind2011.n029.232>
- Clavel, M., Durán, F., Eker, S., Lincoln, P., Martí-Oliet, N., Meseguer, J., & Quesada, J. F. (2002). Maude: specification and programming in rewriting logic. *Theoretical Computer Science*, 285(2), 187–243.
[https://doi.org/10.1016/S0304-3975\(01\)00359-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3975(01)00359-0)
- Codex. (2003). *Hazard and Critical Control Point (HACCP) System and Guidelines for its Application, Annex to the Recommended International Code of Practice-General Principle of Food Hygiene (CAC/RCP 1-1969, Rev. 4-2003)*, Codex Alimentarius Commission.
- Damikouka, I., Katsiri, A., & Tzia, C. (2007). Application of HACCP principles in drinking water treatment. *Desalination*, 210(1–3), 138–145.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.05.039>
- Daniel, T. C. (2001). Whither scenic beauty? Visual landscape quality assessment in the 21st century. *Landscape and Urban Planning*, 54(1–4), 267–281.
[https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00141-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00141-4)
- Davidsson, G., L. Haeffler, B. L. and H. F. (2003). Handbook on risk analysis (In Swedish). *The Swedish Rescue Services Agency, Karlstad*.
- Davison, A., G. Howard, M. Stevens, P. Callan, L. Fewtrell, D. D. and J. B. (2005). Water Safety Plans: Managing drinking-water quality from catchment to consumer. *WHO/SDE/WSH/05.06*, World Health Organization, Geneva.
- Dewettinck, T., E. Van Houtte, D. Geenens, K. V. H. and W. V. (2001). HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points) to guarantee safe water reuse and drinking water production - A case study. *Water Science and Technology*, 43(12), 31–38.

- Díez, J., & Ibisate, A. (2018). Retos y experiencias de restauración fluvial en el ámbito de la Red Natura 2000. *Eusko Jaurlaritzaren Argitalpen Zarbitzu Nagusia*.
- Dillingham, T. R. (2002). Physiatry, physical medicine, and rehabilitation: Historical development and military roles. *Physical Medicine and Rehabilitation Clinics of North America*, 13(1), 1–16.
[https://doi.org/10.1016/S1047-9651\(03\)00069-X](https://doi.org/10.1016/S1047-9651(03)00069-X)
- Domenech, E., Amorós, I., Moreno, Y., & Alonso, J. L. (2018). Cryptosporidium and Giardia safety margin increase in leafy green vegetables irrigated with treated wastewater. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 221(1), 112–119.
<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.10.009>
- Doménech, E., Martorell, S., Kombo-Mpindou, G. O. M., Macián-Cervera, J., & Escuder-Bueno, I. (2022). Risk assessment of Cryptosporidium intake in drinking water treatment plant by a combination of predictive models and event-tree and fault-tree techniques. *Science of The Total Environment*, 838, 156500.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156500>
- Dugan, N. R., Fox, K. R., Owens, J. H., & Miltner, R. J. (2001). Controlling *Cryptosporidium* oocysts Using Conventional Treatment. *Journal - American Water Works Association*, 93(12), 64–76.
<https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2001.tb09356.x>
- Embrey, D. , K. T. , & G. M. (1994). Guidelines for preventing human error in process safety. *Center for Chemical Process Safety*.
- Epa, U. S. (1999). *Integrated risk information system (IRIS)*. EPA, Washington, DC.
- Fayer, R., Santín, M., & Trout, J. M. (2008). Cryptosporidium ryanae n. sp. (Apicomplexa: Cryptosporidiidae) in cattle (Bos taurus). *Veterinary Parasitology*, 156(3–4), 191–198.
<https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2008.05.024>
- French, W. L., & Bell, C. (1995). Organization development: Behavioral science interventions for organization improvement. *Pearson Educación*.
- Garzon, F. (2006). *Water safety plans in a developing country context*, *Water* 21, February, 37-38.

