CAPÍTULO 4

ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS DE LA CALIDAD DEL AGUA

4.1 Base de salud pública

Generalmente, las aguas recreativas contienen una mezcla de microbios patógenos y no patógenos provenientes de efluentes de aguas residuales; usuarios del agua (defecación y/o basura); procesos industriales; actividades agrícolas y fauna; además de los microorganismos propios del lugar. La mezcla puede representar un peligro para el bañista ya que una dosis infecciosa de agentes patógenos se puede colonizar en un sitio de crecimiento en el cuerpo y produce la enfermedad. Generalmente, las enfermedades son transmitidas por la ruta fecal-oral, este sitio es el canal de alimentación, pero también podría incluir otros sitios potenciales de infección tales como oídos, ojos, cavidad nasal y tracto respiratorio superior.

La dosis infecciosa mínima depende del agente patógeno específico, forma en que se presenta, condiciones de exposición así como susceptibilidad y estado de inmunidad del huésped. Con respecto a enfermedades virales, esta dosis puede representar muy pocas unidades infecciosas viables (Fewtrell y otros, 1993). En realidad, el organismo rara vez experimenta un encuentro aislado con un agente patógeno y se tiene poco conocimiento de los efectos de las exposiciones patógenas múltiples y simultáneas (Esrey y otros, 1985).

Se ha propuesto una dosis respuesta generalizada que ilustra la respuesta de la exposición a una mezcla de agentes patógenos entéricos (Esrey y otros, 1985; figura 4.1.). Este modelo tiene importantes consecuencias teóricas tales como:

- En dosis altas de agentes patógenos (E-F) una intervención que produce sólo una reducción moderada en la carga de patógenos puede tener poco impacto en la incidencia de diarrea severa o leve.
- En dosis moderadas/altas de agentes patógenos (D-E) sólo se puede reducir la incidencia de diarrea severa.
- En dosis moderadas/bajas de agentes patógenos (B-D) se puede reducir la incidencia de diarrea severa y leve, pero a tasas distintas.

La información disponible es consecuente con dicho patrón de respuesta a la exposición por los usuarios de aguas recreativas, a los agentes patógenos entéricos mediante la ingestión. Así, los estudios a nivel mundial han demostrado que:

- las aguas recreativas contienen microbios patógenos;
- los bañistas y otros usuarios de aguas recreativas experimentan un nivel elevado de síntomas de algunas enfermedades reportadas; y
- la tasa de adquisición de síntomas para algunas enfermedades está relacionada con la concentración de especies microbiológicas indicadoras que provienen de las mismas fuentes que varios de los agentes patógenos.

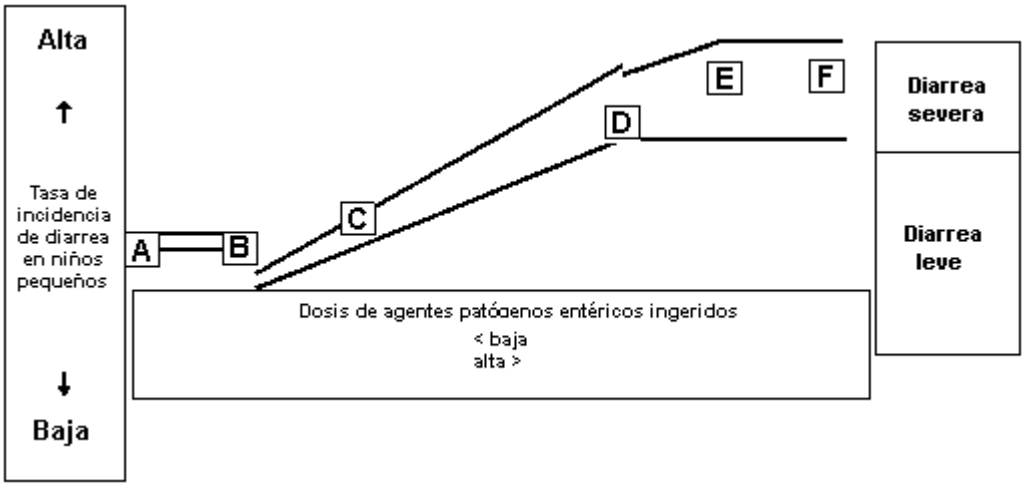


Figura 4.1 Relación de dosis respuesta para niños pequeños expuestos a diversos niveles de respuesta de una variedad de agentes patógenos entéricos. Adaptado de Esrey y otros, (1985).

En un nivel práctico, este trabajo implica que los mayores beneficios para la salud pública se obtienen mediante la concentración de la actividad en áreas de mayor prevalencia de enfermedades relacionadas con el agua y donde las condiciones de salud ambiental son las peores. Asimismo, se puede asignar valores de peso a los diversos tipos de intervención sobre la incidencia de enfermedades asociadas con el agua.

Los usuarios de aguas recreativas pueden encontrar una serie de peligros microbiológicos adicionales, además del riesgo general asociado con la exposición a una mezcla de agentes patógenos entéricos, que incluyen la leptospirosis (enfermedad de Weils) causada por los leptospiros.

4.2 Efectos sobre la salud de la exposición a aguas recreativas

Esta sección examina la evidencia de los efectos adversos sobre la salud asociados con la exposición a aguas recreativas obtenida de estudios epidemiológicos publicados sobre aguas superficiales tales como mares, lagos y ríos. Revisa todos los documentos identificados y disponibles que se han publicado respecto al tema.

4.2.1. Selección de estudios

Desde hace mucho tiempo se ha reportado epidemias y casos de enfermedades relacionadas con la natación en aguas recreativas. Los reportes de epidemias han asociado los diversos efectos sobre la salud, por ejemplo, síntomas gastrointestinales, fiebre tifoidea, meningo-encefalitis (Prüss, 1998) con la exposición a aguas recreativas y en algunos casos, han identificado agentes etiológicos específicos. Sin embargo, en general, no han descrito en gran medida la calidad del agua ni brindado información sobre cualquier relación dosis-respuesta. Esta información es necesaria para estimar los riesgos para la salud por la exposición a aguas recreativas y tomar medidas de protección apropiadas. A partir de la

literatura disponible, se seleccionó estudios relevantes, principalmente estudios epidemiológicos que investigan las relaciones dosis-respuesta o los efectos sobre la salud a distintos niveles de calidad de agua, para evaluar las siguientes relaciones:

- la relación dosis-respuesta entre los efectos sobre la salud y la calidad del agua de baño;
- la existencia de valores umbrales de recuentos de bacterias indicadoras para los efectos sobre la salud; y
- una posible variación en la severidad de los resultados debido a la calidad microbiológica del agua.

Los estudios epidemiológicos han investigado principalmente síntomas gastrointestinales, infecciones oculares, enfermedades a la piel, oído, nariz, infecciones a la garganta y enfermedades respiratorias. Se pueden usar diversos estudios epidemiológicos para calcular los riesgos para la salud relacionados con la calidad del agua, incluidos estudios de control de casos, de cohorte y pruebas controladas al azar.

Estudios de control de casos

En este tipo de estudio retrospectivo, se seleccionan personas con la enfermedad de interés (grupo de caso) y personas que no presentan síntomas (grupo de control). Ambos grupos se relacionan con un número mínimo de variables tales como edad y sexo. La exposición al agua de baño se compara entre los grupos de caso y control. Los estudios de control de casos pueden tener algunas limitaciones: sesgos en la selección y definición de controles apropiados; diferentes maneras de contar la exposición a aguas de baño entre ambos grupos; ausencia de información adecuada sobre calidad del agua. Este tipo de estudio tiene dificultad para definir una relación precisa de dosis-respuesta entre efecto y calidad del agua.

Estudios de cohorte

Las poblaciones de bañistas y no bañistas libres de enfermedades (cohortes), se identifican y clasifican en subgrupos según la exposición a la calidad del agua recreativa. En los estudios perspectivos, se realiza un seguimiento a toda la cohorte para ver cómo difiere el desarrollo de nuevos casos entre los grupos de distintas exposiciones. El seguimiento es un elemento crucial para identificar el efecto de la población estudiada. Sin embargo, esto puede resultar difícil para algunas poblaciones tales como turistas. Asimismo, la variación de la composición en los diferentes grupos de exposición puede resultar difícil de controlar.

En estudios retrospectivos, la exposición y efecto se presentan antes de iniciar el estudio. Los datos no se recolectan conforme pasa el tiempo como ocurre en los estudios perspectivos. Al igual que en los estudios de control de casos, la estimación retrospectiva de la exposición a la calidad del agua puede ser imprecisa. Los sesgos potenciales se pueden deber a divergencias en los grupos de diferente exposición.

Pruebas controladas al azar

Este enfoque es básicamente un experimento que incluye la asignación de exposición al agua. Un diseño al azar optimizaría la posibilidad de similitud entre los grupos de exposición, especialmente con respecto a la susceptibilidad a la enfermedad. Asimismo, la calidad del agua se puede evaluar con mayor precisión en caso de una exposición controlada. Se puede lograr una asignación más precisa de la exposición al agua. Los principales problemas prácticos (costos, reclutamiento de participantes) y problemas éticos (inclusión de niños, exposición de sujetos a aguas de calidad deficiente) se relacionan con este estudio.

En los tipos de estudios mencionados, varios factores pueden influir en la validez del impacto sobre la salud de las evaluaciones de la calidad del agua.

Control de factores de confusión

El control de factores de riesgo no relacionados con el agua (ingestión de alimentos y bebidas, edad, sexo, historial de algunas enfermedades, consumo de drogas, contagio por contacto personal, baño adicional, sol, factores socio-económicos) es importante para descartar una relación conflictiva entre la calidad del agua y el efecto de interés.

Tamaño de la población de estudio

Para detectar asociaciones hasta cierto punto significativas, se deben determinar los tamaños adecuados de las muestras conforme a las tasas de ataque esperadas en los grupos expuestos. La elección de un rango reducido para la calidad del agua de baño aumenta el tamaño de la población.

Selección de la población de estudio

El método de reclutamiento puede representar un sesgo (es decir, en estudios de cohorte, abordar personas en la playa o en pruebas controladas al azar, mediante publicidad). Asimismo, una baja tasa de respuesta en los seguimientos es una fuente potencial de sesgo debido a los reportes diferenciales, por ejemplo, una mayor respuesta entre los participantes que presentan síntomas conllevará a la sobreestimación del efecto. Los resultados sólo serán transferibles a poblaciones con un estado de inmunidad similar al de la población de estudio.

Definición y reporte de la enfermedad

Para evaluar problemas secundarios, se debe confiar en los reportes de síntomas, debido especialmente a que los agentes etiológicos por lo general no son identificables o aislables. Sin embargo, la validación de los síntomas con frecuencia se obtiene a través de un examen médico. Los factores externos tales como medios de comunicación o publicidad pueden influir en el auto reporte. Los entrevistadores deben recibir una capacitación adecuada para evitar diferencias entre ellos al momento de recoger los datos. Ello optimizará la uniformidad de los entrevistadores. Además, el entrevistador no debe conocer el estado de exposición antes de la entrevista acerca de los efectos sobre la salud para evitar así el sesgo.

Definición y evaluación de la exposición

La definición de la exposición debe tomar en cuenta las vías de infección potenciales. Por lo tanto, se debe evaluar de manera precisa la ingestión de agua así como el grado y duración del contacto con el agua. El lugar y tiempo de exposición se debe evaluar mediante una medida adecuada de los indicadores o agentes patógenos adecuados. El control de la cantidad sustancial de variación temporal y espacial del indicador así como su relación con bañistas individuales (Fleisher, 1993) presenta una dificultad importante en el diseño de estudios de observación. Además, los organismos indicadores usados no se relacionan bien con los virus, lo cual representa un aspecto importante del agente etiológico. La precisión limitada de los métodos actuales de organismos indicadores añade un error considerable en la medida (Fleisher, 1990). Estos factores generan un sesgo en la clasificación y por lo tanto, una subestimación del efecto.