- Gheibi, M., Karrabi, M., & Eftekhari, M. (2019). Designing a smart risk analysis method for gas chlorination units of water treatment plants with combination of Failure Mode Effects Analysis, Shannon Entropy, and Petri Net Modeling. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *171*, 600–608.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.032>
- Girones, R., Ferrús, M. A., Alonso, J. L., Rodriguez-Manzano, J., Calgua, B., de Abreu Corrêa, A., Hundesa, A., Carratala, A., & Bofill-Mas, S. (2010). Molecular detection of pathogens in water – The pros and cons of molecular techniques. *Water Research*, *44*(15), 4325–4339.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.030>
- Gray, L. (2005). Evidence for subglacial water transport in the West Antarctic Ice Sheet through three-dimensional satellite radar interferometry. *Geophysical Research Letters*, *32*(3), L03501.
<https://doi.org/10.1029/2004GL021387>
- Guerrant, D. I., M. S. R., L. A. A., P. P. D., S. J. B., & G. R. L. (1999). Association of early childhood diarrhea and cryptosporidiosis with impaired physical fitness and cognitive function four-seven years later in a poor urban community in northeast Brazil. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, *61*(5), 707–713.
- Gunnarsdóttir, M. J., & Gissurarson, L. R. (2008). HACCP and water safety plans in Icelandic water supply: Preliminary evaluation of experience. *Journal of Water and Health*, *6*(3), 377–382.
<https://doi.org/10.2166/wh.2008.055>
- Gutiérrez-Aguirre, I., Rački, N., Dreo, T., & Ravnikar, M. (2015). *Droplet Digital PCR for Absolute Quantification of Pathogens* (pp. 331–347).
https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2620-6_24
- Haas, B. K. (1999). A Multidisciplinary Concept Analysis of Quality of Life. *Western Journal of Nursing Research*, *21*(6), 728–742.
<https://doi.org/10.1177/01939459922044153>
- Haas, C., & Eisenberg, J. N. (2001). *Risk assessment. Water Quality: Guidelines, Standards and Health*, 161-183.

- Haas, C. N., Rose, J. B., Gerba, C., & Regli, S. (1993). Risk Assessment of Virus in Drinking Water. *Risk Analysis*, *13*(5), 545–552.
<https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.1993.tb00013.x>
- Haimes, Y. Y. (2006). On the Definition of Vulnerabilities in Measuring Risks to Infrastructures. *Risk Analysis*, *26*(2), 293–296.
<https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2006.00755.x>
- Haimes, Y. Y. (2009). On the Complex Definition of Risk: A Systems-Based Approach. *Risk Analysis*, *29*(12), 1647–1654.
<https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2009.01310.x>
- Hamilton, P. D., Gale, P., & Pollard, S. J. T. (2006). A commentary on recent water safety initiatives in the context of water utility risk management. *Environment International*, *32*(8), 958–966.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.06.001>
- Havelaar, A. H. (1994). Application of HACCP to drinking water supply. *Food Control*, *5*(3), 145–152.
- Herzer, H., Rodríguez, C., Celis, A., Bartolomé, M., & Caputo, G. (2002). Convivir con el riesgo o la gestión del riesgo. Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina. *Tercer Mundo. Bogotá, Colombia*, 1–17.
- Hijawi, N. S., Meloni, B. P., Ryan, U. M., Olson, M. E., & Thompson, R. C. A. (2002). Successful in vitro cultivation of *Cryptosporidium andersoni*: evidence for the existence of novel extracellular stages in the life cycle and implications for the classification of *Cryptosporidium*. *International Journal for Parasitology*, *32*(14), 1719–1726.
[https://doi.org/10.1016/S0020-7519\(02\)00199-6](https://doi.org/10.1016/S0020-7519(02)00199-6)
- Hirschberg, S. (2005). Human reliability analysis in probabilistic safety assessment for nuclear power plants. *Safety and Reliability*, *25*(2), 13–20.
<https://doi.org/10.1080/09617353.2005.11690801>
- Hlavsa, M. C., Aluko, S. K., Miller, A. D., Person, J., Gerdes, M. E., Lee, S., Laco, J. P., Hannapel, E. J., & Hill, V. R. (2021). Outbreaks associated with treated recreational water — United States, 2015–2019. *American Journal of Transplantation*, *21*(7), 2605–2609.
<https://doi.org/10.1111/ajt.16037>