Asimismo, la exposición del grupo de referencia debe estar bien definida y apropiadamente seleccionada. Se ha sugerido que los no bañistas también pueden, hasta cierto

punto, estar expuestos a un agua de calidad deficiente, ya que los virus se pueden transferir del agua al aire (Feachem, 1982). Por lo tanto, se estima que las enfermedades asociadas con la natación en no bañistas en la playa considerados como no expuestos puede subestimar el efecto.

Análisis adecuado de datos

El análisis de datos debe permitir el control de factores de confusión o modificadores del efecto, para lo cual existen técnicas adecuadas tales como estratificación o análisis multivariado. Generalmente, este último método requiere menor cantidad de datos y permite un mejor entendimiento de la interrelación entre exposición y enfermedad.

Análisis para lograr congruencia

Los datos recolectados se deben analizar para verificar si corresponden a los resultados reportados o si existen otros hallazgos no reportados. Los resultados concomitantes se deben medir, analizar y reportar.

La diferencia entre grupos de bañistas y no bañistas (por ejemplo, estado de salud) puede ser la causa de la elección de diferentes actividades (bañarse o no). El estimado de enfermedades asociadas con la natación en base a no bañistas en la playa considerados como no expuestos puede subestimar el efecto verdadero.

Los estudios recientes han indicado que algunos síntomas pueden resultar de la exposición al agua misma y no de la calidad microbiológica del agua (OMS/PNUMA, 1994), por irritación o alteración de las defensas del cuerpo, o por microorganismos presentes de manera natural, no específicos a las pruebas controladas al azar. Para estimar cada factor de riesgo de manera independiente, se revisaron las siguientes asociaciones entre la natación y los efectos sobre la salud:

- del contacto con el agua misma, las tasas de incidencia por nadar en aguas relativamente no contaminadas en comparación con las tasas de incidencia de no bañistas; y
- debido a la calidad microbiológica del agua, las tasas de incidencia por natación en aguas contaminadas en comparación con las tasas de incidencia de nadadores en aguas relativamente no contaminadas.

Los estudios deben cumplir los siguientes criterios de selección:

- Los efectos sobre la salud estaban claramente relacionados con la calidad del agua.
- El estudio contaba con la documentación necesaria para determinar las asociaciones de interés; especialmente, diseño del estudio. Los datos reportados permitieron comparar las tasas de ataque de nadadores en aguas de calidad diversa.
- La exposición o efecto evaluado no difería significativamente entre los grupos de exposición o efecto. Un ejemplo de exposición al agua es el canotaje en aguas espumosas que es similar a la natación, ya que la ingestión de agua es probable mediante vuelco/ingestión o inhalación por gotas.
- La población estudiada fue lo suficientemente grande (cuatro o más enfermos por grupo de exposición)
- La tasa de respuesta fue mayor a 50 por ciento y el agua no fue clorada artificialmente.

En esta revisión, se seleccionaron 22 de los 37 estudios identificados (cuadro 4.1 y 4.2). Ninguno de los estudios seleccionados trató los efectos más severos sobre la salud a causa de la exposición a aguas recreativas. Esto se debe tal vez a su poca ocurrencia en

regiones templadas, donde se realizó la mayoría de estudios y debido además a que los efectos menos frecuentes requieren una población más grande. Sin embargo, dos estudios identificados pero no seleccionados (El Sharkawi & Hassan, 1979; Public Health Laboratory Service, 1959) investigaron la poliomielitis, fiebre tifoidea y paratifoidea en relación con la calidad del agua de baño. Si bien estos estudios brindaron poca información sobre la relación de casos de enfermedades con la calidad del agua y tienen un diseño deficiente, ellos se discuten en este documento.

Dieciocho de los 22 estudios fueron de cohorte prospectivos, dos fueron de cohorte retrospectivos (Ferley y otros, 1989; Mujeriego y otros, 1982) y sólo dos (Fleisher y otros, 1996; Kay y otros, 1994) fueron pruebas controladas al azar. Todos los estudios evaluaron la calidad del agua a través de la medición de microorganismos, generalmente bacterias de origen fecal. Los estudios usaron distintos indicadores, los más comunes fueron los enterococos, *Escherichia coli* y coliformes fecales. Sólo unos cuantos estudios midieron microorganismos patógenos.

En once de los estudios seleccionados (cuadro 4.1, grupo 1) se midió diariamente los datos sobre calidad del agua (o incluso al momento de la exposición) (Fleisher y otros, 1996; Kay y otros, 1994) y se analizaron de acuerdo al día de exposición individual. La mayoría de estudios restantes sólo analizó medios estacionales de calidad del agua de las playas en relación con los efectos sobre la salud.

Cuadro 4.1 Lista de estudios seleccionados

Grupo	Referencia	Año	País	Diseño del estudio	Aguas	Comentarios
1, 4, 5, 10	Fleisher y otros	1996	Reino Unido	prueba controlada al azar	marinas	d
1, 4, 5	Haile y otros	1996	EEUU	de cohorte prospectivo	marinas	
4, 9	Van Dijk y otros, 1996	1996	Reino Unido	de cohorte prospectivo	marinas	c
1, 3, 5, 10	Bandaranayake y otros	1995	Nueva Zelanda	de cohorte prospectivo	marinas	d
1, 2, 5	Kueh y otros	1995	Hong Kong	de cohorte prospectivo	marinas	b
4, 5, 9	CSIR	1995	Sudáfrica	de cohorte prospectivo	marinas	a, c
1, 4, 5, 7, 8, 10	Kay y otros	1994	Reino Unido	Prueba controlada al azar	marinas	d
2, 5, 6, 7, 9	Pike	1994	Reino Unido	de cohorte prospectivo/et	marinas	a, b, c
3, 10	Corbett y otros	1993	Australia	de cohorte prospectivo	marinas	a, d
1, 3, 5, 7, 10	Fewtrell y otros	1992	Reino Unido	de cohorte prospectivo	dulces	d
1, 2, 5, 6, 10	PNUMA/OMS No. 46	1991	Israel	de cohorte prospectivo	marinas	b, d
2, 5, 10	PNUMA/OMS No. 53	1991	España	de cohorte prospectivo	marinas	a, b, d
2, 5	Cheung y otros	1989	Hong Kong	de cohorte prospectivo	marinas	a, b
2, 5, 7, 8, 9	Ferley y otros	1989	Francia	de cohorte prospectivo	dulces	a, b, c
1, 4	Lightfoot	1989	Canadá	de cohorte prospectivo	dulces	
1, 2, 5, 6, 10	PNUMA/OMS No. 20, Fattal y otros	1987	Israel	de cohorte prospectivo	marinas	b, d

Grupo	Referencia	Año	País	Diseño del estudio	Aguas	Comenta-rios
1, 3, 5, 8	Seyfried y otros	1985	Canadá	de cohorte prospectivo	dulces	
2, 5, 7, 8	Dufour	1984	EEUU	de cohorte prospectivo	dulces	a, b
2, 5, 6, 9	Cabelli	1983	Egipto	de cohorte prospectivo	marinas	a, b, c
2, 5, 7, 8	Cabelli y otros	1982	EEUU	de cohorte prospectivo	dulces y marinas	a, b
2, 5, 8	Mujeriego y otros	1982	España	de cohorte prospectivo/et	marinas	b, a
1, 2, 5, 9, 10	Stevenson, estudio de tres días	1953	EEUU	de cohorte prospectivo	dulces	B, c, d

Clave: Grupo – véase el texto; et: estudio transversal; a: sólo se usó medios estacionales para analizar su relación con el efecto; b: control para menos de tres factores de confusión reportados o ningún reporte; c: exposición no definida como inmersión de la cabeza o salpicadura/ingestión de agua; d: menos de 1.700 bañistas y 1.700 no bañistas participaron en el estudio. Nota: Dos estudios analizaron los mismos datos (van Dijk y otros, 1996; Pike, 1994) pero llegaron a diferentes conclusiones:

Cuadro 4.2 Estudios no seleccionados

Primer autor	Fecha
Alexander y otros,	1992
Brown y otros,	1987
Calderón y otros,	1982
Dewailly y otros,	1986
El Sharkawi y otros,	1986
Fewtrell y otros,	1994
Foulon y otros,	1983
Hoadley y otros,	1975
McBride y otros,	1993
New Jersey Department of Health	1989
Phillip y otros,	1985
Public Health Laboratory Service	1959
Seyfried y otros,	1984

Doce estudios reportaron control para menos de tres factores de riesgo no relacionados con el agua (cuadro 4.1, grupo 2), cuatro estudios para tres a cuatro factores de confusión potenciales (cuadro 4.1, grupo 3) y seis estudios reportaron el control de siete o más (cuadro 4.1, grupo 4). Los factores de confusión incluyen ingestión de alimentos y bebidas, edad, sexo, historial de ciertas enfermedades, consumo de drogas, contacto personal, baño adicional, sol, factores socioeconómicos, etc.

4.2.2 Resultados de los estudios

- La tasa de ciertos síntomas o grupos de síntomas estaba relacionada significativamente con el recuento de bacterias indicadoras fecales o bacterias patógenas. De los 22 estudios seleccionados, 19 reportaron un incremento en la tasa de efectos debido a un recuento elevado de indicadores (cuadro 4.1, grupo 5). Un estudio (Mujeriego y otros,

1982) demostró que la micosis e infecciones al ojo y al oído tenían una relación inversa con el recuento de bacterias indicadoras. Tres estudios (van Dijk y otros, 1996; Corbett y otros, 1993; Lightfoot, 1989) no encontraron ninguna relación significativa con los indicadores fecales.

- Varios estudios reportaron tasas elevadas de síntomas en grupos de menor edad (cuadro 4.2a, grupo 6)
- Los síntomas gastrointestinales (incluidos síntomas gastrointestinales de 'alta credibilidad' u 'objetivos') estaban relacionados con bacterias indicadoras fecales tales como enterococos, estreptococos fecales, coliformes termotolerantes y *E. coli.*
- Todos los riesgos correspondientes a la exposición a las aguas relativamente limpias fueron comparados con los de los no nadadores para evaluar el riesgo de contacto con el agua misma. En el caso de síntomas gastrointestinales, todos estos riesgos relativos se encuentran entre 1,0 y 2,5 (cuadro 4.1, grupo 7); sólo un valor varía significativamente de 1,0 (Cabelli y otros, 1982).
- Todos los riesgos correspondientes a la natación, en aguas relativamente contaminadas comparados con la natación en aguas limpias aparecen en las tablas 3.3 y 4. Los riesgos varían entre 0,4 y 3,0.
- Muchos estudios sugirieron modelos de riesgo de crecimiento continuo con umbrales para varios organismos indicadores y efectos sobre la salud. Las figuras 4.1 y 4.2 resumen los modelos sugeridos de tasa de enfermedad versus recuento bacteriano; mientras que los cuadros 4.3 y 4.4 presentan los valores numéricos sugeridos para ambos. Estos valores umbrales son bajos en comparación con la calidad del agua para usos recreativos (cuadro 4.1, grupo 8). Estos valores varían desde sólo unos pocos recuentos de indicadores/100 ml hasta cerca de 30 recuentos/100 ml y fueron mayores para Egipto y Hong Kong (aproximadamente 100 a 200 recuentos de indicadores/100 ml; Cabelli, 1983 y Cheung y otros, 1989 respectivamente). Asimismo, estos estudios describen un número menor de casos para recuentos bacterianos similares.
- Los organismos indicadores que se relacionan mejor con el efecto sobre la salud fueron enterococos/estreptococos fecales para aguas marinas y dulces, y *E. coli* para aguas dulces. Otros indicadores que mostraron correlación fueron coliformes fecales y estafilococos. Estos últimos pueden estar relacionados con la densidad de bañistas (Cheung y otros, 1991; PNUMA/OMS, 1988) y se reportó una asociación significativa con ciertos síntomas tales como infecciones al oido y piel así como enfermedades respiratorias y entéricas (Cheung y otros, 1991; PNUMA/OMS, 1988; Seyfried y otros, 1985). La variación en la densidad de estafilococos sólo se puede deber a otras fuentes de contaminación además de la basura dejada por los bañistas (El Sharkawi y Hassan, 1979), si bien se requieren investigaciones adicionales para confirmar esta hipótesis. Un estudio demostró una relación significativa entre los síntomas gastrointestinales y bacterias patógenas específicas (Kueh y otros, 1995). Una prueba controlada al azar reportó una relación más fuerte (es decir, un mayor aumento del efecto sobre la salud versus calidad del agua) entre la exposición y síntomas gastrointestinales que las encontradas en otros estudios.