- Hokstad, P., & Steiro, T. (2006). Overall strategy for risk evaluation and priority setting of risk regulations. *Reliability Engineering & System Safety*, 91(1), 100–111.
<https://doi.org/10.1016/j.ress.2004.11.014>
- Hrudey, S. E. (2004). DRINKING-WATER RISK MANAGEMENT PRINCIPLES FOR A TOTAL QUALITY MANAGEMENT FRAMEWORK. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 67(20–22), 1555–1566.
<https://doi.org/10.1080/15287390490491864>
- Hrudey, S. E., Hrudey, E. J., & Pollard, S. J. T. (2006). Risk management for assuring safe drinking water. *Environment International*, 32(8), 948–957.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.06.004>
- Hufty, M. (2008). Una propuesta para concretizar el concepto de gobernanza: El Marco Analítico de la Gobernanza. Gobernabilidad y gobernanza en los territorios de América Latina. In *La Paz: IFEA-IRD*.
- Hunter, P. R., de Saylor, M. A., Risebro, H. L., Nichols, G. L., Kay, D., & Hartemann, P. (2011). Quantitative Microbial Risk Assessment of Cryptosporidiosis and Giardiasis from Very Small Private Water Supplies. *Risk Analysis*, 31(2), 228–236.
<https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2010.01499.x>
- Hunter, P. R., MacDonald, A. M., & Carter, R. C. (2010). Water Supply and Health. *PLoS Medicine*, 7(11), e1000361.
<https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1000361>
- IEC. (1995). Dependability Management - Part 3: Application guide - Section 9: Risk analysis of technological systems,. In *International Electrotechnical Commission, International Standard IEC* (pp. 300-3–9).
- ISO/IEC. (2002). Guide 73 Risk management - Vocabulary - Guidelines for use in standards,. In *International Organization for Standardization and International Electrotechnical Commission*.
- IWA. (2004). No Title. In *The Bonn Charter for Safe Drinking Water, International Water Association, London*.
- Jamieson, R., Gordon, R., Joy, D., & Lee, H. (2004). Assessing microbial pollution of rural surface waters. *Agricultural Water Management*, 70(1), 1–17.

- <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2004.05.006>
- Johansson, J., & Hassel, H. (2010). An approach for modelling interdependent infrastructures in the context of vulnerability analysis. *Reliability Engineering & System Safety*, 95(12), 1335–1344.
- <https://doi.org/10.1016/j.ress.2010.06.010>
- John Wiley & Sons. (2001). *Handbook of public water systems*.
- Kabir, S., Walker, M., & Papadopoulos, Y. (2018). Dynamic system safety analysis in HiP-HOPS with Petri Nets and Bayesian Networks. *Safety Science*, 105, 55–70.
- <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2018.02.001>
- Kančev, D. (2020). A plant-specific HRA sensitivity analysis considering dynamic operator actions and accident management actions. *Nuclear Engineering and Technology*, 52(9), 1983–1989.
- <https://doi.org/10.1016/j.net.2020.02.021>
- Kaplan, S. (1997). The Words of Risk Analysis. *Risk Analysis*, 17(4), 407–417.
- <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.1997.tb00881.x>
- Kaplan, S., & Garrick, B. J. (1981). On the quantitative definition of risk. *Risk Analysis*, 11–27.
- Karanis, P., & Aldeyarbi, H. M. (2011). Evolution of Cryptosporidium in vitro culture. *International Journal for Parasitology*, 41(12), 1231–1242.
- <https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2011.08.001>
- Khalil, I. A., Troeger, C., Blacker, B. F., Rao, P. C., Brown, A., Atherly, D. E., Brewer, T. G., Engmann, C. M., Houpt, E. R., Kang, G., Kotloff, K. L., Levine, M. M., Luby, S. P., MacLennan, C. A., Pan, W. K., Pavlinac, P. B., Platts-Mills, J. A., Qadri, F., Riddle, M. S., ... Reiner, R. C. (2018). Morbidity and mortality due to shigella and enterotoxigenic Escherichia coli diarrhoea: the Global Burden of Disease Study 1990–2016. In *The Lancet Infectious Diseases* (Vol. 18, pp. 1229–1240).
- [https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(18\)30475-4](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(18)30475-4)
- Kirwan, B. (2017). *A Guide to Practical Human Reliability Assessment*. CRC Press.
- <https://doi.org/10.1201/9781315136349>
- Kirwan, B., & A. L. K. (Eds.). (1992). *A guide to task analysis*.

- Kistemann, T., Dangendorf, F., & Exner, M. (2001). A Geographical Information System (GIS) as a tool for microbial risk assessment in catchment areas of drinking water reservoirs. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 203(3), 225–233.
[https://doi.org/10.1078/S1438-4639\(04\)70033-4](https://doi.org/10.1078/S1438-4639(04)70033-4)
- Kletz, T. (2018). *Hazop and Hazan*. CRC Press.
<https://doi.org/10.1201/9780203752227>
- Klinke, A., & Renn, O. (2002). A new approach to risk evaluation and management: Risk-based, precaution-based, and discourse-based strategies 1. *Risk Analysis: An International Journal*, 22(6), 1071–1094.
- Koopmans, M., von Bonsdorff, C. H., Vinjé, J., de Medici, D., & Monroe, S. (2002). Foodborne viruses. *FEMS Microbiology Reviews*.
- Kothavade, R. J. (2012). Potential molecular tools for assessing the public health risk associated with waterborne *Cryptosporidium* oocysts. *Journal of Medical Microbiology*, 61(8), 1039–1051.
<https://doi.org/10.1099/jmm.0.043158-0>
- Larsen, T. A., Hoffmann, S., Lüthi, C., Truffer, B., & Maurer, M. (2016). Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world. *Science*, 352(6288), 928–933.
<https://doi.org/10.1126/science.aad8641>
- LeChevallier, M. W., & Norton, W. D. (1992). Examining Relationships Between Particle Counts and *Giardia*, *Cryptosporidium*, and Turbidity. *Journal - American Water Works Association*, 84(12), 54–60.
<https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1992.tb05902.x>
- Leitch, M. (2010a). ISO 31000: 2009-The new international standard on risk management. *Risk Analysis*, 30(6), 887.
- Leitch, M. (2010b). ISO 31000:2009-The New International Standard on Risk Management. *Risk Analysis*, 30(6), 887–892.
<https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2010.01397.x>
- Lindhe, A., Rosén, L., Norberg, T., & Bergstedt, O. (2009). Fault tree analysis for integrated and probabilistic risk analysis of drinking water systems. *Water Research*, 43(6), 1641–1653.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.12.034>

- Mac Kenzie, W. R., Hoxie, N. J., Proctor, M. E., Gradus, M. S., Blair, K. A., Peterson, D. E., Kazmierczak, J. J., Addiss, D. G., Fox, K. R., Rose, J. B., & Davis, J. P. (1994). A Massive Outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium Infection Transmitted through the Public Water Supply. *New England Journal of Medicine*, *331*(3), 161–167.
<https://doi.org/10.1056/NEJM199407213310304>
- MacGillivray, B. H., Sharp, J. v., Strutt, J. E., Hamilton, P. D., & Pollard, S. J. T. (2007). Benchmarking Risk Management Within the International Water Utility Sector. Part II: A Survey of Eight Water Utilities. *Journal of Risk Research*, *10*(1), 105–123.
<https://doi.org/10.1080/13669870601011191>
- Madigan, M. L., & Pidcoe, P. E. (2003). Changes in landing biomechanics during a fatiguing landing activity. *Journal of Electromyography and Kinesiology*, *13*(5), 491–498.
[https://doi.org/10.1016/S1050-6411\(03\)00037-3](https://doi.org/10.1016/S1050-6411(03)00037-3)
- Marhavilas, P. K., Koulouriotis, D., & Gemeni, V. (2011). Risk analysis and assessment methodologies in the work sites: On a review, classification and comparative study of the scientific literature of the period 2000–2009. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, *24*(5), 477–523.
<https://doi.org/10.1016/j.jlp.2011.03.004>
- Martínez, A. C. (2005). *Martínez, A. CLa gobernanza hoy: introducción. La gobernanza ho* (Vol. 10).
- Mateo, M., Blasco-Lafarga, C., Martínez-Navarro, I., Guzmán, J. F., & Zabala, M. (2012). Heart rate variability and pre-competitive anxiety in BMX discipline. *European Journal of Applied Physiology*, *112*(1), 113–123.
<https://doi.org/10.1007/s00421-011-1962-8>
- Medema, G. J. , P. P. , D. A. , R. W. , W. M. , H. P. , . . . & A. Y. (2003). Safe drinking water: an ongoing challenge. *Assessing Microbial Safety of Drinking Water*, *11*.
- Mejía Clara, M. R. (2005). Análisis de la calidad del agua para consumo humano y percepción local de las tecnologías apropiadas para su desinfección a escala domiciliaria, en la microcuenca. In *El Limón, San Jerónimo, Honduras*.
- Metcalf, E. E. , & E. H. (2003). *Wastewater engineer treatment disposal, reuse, McGRaw*, *191* (Vol. 191).