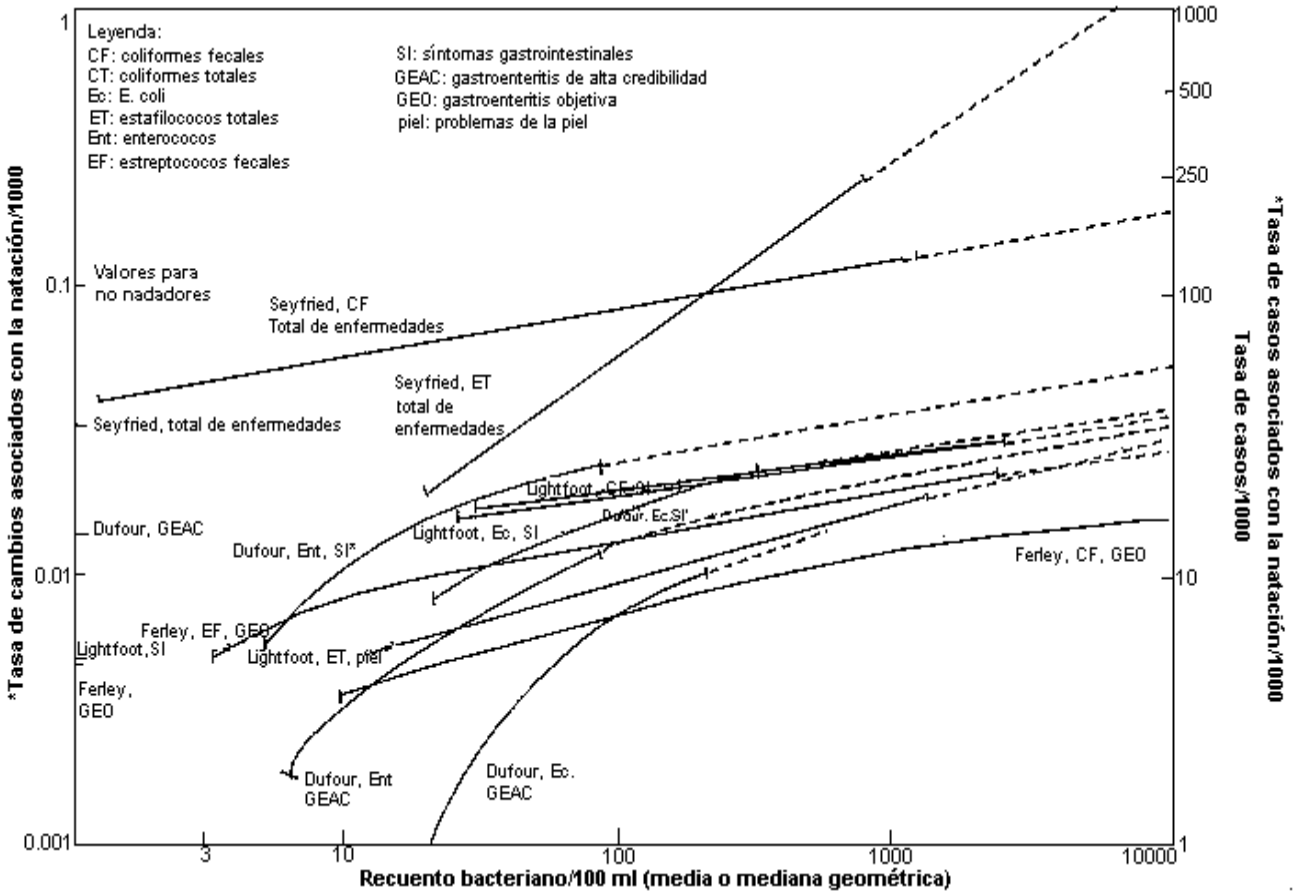


Figura 4.2a **Riesgos previstos de enfermedades en nadadores versus recuentos bacterianos en aguas dulces.** Adaptado y actualizado de Pike[46]

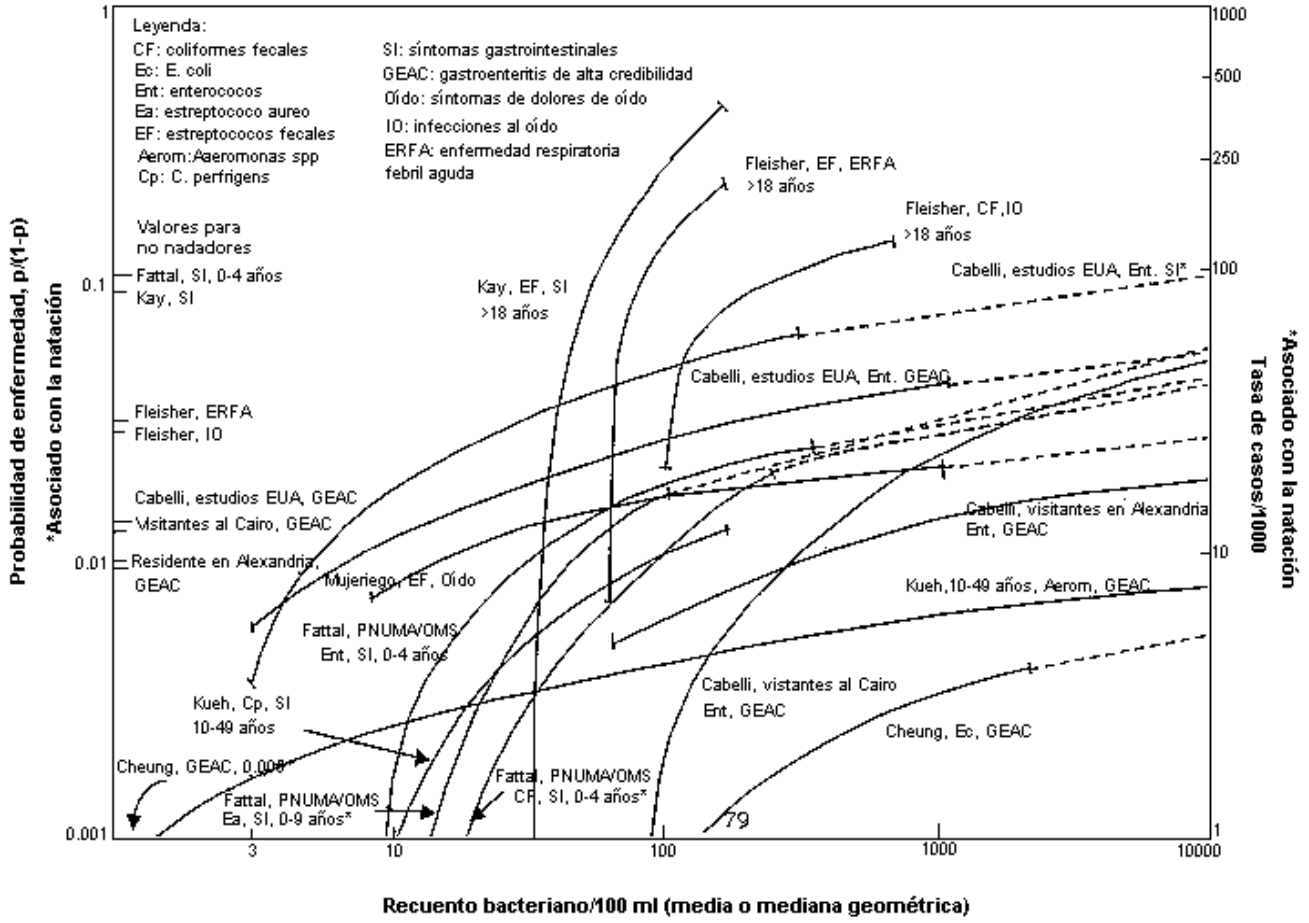


Figura 4.2b Riesgos previstos de enfermedades en nadadores versus recuentos bacterianos en aguas marinas. Adaptado y actualizado de Pike [46]

Cuadro 4.3 Aguas dulces – Riesgo relativo (RR), natación versus no natación en aguas de diferente calidad

Autor Año	Efecto sobre la salud[§]	Indicador	Recuento indicador promedio (por 100 ml)	RR (95% de intervalo de confiabilidad)	Tasa de incidencia TI (*1000)	Exposición
Dufour 1984	GI	Enterococos	13 vs 5 20 vs 5 25 vs 5 71 vs 5 20 vs 7 23 vs 7 39 vs 7	1,03 (0,82-1,30) 1,51 (1,25-1,83)** 1,01 (0,82-1,24) 1,38 (1,13-1,69)** 0,67 (0,53- 0,84)** 1,64 (0,52-1,80)** 1,07 (0,87-1,33)	56 vs 55 58 vs 55 55 vs 55 75 vs 55 38 vs 57 37 vs 57 61 vs 57	Inmersión de la cabeza
Fewtrell 1992	Flu R Oído/ojo GI P Todos	Coliformes fecales	285 vs 22	1,76 (1,31-2,37)** 1,51 (1,06-2,14)* 3,53 (1,13–11,03)** 2,97 (2,01-4,37)** 2,02 (1,05-3,86)* 1,59 (1,31-1,93)**	445 vs 252 322 vs 214 68 vs 19 418 vs 141 137 vs 68 671 vs 422	Canotaje en aguas espumosas
Ferley 1989	EGA objetiva	Estreptococos fecales	50 vs 20 100 vs 20 500 vs 20 1000 vs 20 2000 vs 20	1,24 (?) 1,42 (?) 1,84 (?) 2,02 (?) 2,20 (?)	12 vs 10 14 vs 10 18 vs 10 20 vs 10 22 vs 10	Baño
Stevenson (estudio de tres días), 1953	Todos	Coliformes totales	2300 vs 37 730 vs 37	1,42 (1,09-1,86)* 1,14 (0,82-1,59)	122 vs 86 99 vs 86	Natación

Clave
*p<0,05; ** p<0,01
[§] Oído/ojo = infecciones al ojo u oído; P = enfermedades a la piel; GI = síntomas gastrointestinales; R = Enfermedades respiratorias
EGA = enfermedad gastrointestinal aguda
GEAC = gastroenteritis de alta credibilidad
Flu = Influenza
Todos = cualquier síntoma
Nota: No se han enumerado todos los resultados que no son significativos

Cuadro 4.4 Aguas marinas – Riesgo relativo (RR) natación versus no natación en aguas de diferente calidad

Autor Año	Efecto sobre la salud[§]	Indicador	Recuento de indicadores promedio (por 100 ml)	RR (95% de intervalo de confiabilidad)	Tasa de incidencia TI (*1000)	Exposición
Bandarana-yake 1995	R GEAC	Enterococos	(1,5-4) vs (0-1,5) (4-13)vs (0-1,5) (13-232) vs (0-1,5) (13-232) vs (0-1,5)	1,55 (0,66-3,63) 1,76 (0,76-4,07) 3,02 (1,31-6,93)** 0,84 (0,27-2,63)	37 vs 24 42 vs 24 71 vs 24 22 vs 26	Inmersión de la cabeza
Cabelli 1982	GI	Enterococo	154 vs 3,5 91 vs 3,5 31 vs 3,5 22 vs 3,5 20 vs 3,5 14 vs 3,5 7 vs 3,5 5,7 vs 3,5	2,21 (1,41-3,47)** 2,63 (1,67-4,12)** 1,59 (1,01-2,48)* 2,95 (1,91-4,56)** 2,16 (1,51-3,10)** 1,52 (0,93-2,49) 1,39 (0,89-2,17) 2,31 (1,63-3,29)**	60 vs 27 72 vs 27 43 vs 27 81 vs 27 59 vs 27 42 vs 27 38 vs 27 63 vs 27	Inmersión de la cabeza
Cabelli Egipto 1983	Vómito, diarrea	Enterococos	Residentes 5.760 vs 103 286 vs 103 6.780 vs 73 211 vs 73 9.610 vs 214 954 vs 214 visitantes 6.780 vs 73 211 vs 73 9160 vs 214 954 vs 214	 1,95 (0,91-4,16) 0,97 (0,38-2,51) 2,44 (1,18-5,05)* 1,33 (0,57-3,11) 1,87 (0,94-3,71) 2,05 (1,05-4,04)* 2,39 (1,47-3,87)** 1,21 (0,67-2,16) 2,57 (1,15-5,70)* 2,76 (1,17-6,51)*	 31 vs 16 16 vs 16 30 vs 12 16 vs 12 19 vs 10 21 vs 10 51 vs 22 26 vs 22 45 vs 18 48 vs 18	Inmersión de la cabeza
Cheung 1989	GEAC	E. coli	119 vs 69 142 vs 69 254 vs 69 266 vs 69 269 vs 69 414 vs 69	1,42 (0,42-5,27) 0,62 (0,11-3,39) 0,47 (0,09-2,55) 0,49 (0,11-2,18) 1,75 (0,54-5,69) 2,47 (0,76-8,01)	3,1 vs 2,1 1,3 vs 2,1 1,0 vs 2,1 1,1 vs 2,1 6,5 vs 2,1 7,4 vs 2,1	Inmersión de la cabeza
Fattal 1983 y PNUMA/ OMS MAPA N°20 1987	GI Edad 0-4 Todas las edades GEAC Edad 0-4 Todas las edades otros síntomas	Enterococos	 49 (25-410) vs 7 (0-14) “ “ “	 1,88 (1,01-3,50)* 1,50 (1,01-2,23)* 2,07 (1,17-3,65)** 1,36 (0,95-1,94) NS	 209 vs 111 104 vs 69 221 vs 107 104 vs 76	Inmersión de la cabeza +salpicadura +ingestión
Haile 1996	P	Coliformes fecales	642 vs 5 130 vs 5 51 vs 5	2,02 (1,07-3,81)* 0,83 (0,39-1,76) 1,94 (1,04-3,63)*	14 vs 6 6 vs 6 14 vs 6	Inmersión del rostro
Kay 1994	GI	Estreptococos fecales	80+ vs 0-19 70 (60-79) vs 0-19 50 (40-59) vs 0-19 30 (20-39) vs 0-19	2,80 (1,33-5,89)** 2,58 (1,44-4,64)** 1,68 (0,91-3,12) 0,97 (0,53-1,73)	304 vs 109 281 vs 109 183 vs 109 106 vs 109	Inmersión de la cabeza
CSIR 1995	GI	Estreptococos fecales.	10,4 (0-163) vs 0,8 (0-28)	1,68* (1,09-2,60)	61 vs 36	Inmersión hasta o más

Autor Año	Efecto sobre la salud[§]	Indicador	Recuento de indicadores promedio (por 100 ml)	RR (95% de intervalo de confiabilidad)	Tasa de incidencia TI (*1000)	Exposición
		Coliformes fecales	21,9 (0-436) vs 3,8 (0-324)			allá de la cintura
PNUMA/OMS MAP N°46 1991	GI R	Enterococos	40 (31-51) vs 9(2-30) "	1,95 (1,08-3,52)* 2,55 (1,27-5,05)**	131 vs 65 124 vs 47	Inmersión de la cabeza +salpicadura +ingestión
PNUMA/OMS MAO N°53 1991	Dermatitis entérica	Estreptococos fecales	2835 (130-11.500) vs 407 (40-1800)	1,51 (0,65-3,54) 2,02 (1,25-3,27)*	21 vs 14 78 vs 38	Inmersión de la cabeza +salpicadura +ingestión

Clave
*p<0,05; **p<0,01
[§] P= enfermedades a la piel; GI = síntomas gastrointestinales; GEAC =gastroenteritis de alta credibilidad; R = enfermedades respiratorias
Nota: No se han enumerado todos los resultados que no son significativos

4.2.3 Limitaciones

Los estudios que han reportado asociaciones diferentes a los síntomas gastroentéricos son relativamente pocos.

En los estudios realizados, no se encontró ninguna relación entre la severidad de los síntomas y las diferencias en la calidad del agua.

Exite poca información disponible acerca de los efectos más severos sobre la salud y la calidad del agua. Los estudios no seleccionados que investigaban la fiebre tifoidea y paratifoidea en Egipto (El Sharkawi y Hassan, 1979), reportaron tasas de incidencia significativamente altas de estos efectos para el baño en 'playas contaminadas' en comparación con las playas 'no contaminadas'. El punto divisorio para la clasificación de las playas en categorías de 'no contaminadas' y 'contaminadas' fue una concentración promedio en verano de 3.000 coliformes fecales/100 ml de agua de baño. En todas las playas contaminadas habian descargas de alcantarillado mientras que no ocurría lo mismo en las playas 'no contaminadas'. Los estudios no seleccionados que investigaban la fiebre tifoidea y paratifoidea así como los estudios realizados en el Reino Unido sobre poliomielitis (Public Health Laboratory, 1959) reportaron varios casos de fiebre paratifoidea asociados con el baño en aguas contaminadas con aguas residuales que contaban con concentraciones promedio de coliformes totales de 10.000 por 100 ml.

4.2.4 Sesgo y validez de los resultados

Los más importantes tipos de sesgo, en este contexto, son los introducidos por el uso de indicadores para evaluar la calidad del agua y la exposición individual (cuadro 4.5). Estos factores generan un sesgo que produce una clasificación no diferencial, es decir, un error en la evaluación de ciertos parámetros (calidad del agua) que conlleva a clasificar a las personas en categorías equivocadas (exposición). El error no es un factor importante cuando la clasificación se hizo al azar. El sesgo no diferencial conlleva a una subestimación de la relación entre los efectos sobre la salud y la calidad del agua.

Cuando para el estudio se seleccionan poblaciones con mayor inmunidad (por ejemplo, adultos), el resultado subestima los efectos que se obtendrían con una selección más

equilibrada. La falta de control de los factores de confusión puede sobreestimar o subestimar el efecto. Todos los otros tipos de sesgo pueden originar un sesgo menor.

Un mismo estudio puede tener varias causas de sesgo, lo que multiplica los errores. Esto puede ser muy importante, ya que puede conllevar a una subestimación del efecto de la calidad del agua sobre la salud. El sesgo que produce una clasificación no diferencial (el más importante en los estudios revisados) debe ser menor en las pruebas de control al azar (Fleisher y otros, 1996; Kay y otros, 1994) que en los estudios de observación ya que evalúa la exposición individual (evaluación de la calidad del agua y grado de contacto con ésta) de una manera más precisa. Probablemente, esto explique los cálculos de riesgo más elevados para síntomas gastroentéricos y la mayor relación con los recuentos de indicadores en comparación con los hallazgos de otros estudios. Lo mismo se puede aplicar a las relaciones reportadas por la prueba controlada al azar que investigaba enfermedades no entéricas (Fleisher y otros, 1996). En estos momentos, es imposible realizar comparaciones con otros estudios, ya que éste fue el primero que investigó las clasificaciones reconocidas de enfermedades no entéricas y debido también a la falta de reportes de otras relaciones.

El tamaño de la población es otro factor que puede influir en los resultados. Según los cálculos de potencia (CDC, 1994) el *tamaño de la población de estudio* debe alcanzar un mínimo de 1.700 nadadores y 1.700 no nadadores de acuerdo a la hipótesis de una tasa de fondo para enfermedad de cinco por ciento y una tasa excesiva de 50 por ciento para obtener un resultado significativo (90 por ciento de potencia). No todos los estudios reunieron este número de participantes (cuadro 4.2a, grupo 10); sin embargo, algunas veces las tasas excesivas resultaron ser mayores y algunos estudios sí pudieron brindar resultados significativos.

El reporte de valores umbrales bajos merece atención especial. La clasificación errónea de la exposición puede producir umbrales artificialmente bajos para un riesgo elevado. La prueba controlada al azar que analiza los síntomas gastrointestinales (Kay y otros, 1994) y que debe brindar la relación más precisa, sugirió un umbral de 33 estreptococos fecales/100 ml para un riesgo elevado de síntomas gastrointestinales, lo cual supera lo sugerido por otros estudios. Además del sesgo no diferencial en los estudios de observación, en la prueba controlada al azar, la diferencia de umbrales se puede deber a una población de estudio limitada a adultos, cuyo estado de inmunidad para enfermedades diarreicas es probablemente mayor que en la población promedio (Martines y otros, 1993). Además, las poblaciones de estudio en Hong Kong (Cheung y otros, 1991) y Egipto (Cabelli, 1983) demostraron umbrales mayores (y tasas de casos). Asimismo, dentro del estudio egipcio, la población visitante (de otras ciudades del interior) mostró tasas de ataque más elevadas para síntomas gastroentéricos que la población local. Estos resultados no se deben sólo al sesgo y muestran la influencia del estado de inmunidad sobre la susceptibilidad a la enfermedad relacionada con el agua, o una proporción menor de agentes patógenos con relación a indicadores en las aguas naturales. El tamaño de la muestra también influye en los umbrales, es decir, mientras mayor sea el tamaño de la muestra, menor será el umbral. Sin embargo, los estudios de Hong Kong y Egipto se encontraban entre aquellos con las muestras más grandes; mientras que la prueba controlada al azar que estudiaba los síntomas gastroentéricos era relativamente pequeña.