- Mogi, T., & Kita, K. (2010). Diversity in mitochondrial metabolic pathways in parasitic protists Plasmodium and Cryptosporidium. *Parasitology International*, 59(3), 305–312.
<https://doi.org/10.1016/j.parint.2010.04.005>
- Muoio, R., Caretti, C., Rossi, L., Santianni, D., & Lubello, C. (2020). Water safety plans and risk assessment: A novel procedure applied to treated water turbidity and gastrointestinal diseases. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 223(1), 281–288.
<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.07.008>
- Nadebaum, P., Chapman, M., Ortisi, S., & Baker, A. (2003). Application of quality management systems for drinking water quality. *Water Supply*, 3(1–2), 359–364.
<https://doi.org/10.2166/ws.2003.0125>
- Nagaraju, S., Sathish, K., Paplal, B., & Kashinath, D. (2017). “On-water” catalyst-free, one-pot synthesis of quaternary centered and spiro-tetrahydrothiophene-barbiturate hybrids. *Tetrahedron Letters*, 58(29), 2865–2871.
<https://doi.org/10.1016/j.tetlet.2017.06.029>
- NFSA. (2006). www.mattilsynet.no/mattilsynet/multimedia/archive/00021/Sikkerhet_og_beredsk_2_1772a.pdf.
- NHMRC/NRMMC. (2004). *National Water Quality Management Strategy: Australian Drinking Water Guidelines*, National Health and Medical Research Council and Natural Resource Management Ministerial Council, Australian Government.
- Niemczynowicz, J. (1997). The water profession and Agenda 21. *Water Quality International*, 3, 9–11.
- Nieminski, E. C., & Ongerth, J. E. (1995). Removing Giardia and Cryptosporidium by conventional treatment and direct filtration. *Journal - American Water Works Association*, 87(9), 96–106.
<https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1995.tb06426.x>
- O’Hara, S. P., & Chen, X.-M. (2011). The cell biology of cryptosporidium infection. *Microbes and Infection*, 13(8–9), 721–730.
<https://doi.org/10.1016/j.micinf.2011.03.008>

- Oseke, F. I., Anornu, G. K., Adjei, K. A., & Eduvie, M. O. (2021). Assessment of water quality using GIS techniques and water quality index in reservoirs affected by water diversion. *Water-Energy Nexus*, 4, 25–34.
<https://doi.org/10.1016/j.wen.2020.12.002>
- Paté-Cornell, M. E. (1996). Uncertainties in risk analysis: Six levels of treatment. *Reliability Engineering & System Safety*, 54(2–3), 95–111.
[https://doi.org/10.1016/S0951-8320\(96\)00067-1](https://doi.org/10.1016/S0951-8320(96)00067-1)
- Payment, P., Berte, A., Prévost, M., Ménard, B., & Barbeau, B. (2000). Occurrence of pathogenic microorganisms in the Saint Lawrence River (Canada) and comparison of health risks for populations using it as their source of drinking water. *Canadian Journal of Microbiology*, 46(6), 565–576.
<https://doi.org/10.1139/w00-022>
- Percival, T. (2014). Medical ethics. *Cambridge University Press*.
- Pérez-Vidal, A. , A.-M. C. P. , & T.-L. P. (2012). Identificación y priorización de peligros como herramientas de la gestión del riesgo en sistemas de distribución de agua potable. *Ingeniería y Universidad*, 16(2), 449-469.
- Pérez-Vidal, A., Amézquita-Marroquín, C. P., & Torres-Lozada, P. (2012). Identificación y priorización de peligros como herramientas de la gestión del riesgo en sistemas de distribución de agua potable. *Ingeniería y Universidad*.
- Pollard, S.J.T., J.E. Strutt, B.H. Macgillivray, P. D. H. and S. E. H. (2004). Risk analysis and management in the water utility sector a review of drivers, tools and techniques. *Process Safety and Environmental Protection*, 82, 453–462.
- Purdy, G. (2010). ISO 31000: 2009—setting a new standard for risk management. *Risk Analysis: An International Journal*, 30, 881–886.
- Putignani, L., & Menichella, D. (2010). Global Distribution, Public Health and Clinical Impact of the Protozoan Pathogen *Cryptosporidium*. *Interdisciplinary Perspectives on Infectious Diseases*, 2010, 1–39.
<https://doi.org/10.1155/2010/753512>
- Ravi Sankar, N., & Prabhu, B. S. (2001). Modified approach for prioritization of failures in a system failure mode and effects analysis. *International Journal of Quality & Reliability Management*, 18(3), 324–336.
<https://doi.org/10.1108/02656710110383737>