Cuadro 4.5 Algunos tipos de sesgo en estudios epidemiológicos de aguas recreativas

Tipo de sesgo	Descripción
Uso de microorganismos indicadores para evaluar la calidad del agua	La variación temporal y espacial del indicador es considerable, y difícil de relacionar con bañistas individuales (Fleisher y otros, 1990) a menos que el diseño del estudio sea experimental (Fleisher y otros, 1996; Kay y otros, 1994). Asimismo, la precisión limitada de los métodos para el recuento de organismos indicadores agrega un error sustancial en la medición (Fleisher, 1990). Además, los organismos indicadores usados no se relacionan bien con los virus, los cuales pueden representar una parte importante de los agentes etiológicos.
Uso de indicadores estacionales para evaluar la calidad del agua	Varios estudios usan indicadores estacionales de organismos en lugar de realizar mediciones diarias para caracterizar la exposición individual, lo cual añade una inexactitud sustancial.
Evaluación de la vía de exposición	Algunos estudios no toman en cuenta la vía de infección potencial para definir la *exposición*, principalmente inmersión de la cabeza o ingestión de agua (cuadro 4.2a, grupo 9) para síntomas gastroentéricos. La dificultad de contar la exposición influye aún más en la inexactitud de la exposición individual
Falta de control de los factores de confusión	La falta de control de los factores de confusión tales como ingestión de alimentos y bebidas, edad, sexo, historial de ciertas enfermedades, consumo de drogas, contacto personal, baño adicional, sol, factores socio-económicos, etc., puede influir en la asociación observada
Selección de una población de estudio no representativa	Los resultados reportados para ciertas poblaciones (grupos de edad limitada o de regiones con ciertas características endémicas) no son directamente transferibles *a priori* a poblaciones con otras características.
Auto-reporte de síntomas	La mayoría de estudios de observación confiaron en el auto-reporte de síntomas por la población estudiada. La validación de los síntomas mediante un examen médico (Fleisher y otros, 1996; Kay y otros, 1994) habría reducido el sesgo potencial. Los factores externos tales como medios de comunicación o publicidad pueden haber influido en el auto reporte.
Tasa de respuesta	La tasa de respuesta fue mayor a 70% en todos los estudios y más de 80% en la mayoría de ellos. El reporte diferencial, es decir, mayor respuesta entre participantes que presentaron síntomas, probablemente no tuvo mayores consecuencias.
Método de reclutamiento	En casi todos los estudios de observación, el método de reclutamiento consistió en acercarse a personas en la playa mientras que en las pruebas controladas al azar se realizó mediante la publicidad.
Efecto del entrevistador	Las diferencias en la metodología de recolección de datos entre los entrevistadores pueden influir en los resultados del estudio.

4.2.5 Calidad de la evidencia

Bradford Hill (1965) propuso un conjunto de criterios de enfermedades ambientales. El cuadro 4.6 describe los cumplimientos de estos criterios para las asociaciones aquí descritas.

Cuadro 4.6 Criterios de causalidad en estudios ambientales (según Bradford Hill, 1965). Aplicación a la calidad de aguas de baño y síntomas gastrointestinales

Criterio	Explicación	Cumplimiento
1. Fortaleza de la asociación	Diferencia de la tasa de enfermedad entre los grupos expuestos y no expuestos, medidos como una proporción.	Sí Se han encontrado asociaciones significativas; las proporciones son relativamente bajas (generalmente <3)
2. Consistencia	¿Ha sido observado por distintas personas en diferentes lugares?	Sí En muchos países y por varios autores
3. Especificidad de la asociación	Un tipo específico de exposición está relacionado con un lugar de infección o enfermedad específica	No
4. Temporalidad	¿La exposición ocurre antes de la enfermedad en lugar de ocurrir después?	Sí La mayoría de estudios muestra una relación temporal
5. Gradiente biológica	Se puede detectar una curva de dosis-respuesta	Sí La mayoría de estudios seleccionados muestra relaciones significativas de dosis-respuesta
6. Admisibilidad	¿Esta relación parece posible en términos de conocimiento actual?	Sí Es decir, los resultados concuerdan con los hallazgos sobre dosis infecciosas de agentes patógenos
7. Coherencia	La interpretación causa-efecto de los datos no debe contradecir el conocimiento de la historia y biología natural de la enfermedad	Sí
8. Experimento	¿Las acciones preventivas alteraron la frecuencia de la enfermedad?	Estos estudios no han descrito aún acciones preventivas
9. Analogía	¿Existen agentes similares que causen enfermedades semejantes en circunstancias similares?	Sí Al igual que la ingestión de agua recreativa, los síntomas gastrointestinales son producidos por agua potable contaminada con heces

4.2.6 Al revisar los 22 estudios, se observó que se cumplió con siete de los nueve criterios de Hill. El criterio sobre especificidad de la asociación no es aplicable ya que los agentes etiológicos son numerosos y relativamente no específicos. Aún no se ha reportado ningún resultado acerca del impacto de las acciones preventivas sobre la frecuencia de los efectos sobre la salud.

El grado de cumplimiento de los criterios sugiere que la causalidad es la interpretación más probable de la asociación. La frecuencia de síntomas gastrointestinales en los grupos de exposición está determinada por un cambio en la concentración de indicadores en aguas recreativas. Probablemente, la exposición a aguas de baño de calidad deficiente es una causa componente importante (es decir, un factor causal dentro del proceso de causalidad) para síntomas gastrointestinales.

4.2.7 Conclusiones y consecuencias para la protección de la salud

Esta revisión de los estudios publicados sugiere que:

- Existe una relación causal entre los síntomas gastrointestinales y la calidad del agua recreativa medida según su concentración de bacterias-indicadores. Para casos clínicos de contaminación de agua potable, se reportó una asociación importante y consistente en las relaciones de tiempo y dosis-respuesta así como su admisibilidad y analogía biológica.
- En 19 de los 22 estudios, la tasa de ciertos síntomas o grupos de síntomas estaba relacionada significativamente con el recuento de bacterias indicadoras fecales en aguas recreativas. Los efectos sobre la salud más frecuentes fueron los síntomas gastrointestinales, para los cuales se reportaron asociaciones significativas de dosis-respuesta. Generalmente, las tasas de síntomas fueron mayores en grupos de menor edad.
- Se usaron varios indicadores para describir la calidad del agua. Los indicadores correlacionados con el efecto sobre la salud variaron según la contaminación fecal del agua o la contaminación por otros bañistas. En consecuencia, a pesar de los diferentes indicadores, la tendencia fue similar en las asociaciones reportadas.
- Generalmente, para aguas marinas y aguas dulces, los valores umbrales bajos para un riesgo elevado comparados con la calidad del agua se encuentran en aguas recreativas costeras, lo que sugiere la existencia de una relación dosis-respuesta entre los recuentos bacterianos y los síntomas. Probablemente, los resultados de las pruebas controladas al azar (Fleisher y otros, 1996; Kay y otros, 1994) fueron los más precisos ya que la exposición, calidad del agua y enfermedad se evalúan de una manera mucho más precisa que en los estudios de observación donde se logra un umbral artificialmente bajo (debido al sesgo en la clasificación). Sin embargo, estos resultados son indicadores primarios para poblaciones adultas en climas templados. Los estudios que reportaron valores umbrales y de tasa de casos más altos (para poblaciones adultas o de países con mayores características endémicas) pueden sugerir un incremento en la inmunidad, lo cual es una hipótesis posible pero requiere estudios adicionales para su confirmación.
- Se señaló que los efectos sobre la salud más severos pueden ocurrir al bañarse en aguas altamente contaminadas con aguas residuales en regiones endémicas. Esto sugiere que se deben tomar medidas especiales cuando existan niveles altos de contaminación fecal.
- El efecto sobre la salud más frecuente relacionado con la exposición a aguas recreativas son los síntomas gastrointestinales. Generalmente, se relacionan con estreptococos/enterococos fecales en aguas marinas o aguas dulces y *E. coli* en aguas dulces.
- Un gran número de estudios epidemiológicos ha investigado las asociaciones entre el agua recreativa y los síntomas gastrointestinales. Para otros efectos, se han reportado pocas asociaciones tales como infecciones al oído, síntomas respiratorios o efectos más severos sobre la salud.

4.3 Tipos específicos de efectos sobre la salud

Existe una base sólida de salud pública para la relación causal entre la contaminación fecal y los efectos adversos sobre la salud en grupos de usuarios que ingieren agua contaminada (sección 4.1). La evidencia general de los estudios epidemiológicos indica que entre grupos de usuarios que ingieren aguas contaminadas con heces, con frecuencias que

aumentan según la exposición, se reportan síntomas que varían de leves a moderados (sección 4.2). En esta sección, se resume el estado de conocimiento de los tipos de efectos sobre la salud.

4.3.1 Enfermedad gastrointestinal

Las enfermedades entéricas, tales como la gastroenteritis, son los efectos adversos para la salud que son más investigados y que se reportan en las publicaciones.

Existe una relación entre los síntomas gastrointestinales y las concentraciones de bacterias indicadoras en las aguas recreativas. Los estudios reportaron una asociación fuerte y consistente con la temporalidad y las relaciones dosis-respuesta así como una admisibilidad y analogía biológica para casos clínicos de contaminación del agua potable.

En 19 de los 22 estudios seleccionados, la tasa de ciertos síntomas o grupos de síntomas estuvo relacionada significativamente con el recuento de bacterias indicadoras fecales en el agua. Los síntomas gastrointestinales son el efecto sobre la salud más frecuente para el cual se reportaron relaciones significativas de dosis-respuesta. Generalmente, las tasas de síntomas fueron mayores en los grupos de menor edad.

La evidencia sugiere que existe una relación causal entre una mayor exposición a la contaminación fecal y la frecuencia de gastroenteritis. Las principales causas de sesgo que afectan los estudios seleccionados pueden subestimar el efecto de la calidad del agua sobre la salud; por lo tanto, la mayoría reportó una curva poco pronunciada de dosis-respuesta. La única prueba controlada al azar (que debe brindar la relación más precisa) presenta una curva considerablemente más pronunciada. La escasa información sobre la naturaleza de la relación dosis-respuesta limita la posibilidad de un enfoque costo-beneficio para controlar estos peligros. La existencia de relaciones dosis-respuesta entre el recuento de bacterias y los síntomas es evidente. Probablemente, los resultados de la prueba al azar (Kay y otros, 1994) son los más exactos debido a que la exposición, calidad del agua y enfermedad se evaluaron con mayor precisión que en los estudios de observación.

La clasificación errónea de la exposición puede producir valores umbrales artificialmente bajos para un riesgo elevado. Los valores umbrales variaron entre los estudios, pero por lo general fueron bajos en comparación con la calidad de las aguas naturales de todo el mundo. La prueba controlada al azar (que debe brindar la relación más precisa) sugirió un umbral de 33 estreptococos fecales/100 ml para un riesgo elevado de gastroenteritis. Este umbral es mayor al de otros estudios.

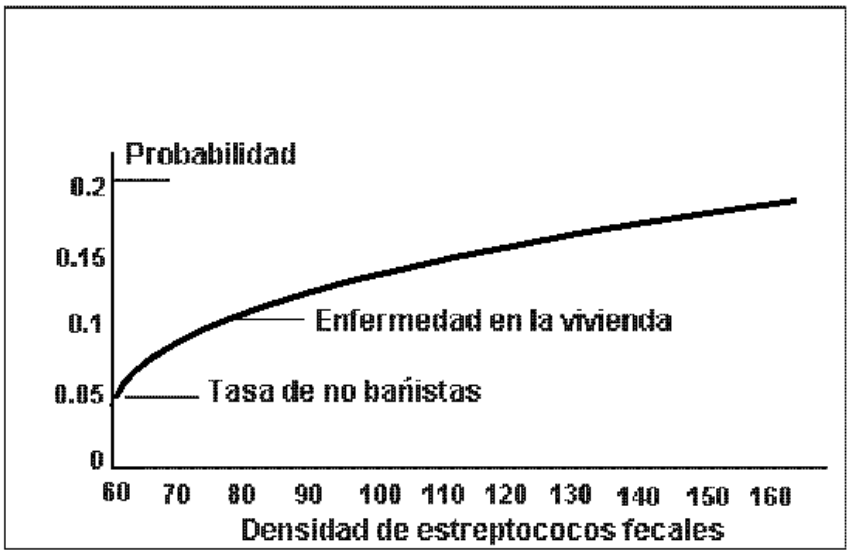
En los estudios revisados, se usaron varios indicadores para describir la calidad del agua. En la mayoría de casos, los indicadores que mostraban una correlación con el efecto sobre la salud variaron según la contaminación fecal del agua o contaminación por otros bañistas. En consecuencia, a pesar de los diferentes indicadores, la tendencia en las asociaciones reportadas fue similar. La evidencia limitada sugiere que las poblaciones locales que se bañan en aguas contaminadas con aguas residuales pueden sufrir menos enfermedades que las poblaciones visitantes, debido quizás a la influencia del estado de inmunidad.