- Renn, O. (2008). Concepts of Risk: An Interdisciplinary Review – Part 2: Integrative Approaches. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 17(2), 196–204.
<https://doi.org/10.14512/gaia.17.2.7>
- Rizak, S., Cunliffe, D., Sinclair, M., Vulcano, R., Howard, J., Hrudehy, S., & Callan, P. (2003a). Drinking water quality management: a holistic approach. *Water Science and Technology*, 47(9), 31–36.
<https://doi.org/10.2166/wst.2003.0485>
- Rizak, S., Cunliffe, D., Sinclair, M., Vulcano, R., Howard, J., Hrudehy, S., & Callan, P. (2003b). Drinking water quality management: a holistic approach. *Water Science and Technology*, 47(9), 31–36.
<https://doi.org/10.2166/wst.2003.0485>
- Rodrigo, C. P., Aranceta, J., Salvador, G., & Varela-Moreiras, G. (2015). Food frequency questionnaires. *Nutricion Hospitalaria*, 31, 49–56.
- Rodríguez-Sandoval, E., V.-S. É. M., & L.-C. J. (2010). Evaluación de la estrategia" aprendizaje basado en proyectos. *Educación y Educadores*, 13(1), 13–25.
- Rollenhagen, C., Westerlund, J., & Näswall, K. (2013). Professional subcultures in nuclear power plants. *Safety Science*, 59, 78–85.
<https://doi.org/10.1016/j.ssci.2013.05.004>
- Sadiq, R., Saint-Martin, E., & Kleiner, Y. (2008). Predicting risk of water quality failures in distribution networks under uncertainties using fault-tree analysis. *Urban Water Journal*, 5(4), 287–304.
<https://doi.org/10.1080/15730620802213504>
- Savioli, L., Smith, H., & Thompson, A. (2006). Giardia and Cryptosporidium join the 'Neglected Diseases Initiative.' *Trends in Parasitology*, 22(5), 203–208.
<https://doi.org/10.1016/j.pt.2006.02.015>
- Sempewo, J. I., & Kyokaali, L. (2016). Prediction of the Future Condition of a Water Distribution Network Using a Markov Based Approach: A Case Study of Kampala Water. *Procedia Engineering*, 154, 374–383.
<https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.07.495>
- Serra, J. A., Domenech, E., Escriche, I., & Martorell, S. (1999). Risk assessment and critical control points from the production perspective. *International Journal of Food Microbiology*, 46(1), 9–26.

- [https://doi.org/10.1016/S0168-1605\(98\)00168-8](https://doi.org/10.1016/S0168-1605(98)00168-8)
- Sikandar, S. , I. S. , & S. N. (2016). Hazard and Operability (HAZOP) study of wastewater treatment unit producing biohydrogen. *Sindh University Research Journal-SURJ (Science Series)*, 1–48.
- Sinclair, R. G., Jones, E. L., & Gerba, C. P. (2009). Viruses in recreational water-borne disease outbreaks: a review. *Journal of Applied Microbiology*, 107(6), 1769–1780.
- <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2009.04367.x>
- Slovic, P. (1987). Perception of risk. *Science*, 36, 280-285.
- Slovic, P. (2001). The risk game. *Journal of Hazardous Materials*, 86(1–3), 17–24.
- [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00248-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00248-5)
- Slovic, P. (2002). Terrorism as Hazard: A New Species of Trouble. *Risk Analysis*, 22(3), 425–426.
- <https://doi.org/10.1111/0272-4332.00053>
- SNAO. (2008). *Drinking water supply: preparedness for large crises (In Swedish)*, 2008:8, The Swedish National Audit Office.
- Sogbanmu, T. O., Aitsegame, S. O., Otubanjo, O. A., & Odiyo, J. O. (2020). Drinking water quality and human health risk evaluations in rural and urban areas of Ibeju-Lekki and Epe local government areas, Lagos, Nigeria. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 26(4), 1062–1075.
- <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1554428>
- Solarte, Y. (2006). Transmisión de protozoarios patógenos a través del agua para consumo humano. *Colombia Médica*, 37(1), 74-82.
- Squire, S. A., & Ryan, U. (2017). Cryptosporidium and Giardia in Africa: current and future challenges. *Parasites & Vectors*, 10(1), 195.
- <https://doi.org/10.1186/s13071-017-2111-y>
- Stein, D., Achari, G., Langford, C. H., Dore, M. H. I., Haider, H., Zhang, K., & Sadiq, R. (2017). Performance management of small water treatment plant operations: a decision support system. *Water and Environment Journal*, 31(3), 330–344.
- <https://doi.org/10.1111/wej.12248>