4.3.2 Enfermedad respiratoria febril aguda

Una relación causa-efecto entre la contaminación fecal o contaminación derivada de bañistas y la enfermedad respiratoria febril aguda es biológicamente admisible. Las asociaciones ocurrieron entre la enfermedad respiratoria febril aguda (ERFA) y los indicadores microbiológicos de contaminación fecal y carga de bañistas. En un estudio con un umbral de 59 estreptococos fecales/100 ml se reportó una relación significativa de dosis-respuesta (Fleisher y otros, 1996; fig. 4.2).

La ERFA fue la primera enfermedad asociada con exposiciones a aguas recreativas con un número de clasificación internacional de enfermedades (CIE) y por lo tanto, es la enfermedad derivada más objetivamente y relacionada con aguas de recreación. Además, tiene un efecto sobre la salud más severo que los síntomas gastrointestinales evaluados con mayor frecuencia. Generalmente, las probabilidades de contraer la ERFA son menores en comparación con la gastroenteritis y están relacionadas con concentraciones similares de estreptococos fecales.

Figura 4.4 Relación dosis-respuesta entre estreptococos fecales y la enfermedad respiratoria febril aguda (Fleisher y otros, 1996)



4.3.3 Infección al oído

Se han reportado asociaciones entre infecciones al oído e indicadores microbiológicos de contaminación fecal y carga de bañistas. Un estudio (Fleisher y otros, 1996) reportó una relación significativa de dosis-respuesta (con coliformes fecales). Cuando se comparan con la gastroenteritis, las probabilidades estadísticas son generalmente menores y están relacionadas con concentraciones de coliformes fecales mayores a las de los síntomas gastrointestinales y la enfermedad respiratoria febril aguda. Una relación causa-efecto entre la contaminación o contaminación derivada de bañistas y la infección al oído es biológicamente admisible.

4.3.4 Molestias oculares

Se ha reportado un aumento en las tasas de síntomas oculares entre los bañistas (Fleisher y otros, 1996) y la evidencia sugiere que el baño compromete las defensas de inmunidad del ojo, independientemente de la calidad del agua, y produce un aumento de los reportes de síntomas en aguas marinas. A pesar de la admisibilidad biológica, no existe evidencia confiable sobre tasas elevadas de molestias oculares relacionadas con la contaminación del agua.

4.3.5 Enfermedades a la piel

No existe evidencia confiable sobre la asociación de enfermedades a la piel con la exposición al agua o calidad microbiológica del agua.

4.3.6 Hepatitis, fiebre entérica y poliomielitis

La mayoría de estudios epidemiológicos no han tratado sobre los efectos severos a la salud (tales como hepatitis, fiebre entérica o poliomielitis) o se han realizado en áreas de baja endemicidad o donde no se reportó ocurrencia de estas enfermedades. De acuerdo a la fuerte evidencia sobre transmisión de gastroenteritis (de etiología viral en su mayoría), se deduce que la transmisión de hepatitis infecciosa (HAV, HEV) y poliomielitis es posible y biológicamente admisible cuando ocurre una exposición de personas susceptibles.

Un estudio realizado en 1959 en el Reino Unido, trató el riesgo asociado con dos enfermedades graves, principalmente poliomielitis y fiebre entérica (PHLS, 1959). Los casos notificados se relacionaron retrospectivamente con un caso de control que vivían en la misma calle. Se distribuyeron cuestionarios para identificar cualquier diferencia en el historial de exposición a aguas marinas en grupos de caso y control. Esta investigación de cinco años de duración realizada en los consejos de regiones marítimas, no demostró ninguna relación entre la poliomielitis y el historial de baño en el mar. La contaminación del agua marina estuvo implicada en cuatro casos de fiebre entérica. Mediante este diseño retrospectivo no fue posible relacionar la enfermedad con algún índice de calidad del agua, si bien se llegó a la conclusión de que la fiebre entérica puede ocurrir con una exposición a concentraciones de coliformes (coliformes totales) mayores a 10.000 unidades formadoras de colonias (ufc) por 100 ml.

Los estudios de seroprevalencia para hepatitis A y anticuerpos leptospirales entre las personas que practican *windsurf* y esquí acuático expuestas a aguas contaminadas no han identificado ningún riesgo elevado para la salud (Phillip y otros, 1989).

4.3.7 Leptospirosis

Los leptospiros se encuentran en la orina de animales infectados. A diferencia de otras infecciones revisadas en este capítulo, la fuente principal de infección es la orina animal y no el excremento humano. Los roedores son los principales reservorios de *L. icterohaemorrhagiae*, el ganado y ovejas de *L. hardjo*, los perros de *L. canicola*, etc. Sin embargo, esta es sólo una regla general y ningún serovar se limita enteramente a una especie animal. Probablemente *L. icterohaemorrhagiae* y *L. hardjo* son los más importantes con respecto al contacto con agua. La mayoría de infecciones de *L. hardjo* está relacionada con la agricultura, el pastoreo de ganado infectado y otras aguas contaminadas que drenan a los cursos de agua, causando un riesgo de infección para los usuarios.

Los estudios de seroprevalencia para hepatitis A y anticuerpos leptospirales entre las personas que practican *windsurf* y esquí acuático expuestas a aguas contaminadas no han identificado ningún riesgo elevado para la salud (Phillip y otros, 1989).

La erradicación de las fuentes potenciales de infección leptospiral no resulta práctica. Debido a la baja incidencia de la enfermedad, las medidas preventivas para grupos de alto riesgo son el mejor medio para lograr una máxima protección. Actualmente, muchas autoridades locales y grupos específicos de usuarios de aguas reparten volantes sobre la leptospirosis con el propósito de incrementar la concienciación pública y la importancia de las medidas preventivas tales como cubrir cortes y rasguños con vendas a prueba de agua, bañarse luego de cada inmersión y controlar la basura para minimizar la presencia de roedores (Fewtrell y otros, 1993)

4.4 Riesgo para la salud y control

La exposición a la contaminación fecal a través de aguas recreativas contaminadas produce efectos sobre la salud de diferente naturaleza y severidad. Existe evidencia clara y

creciente sobre una relación dosis-respuesta entre la contaminación fecal y las enfermedades entéricas y no entéricas. Asimismo, la evidencia disponible indica que los efectos sobre la salud relacionados con la contaminación ocurren a niveles de bacterias indicadoras fecales que se encuentran en las aguas recreativas de todo el mundo y que pueden ser considerablemente inferiores a los estándares legales prevalentes en muchas partes del mundo. Al momento de diseñar los enfoques de control de riesgos para la salud asociados con la calidad del agua recreativa, las autoridades nacionales deben considerar una serie de factores interactuantes y a veces opuestos, a fin de garantizar que las aguas usadas para la recreación sean 'seguras'. Además de la evaluación del riesgo para la salud, se deben considerar factores sociales y económicos. Estos factores son importantes y se deben tomar en cuenta al momento de desarrollar políticas y estrategias de salud pública a nivel nacional y local.

- Los *factores sociales* incluyen, por ejemplo, la práctica habitual del baño (el control de riesgos relacionados con el baño ritual puede requerir un tratamiento especial) y el concepto de riesgo 'aceptable' o 'tolerable'.
- Los *factores económicos* incluyen el costo de las medidas de control, costo de la enfermedad, aspectos económicos del turismo y otros usos recreativos y competitivos en la economía nacional y local así como el costo del control de enfermedades endémicas más serias a nivel regional.

Por ejemplo, en algunos países o localidades, las inversiones para reducir las enfermedades diarreicas producto de la exposición a aguas recreativas, se pueden emplear de manera más efectiva en el control de otras vías de exposición tales como mejoramiento de la calidad y suministro de agua potable. En otras partes, la presión social puede favorecer una intervención considerable en el control de riesgos atribuidos a la exposición a aguas recreativas. Finalmente, cuando el uso recreativo del agua (ya sea por parte de la población local o turistas) tiene una importancia económica, se debe asegurar una comparación internacional con respecto a los objetivos de calidad. Las autoridades competentes (generalmente autoridades de salud) deben garantizar que los riesgos para la salud sean reconocidos por todos los involucrados y que se tomen las medidas adecuadas para su control. Se debe tener presente que hasta la fecha, la mayoría de estudios se ha realizado en áreas de baja endemicidad de agentes patógenos más severos (tales como *Salmonella typhi*, causante de la fiebre tifoidea) y en áreas endémicas, estos agentes patógenos deberían recibir la atención debida.

4.4.1 Evaluación de la seguridad de las aguas recreativas

Hasta el momento, la mayoría de enfoques se ha dedicado a definir una playa individual o un área de agua recreativa como superior o inferior a un estándar microbiológico específico. Debido a que una playa u otra área recreativa puede variar ampliamente en relación con las medidas microbiológicas del riesgo para la salud en periodos de tiempo relativamente cortos, este enfoque presenta limitaciones inherentes y puede condenar playas que en realidad son seguras casi todo el tiempo o por el contrario garantizar la seguridad de playas que en muchas ocasiones no son seguras. Esta variabilidad es temporal y espacial, y se puede deber a una serie de factores. Es decir, se pueden encontrar diferentes grados de contaminación fecal a unos cuantos metros de distancia en una misma playa o al cabo de unas horas en un mismo punto de muestreo. En tales circunstancias se puede cuestionar el valor de clasificación de una playa como segura o insegura por haberse basado en un número limitado de especificaciones sobre la densidad de indicadores de bacterias en diversas ubicaciones a la vez o de acuerdo a un grupo de muestras tomadas en un punto específico.

Hasta la fecha, las evaluaciones de la calidad del agua se han basado en el uso de la enumeración microbiológica, lo cual tiene una serie de limitaciones:

- La recolección de estos datos resulta costosa para muchos países;
- Su valor es cuestionable debido a dicha variabilidad espacial y temporal de la calidad del agua (existen problemas fundamentales de muestreo);
- Estudios recientes han indicado que la comparación de datos generados del monitoreo incluso por laboratorios bien operados, puede ser muy deficiente (existen problemas de reproducibilidad analítica y comparación entre laboratorios);
- Si bien estos datos generalmente se usan para realizar una comparación entre playas, no son adecuados para estos fines (es decir, existen problemas fundamentales en la interpretación y presentación);

Los enfoques basados principalmente en análisis de la calidad microbiológica del agua son retrospectivos por naturaleza debido a la demora de los resultados del análisis microbiológico y a la frecuencia de dicho análisis. Ello se debe, en parte, a que generalmente la 'seguridad' en la playa se ha evaluado en términos de cumplimiento con un estándar a lo largo de un período retrospectivo (usualmente los años previos en la temporada de verano). Por lo tanto, estos enfoques no brindan ninguna información útil para los consultores públicos antes del ataque de riesgo. Sin embargo, permiten tomar decisiones sobre mejoras a largo plazo y trabajos de ingeniería que representan una solución.

El cumplimiento de las leyes sobre calidad del agua puede resultar difícil cuando las causas de la deficiencia son inciertas o múltiples. Por ejemplo, una playa que no cumple con un estándar puede estar afectada por las descargas de un río y de aguas residuales. ¿Quién es el responsable de esta deficiencia? ¿Los contaminantes provenientes del río o la autoridad responsable de la descarga de aguas residuales? ¿Ambos? ¿Cómo se debe dividir el costo para su solución?

4.4.2 Definición de valores microbiológicos guía

En este documento se usa el término 'valor guía'. La sección 1.5 describe la naturaleza de estos valores guía.

A continuación se describe el enfoque adoptado para la definición de un valor guía para la calidad microbiológica del agua que incluye una discusión de los factores que deben considerarse al momento de adaptar estos valores específicos a las condiciones y prioridades locales.

No existe una fórmula de control de riesgos que sea aplicable universalmente. Las tasas excesivas de enfermedades 'aceptables' o 'tolerables' son especialmente controversiales debido a la naturaleza voluntaria del agua recreativa y a la naturaleza auto-limitadora de la mayoría de efectos sobre la salud. Los valores guía para la calidad del agua recreativa se deben interpretar o modificar de acuerdo a los factores regionales y/o locales incluida la naturaleza y gravedad de las enfermedades endémicas locales, comportamiento de la población, patrones de exposición, aspectos sociales, económicos, culturales, ambientales y técnicos así como el riesgo a la salud originadas por otras enfermedades no asociadas con el agua recreativa. La definición de una enfermedad excesiva como 'aceptable' o 'tolerable' depende de la sociedad mientras que la aplicación de estos principios en el control de riesgos bajo sus condiciones específicas depende de las autoridades nacionales.

El enfoque adoptado para la definición de valores guía para la calidad microbiológica pretende definir una serie de valores asociados con un aumento en la frecuencia y los tipos de enfermedades. Es posible que la escala de valores se relacione posteriormente con un

incremento en la gravedad de los efectos sobre la salud. La información que contribuye a la definición de los valores proviene de:

- ”valores umbrales” y “niveles de efectos adversos” para gastroenteritis y otros efectos sobre la salud publicados en estudios epidemiológicos individuales.
- tasas de incidencia de enfermedades derivadas de las curvas típicas de distribución de enfermedades y de las funciones de densidad de probabilidad para organismos indicadores.

Sólo los síntomas gastrointestinales y los estreptococos/enterococos pueden brindar una base científica tentativa y suficientemente sólida para asociar un efecto sobre la salud con la calidad del agua recreativa, debido a la limitada evidencia disponible para todos los tipos de aguas recreativas naturales. Los valores guía se definen sólo para aguas costeras y se expresan en términos de estreptococos fecales/100 ml. La mayoría de estudios ha identificado a los estreptococos y enterococos fecales como los organismos indicadores más estrechamente relacionados con los efectos sobre la salud en aguas costeras (véase Godfree y otros, 1997 para una explicación sobre estos grupos). En el caso de aguas dulces, se encontró una mejor relación con coliformes fecales/*Escherichia coli*, pero actualmente, no hay suficiente información disponible para definir los valores guía. El balance de la evidencia indica que, bajo muchas circunstancias, el mismo nivel de bacterias indicadoras fecales en un ambiente de agua dulce puede corresponder a un mayor riesgo para la salud que en un ambiente marino.

Los bacteriófagos son considerados indicadores potencialmente adecuados, pero en la actualidad esto es más materia de investigación que de reglamentación.

Esta base científica y epidemiológica no puede cubrir todas las regiones climáticas del mundo o todos los tipos de aguas recreativas. Por lo tanto, los valores guía pueden cambiar en los próximos años a medida que se disponga de mayor información. Estos cálculos de riesgo han sido estimados para aguas marinas templadas en países con tasas bajas de endemicidad de enfermedades más severas asociadas potencialmente a aguas recreativas. Sin embargo, las aguas interiores que reciben efluentes de aguas residuales así como las áreas donde se desinfecta este efluente antes de su disposición pueden contener mayor cantidad de agentes patógenos en concentraciones de indicadores similares, y por lo tanto, estar asociadas con riesgos mayores que los presentados en esta sección.

El monitoreo de la calidad del agua debe considerar y cuantificar las incertidumbres que resultan de la inexactitud de las técnicas actuales de enumeración de organismos indicadores. La cuantificación de esta incertidumbre es necesaria para asegurar un vínculo válido con los resultados de las relaciones epidemiológicas de donde se derivan los valores guía. Particularmente, se requieren enfoques que consideren toda la información sobre fuentes de contaminación así como nivel y variabilidad de la contaminación resultante.

El cuadro 4.7 resume los valores guía. Las principales consideraciones para su definición se explican en las siguientes secciones:

- expresión en términos de un ‘bañista típico’
- criterios para el cumplimiento
- relación entre nivel de indicadores y carga de la enfermedad
- valores umbrales y niveles de efectos adversos
- efectos severos sobre la salud.

Los valores específicos se deben adaptar teniendo en consideración los cambios en los factores sociales, económicos, ambientales y técnicos, y deben ser incorporados en estándares y legislaciones nacionales o locales.

Cuadro 4.7 Valores guía para la calidad microbiológica de aguas marinas recreativas (estreptococos fecales/100 ml)

Valor percentil de 95 de estreptococos fecales por 100 ml	Base de definición	Carga estimada de la enfermedad
10	Este valor se encuentra por debajo del nivel de efecto adverso no observable (NOAEL) en la mayoría de estudios epidemiológicos que han intentado definir un NOAEL.	Según la relación entre nivel indicador y carga de enfermedad, corresponde al porcentaje de valor de 95 que está relacionado con menos de una única incidencia excesiva de síntomas entéricos para una familia de cuatro bañistas adultos sanos con 80 exposiciones por temporada de baño (valor exacto) durante un periodo de cinco años, lo que representa un total de 400 exposiciones.
50	Este valor se encuentra por encima del umbral y del nivel mínimo de efecto adverso observable (LOAEL) para gastroenteritis en la mayoría de estudios epidemiológicos que han intentado definir un LOAEL	Según la relación entre nivel indicador y carga de enfermedad, corresponde al porcentaje de valor de 95 que está relacionado con menos de una única incidencia excesiva de síntomas entéricos para una familia de cuatro bañistas adultos sanos con 80 exposiciones por temporada de baño (valor exacto)
200	Este valor se encuentra por encima del umbral y del nivel mínimo de efecto adverso observable para todos los efectos adversos sobre la salud en la mayoría de estudios epidemiológicos.	Según la relación entre nivel indicador y carga de enfermedad, corresponde al porcentaje de valor de 95 que está relacionado con menos de una única incidencia excesiva de síntomas entéricos para un bañista adulto saludable con 20 exposiciones por temporada de baño (valor exacto)
1000	Estos valores se derivan de la limitada evidencia sobre transmisión de fiebre tifoidea en áreas de baja endemicidad de tifoidea y paratifoidea. En este contexto se usan como indicadores de un efecto severo sobre la salud.	El excedente de este nivel se debe considerar como un riesgo para la salud pública que las autoridades competentes deben investigar inmediatamente. Generalmente, esta interpretación debe estar respaldada por evidencia sobre contaminación fecal (por ejemplo, un emisario de aguas residuales)

Pies de página

1. Este cuadro se puede aplicar para la protección de 'bañistas adultos sanos' expuestos a aguas marinas no templadas del norte de Europa.
2. No tiene ninguna relación con niños, ancianos o inmunocomprometidos quienes tendrán una menor inmunidad y podrían requerir mayor protección. No existen datos disponibles para su cuantificación y por lo tanto, tampoco existen factores de corrección aplicables.
3. Actualmente, los datos epidemiológicos sobre aguas dulces o exposiciones diferentes al baño (actividades de mayor exposición tales como correr olas o canotaje en aguas espumosas) son inadecuados para realizar un análisis paralelo de los riesgos de referencia definidos. Así, debido a la falta de evidencia se propone, *por el momento*, una sola guía para todos los usos recreativos del agua. Sin embargo, se recomienda tomar en cuenta la severidad y frecuencia de exposición encontradas en grupos de especial interés tales como personas que practican *surf* a vela, *surf*, buceo subacuático, canotaje, navegación en botes (capítulo 1).
4. Cuando la desinfección se usa para reducir la densidad de bacterias indicadoras en efluentes y descargas, se puede alterar la relación estimada entre estreptococos fecales (como indicadores de contaminación fecal) y la presencia de agentes patógenos. En la actualidad, no se comprende muy bien esta alteración. Es posible que los recuentos de estreptococos fecales en aguas que reciben estos efluentes y descargas no brinden un cálculo preciso del riesgo de síntomas gastrointestinales leves.
5. Los valores calculados asumen que la probabilidad en cada exposición es aditiva.

Expresión en términos de un bañista típico

Los profesionales de la salud generalmente definen que un riesgo de enfermedad es 'aceptable' a niveles muy 'insignificantes' tales como un caso por cada 100.000 personas durante una vida de exposiciones. Esto no es adecuado en el caso de la contaminación fecal de aguas recreativas donde el efecto sobre la salud más común es la gastroenteritis o enfermedad no entérica. En estas circunstancias, considerar las probabilidades de enfermedad de 1/100.000 durante toda una vida resultan inapropiadas y demasiado rigurosas. Sin embargo, tomados en su conjunto, los efectos sobre la salud producidos por el baño en aguas recreativas contaminadas con aguas residuales domésticas pueden tener consecuencias adversas para la salud publica. Por lo tanto, resulta más apropiado expresar el riesgo para la salud en términos de riesgo excesivo de enfermedad para la persona expuesta en relación con la persona no expuesta. Un método consiste en expresar el riesgo para la salud en términos de la tasa de enfermedad que afecta a un bañista 'típico' durante un periodo determinado de tiempo. Para este propósito, un bañista típico se define como una persona que durante una temporada de baño recibe 20 exposiciones, cada una de las cuales representa tres casos de inmersión de la cabeza y aproximadamente diez minutos dentro del agua. Esto puede ocurrir por ejemplo, durante unas vacaciones de diez días en las que el bañista entra al agua dos veces al día o cuando una persona va a la playa local una vez cada dos semanas durante una temporada de baño de 20 semanas e ingresa al agua dos veces por cada visita. Los valores guía se pueden definir de manera que este riesgo de enfermedad del bañista 'típico' durante un número determinado de exposiciones esté por debajo del riesgo predefinido o probabilidad de enfermedad.

Criterios para el cumplimiento

Muchas instituciones han decidido fijar criterios de cumplimiento para aguas recreativas en niveles de cumplimiento de 95 por ciento o en valores geométricos promedio de los datos sobre calidad del agua recolectados cerca de la playa. Si bien ambos están sujetos a los efectos de los valores extremos, el sistema de 95 por ciento de cumplimiento es más comprensible y facilita el uso de todo el conjunto de datos. El método más adecuado para calcular el valor percentil de 95 sería generar una función de densidad de probabilidad (FDP) basada en la distribución de organismos indicadores en un área de baño definida y luego usar las propiedades de esta FDP para definir el valor percentil de 95 de esta distribución. Debido a que actualmente se usan índices microbiológicos para medir la calidad del agua, estos criterios han demostrado estar distribuidos normalmente en $\log_{10}$. De esta manera, la distribución normal $\log_{10}$ se convierte en una herramienta valiosa para evaluar el riesgo y cumplimiento.

Relación del indicador nivel/carga de la enfermedad

Este enfoque usa al máximo toda la información disponible y no es muy susceptible a la variación en concentraciones únicas de muestras que pueden no cumplir con un valor numérico límite. Las curvas de dosis-respuesta publicadas o específicas del sitio donde hay probabilidad de enfermedad durante una mayor exposición a un organismo indicador, se pueden usar junto con la FDP (como se señaló anteriormente) para generar valores guía prospectivos o la carga real de enfermedad esperada en un ambiente específico de agua recreativa. El recuadro 4.1 presenta un ejemplo.

Recuadro 4.1

Se asume que un organismo regulador quiere establecer un estándar o guía a un nivel de un organismo indicador específico de manera que la probabilidad de convertirse en enfermedad no exceda 0,05 (1 caso/20 exposiciones).