- Taheriyoun, M., & Moradinejad, S. (2015). Reliability analysis of a wastewater treatment plant using fault tree analysis and Monte Carlo simulation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(1), 4186.
<https://doi.org/10.1007/s10661-014-4186-7>
- Tang, C., & Chen, V. (2002). Nanofiltration of textile wastewater for water reuse. *Desalination*, 143(1), 11–20.
[https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)00216-3](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)00216-3)
- Tormo, M. J., & Banegas, J. R. (2001). Mejorar la comunicación de riesgos en salud pública: sin tiempo para demoras. *Revista Española de Salud Pública*, 75, 00-00.
- Tzipori, S., & Ward, H. (2002). Cryptosporidiosis: biology, pathogenesis and disease. *Microbes and Infection*, 4(10), 1047–1058.
[https://doi.org/10.1016/S1286-4579\(02\)01629-5](https://doi.org/10.1016/S1286-4579(02)01629-5)
- Uchendu, F. N. (2018). Hunger influenced life expectancy in war-torn Sub-Saharan African countries. *Journal of Health, Population and Nutrition*, 37(1), 11.
<https://doi.org/10.1186/s41043-018-0143-3>
- Ugarelli, R., & Røstum, J. (2012). *Integrated Urban Water System* (pp. 127–145).
https://doi.org/10.1007/978-1-4471-4661-2_9
- Venczel, L. v, Arrowood, M., Hurd, M., & Sobsey, M. D. (1997). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts and *Clostridium perfringens* spores by a mixed-oxidant disinfectant and by free chlorine. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(4), 1598–1601.
<https://doi.org/10.1128/aem.63.4.1598-1601.1997>
- von Gunten, U. (2003). Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. *Water Research*, 37(7), 1443–1467.
[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00457-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00457-8)
- WHO. (2004). *World Health Organization, Dept. of Mental Health, Substance Abuse Staff, World Health Organization. Substance Abuse Department, World Health Organization. Department of Mental Health, & Substance Abuse. (2004). Global status report on alcohol 2004. World Health Organization.*
- WHO. (2021). *Tracking universal health coverage: 2021 global monitoring report.*

- Wickramanayake, G. B., Rubin, A. J., & Sproul, O. J. (1984). Inactivation of *Giardia lamblia* cysts with ozone. *Applied and Environmental Microbiology*, *48*(3), 671–672.
<https://doi.org/10.1128/aem.48.3.671-672.1984>
- WIDMER, G., & SULLIVAN, S. (2012). Genomics and population biology of *Cryptosporidium* species. *Parasite Immunology*, *34*(2–3), 61–71.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-3024.2011.01301.x>
- Wu, S., Hruday, S., French, S., Bedford, T., Soane, E., & Pollard, S. (2009). A role for human reliability analysis (HRA) in preventing drinking water incidents and securing safe drinking water. *Water Research*, *43*(13), 3227–3238.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.04.040>
- XIAO, X. (2004). Modeling gross primary production of temperate deciduous broadleaf forest using satellite images and climate data. *Remote Sensing of Environment*, *91*(2), 256–270.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.03.010>
- Yassi, Y., et al. (2018). An Experimental Appraisal of Two Automatic Water Transferring Reservoirs From the 9th Century. *Iranian Journal of Engineering Education*.