La explicación de este proceso requiere un modelo de carga de enfermedad ilustrado por las siguientes figuras: relación dosis-respuesta (figura 4.3A), FDP (figura 4.3B) y cálculo de la carga de enfermedad (figura 4.3C). Aquí, se asume que 1.000 personas están expuestas, de las cuales 621 consideran que la calidad del agua no produce ningún efecto sobre su salud. De las 321 que tienen contacto con el agua y pueden enfermarse, 71 se enfermarán con síntomas de gastroenteritis. De esta manera, la carga de enfermedad (o riesgo de enfermedad) se puede calcular para cualquier playa si se dispone de una curva adecuada de dosis-respuesta y si se puede deducir la FDP bacteriana. Si el valor promedio de la FDP en la figura 4.3C se mueve hacia la derecha, es decir, si la playa está más contaminada, se incrementará el número de personas expuestas al agua con posibilidad de enfermarse.

Los valores de referencia se pueden definir mediante el ajuste del punto medio de la FDP (es decir, la distribución normal de $\log_{10}$ de las concentraciones de indicadores fecales) hasta que la carga excesiva de enfermedad sea de un caso en 20 exposiciones. Esto se puede repetir con otras probabilidades de enfermedad (es decir 1 en 80 = 0,0125 y 1 en 400 = 0,0025). La figura 4.3D muestra este proceso. Así, el punto de 95% de la FDP se reporta como el ‘valor guía o estándar’ asociado con el nivel aceptado de la enfermedad.

Este método requiere que el organismo regulador asuma la variación (o expansión) constante de la FDP en la playa, lo cual es necesario en caso se exija un valor reglamentario único.

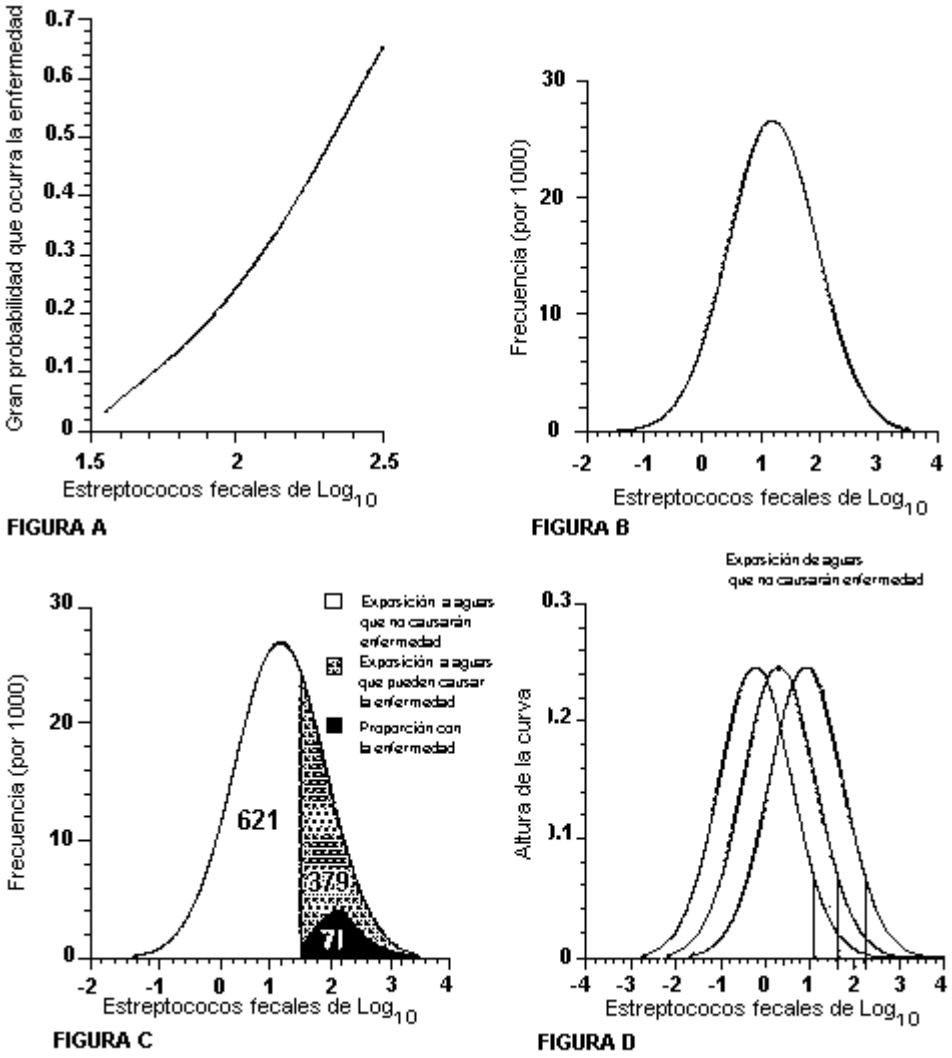


Figura 4.5 A-D. Cálculo de los valores guía o carga real esperada de la enfermedad en un ambiente específico de agua recreativa

Es importante señalar que en estas guías:

- la distribución estadística de estreptococos fecales u otra concentración de indicadores fecales en aguas de baño medidas durante la temporada de verano está representada por una distribución normal de $\log_{10}$, o caracterizada por la FDP en la figura 4.3A y el recuadro 4.1
- la desviación estándar en la concentración de estreptococos fecales de $\log_{10}$, es decir 0,8103, es considerada típica y se deriva de un reciente estudio de más de 11.000 ambientes de agua recreativa en los Estados Unidos (Kay y otros, 1996)
- las tasas de ataque de la enfermedad en la población de bañistas son iguales a las presentadas por bañistas adultos en aguas marinas del Reino Unido. Por lo tanto, los valores guía pronostican un menor grado de protección para niños u otras

categorías de usuarios que experimentan mayor riesgo debido a la duración o ubicación de la exposición. Esto se muestra en la figura 4.3 y el cuadro 4.7;

- la tasa de ataque de enfermedad no se incrementa fuera del rango de calibración del modelo (es decir, más allá de 150 estreptococos fecales/100 ml). Nuevamente, esta suposición subestimará la carga total de enfermedad, pero resulta apropiada dada la falta de datos que respalden las altas tasas de ataque que surgirían si la forma matemática de la curva de dosis-respuesta se extrapolara más allá del límite superior de exposición de estreptococos fecales de la cual se derivó.

Los valores se basan en los cálculos precisos de riesgo proporcionados por pruebas de cohorte al azar (Kay y otros, 1994; Fleisher y otros, 1996) y otras investigaciones recientes (Prüss, 1998). Se eligió este enfoque ya que los otros estudios no brindaban la precisión requerida para realizar este tipo de cuantificación de riesgos. Sin embargo, los otros estudios han mostrado un aumento significativo de síntomas gastrointestinales luego de la exposición a aguas con concentraciones iguales o similares.

Efectos severos sobre la salud

Como se describió en la sección 4.3, no existe razón para creer que las enfermedades infecciosas severas tales como hepatitis infecciosa o fiebre tifoidea se puedan transmitir a bañistas susceptibles a través de aguas recreativas contaminadas con los agentes causantes. Existe limitada evidencia sobre seguridad y las autoridades deben estar alertas ante estos peligros en los lugares de exposición.

Muy pocos estudios han asociado una enfermedad ‘severa’ con exposiciones a aguas recreativas. Un estudio retrospectivo sugirió que, cuando el promedio de la concentración de coliformes totales excede 10.000/100 ml, es posible un riesgo de transmisión de paratifoidea (PHLS, 1959). La figura 4.4 presenta un nivel de acción inmediata de 1.000 estreptococos fecales. Esta figura se deriva de PHLS (1959) figura de 10.000/100 ml que usa los siguientes factores de conversión: coliformes totales a 0,2 coliformes fecales (10.000 x 0,2 = 2.000) y coliformes fecales a 0,5 estreptococos fecales (2.000 x 0,5 = 1.000). Un valor de más de 1.000 estreptococos fecales en aguas recreativas debe ser objeto de una investigación inmediata y de ser posible, de una intervención por parte de las autoridades competentes (figura 4.4).

La aplicación de este valor numérico no es adecuada en regiones donde la enfermedad endémica en la población no está caracterizada apropiadamente por los niveles observados en la investigación realizada en el Reino Unido. Las instituciones locales deben considerar niveles adecuados de acción consultiva de acuerdo a las circunstancias locales y/o diferentes enfermedades endémicas.

4.4.3 Evaluación práctica y medidas de control

Además de la información derivada de las mediciones de la calidad del agua, se dispone de información que puede ayudar a evaluar la seguridad de las aguas recreativas y controlar los riesgos asociados. Esta información incluye:

- fuentes de contaminación fecal incluidas fuentes puntuales tales como ríos y descargas directas de aguas residuales así como fuentes no puntuales;
- grado y tipo de tratamiento aplicado a las aguas residuales;
- precipitación;
- viento;
- mareas y corrientes; y
- fisiografía de la costa.

Actualmente, no existe ningún enfoque probado en el campo que haya logrado definir cuantitativamente un índice único de 'seguridad' relacionado con estos factores. A continuación se describen estos factores en el contexto de circunstancias comunes y condiciones reconocidas bajo las cuales se puede presentar un riesgo más elevado. Se ha dado mayor énfasis a la definición de periodos de alto riesgo de acuerdo a factores ambientales reconocidos que se pueden usar para aconsejar a usuarios y autoridades de salud pública y así ayudar directamente a controlar los riesgos. A continuación, se describen estos factores de acuerdo a su importancia para la calidad del agua recreativa.

4.4.4 Áreas costeras

Los ríos que descargan en áreas costeras pueden contener una carga pesada de microorganismos provenientes de diversas fuentes tales como aguas residuales municipales (tratadas o no) y crianza de animales domésticos. Luego de la precipitación, las cargas microbianas pueden aumentar considerablemente debido a la escorrentía superficial, rebose de aguas de tormenta urbanas y re-suspensión de sedimentos. Por lo tanto, los niveles de contaminación costera se pueden elevar luego de la precipitación y en algunas áreas costeras, los periodos de alto riesgo pueden estar correlacionados con estos datos climatológicos. Una vez identificados y caracterizados los riesgos, se pueden tomar medidas simples para alertar a los usuarios sobre estos riesgos y/o evitar el uso recreativo durante estos periodos.

4.4.5 Áreas costeras ribereñas

Las áreas recreativas ribereñas también pueden estar afectadas por estas influencias. Además, cuando se controla el flujo de agua ya sea para recreación (cuando el agua es represada antes de su descarga) u otros propósitos, la represa y descarga en sí pueden incrementar los niveles microbianos mediante la re-suspensión de sedimentos. En algunos países, los ríos son ambientes comunes para la descarga de efluentes de aguas residuales luego del tratamiento secundario o biológico. A diferencia de los ambientes costeros, en ambientes ribereños se pueden presentar niveles mucho más bajos de dilución de efluentes; las aguas salinas y no salinas pueden presentar relaciones entre agentes patógenos diferenciales y organismos indicadores. La evidencia sugiere que bajo muchas circunstancias el mismo nivel de bacterias indicadoras fecales en ambientes de aguas dulces representa un mayor riesgo para la salud que en ambientes marinos.

4.4.6 Emisarios submarinos de aguas residuales en zonas costeras

Las descargas de aguas residuales en áreas costeras (aguas marinas o dulces) se puede controlar de diversas maneras:

- descarga directa a la playa o equivalente;
- emisarios marinos cortos o largos (las aguas residuales recorren una distancia variable hasta el mar o lago a través de tuberías y luego son descargadas);
- contención durante el día y descarga en la noche; y
- contención durante toda la temporada recreativa y descarga posterior (en invierno).

La descarga directa de aguas residuales crudas, es decir, sin tratamiento previo (a través de emisarios cortos) en áreas recreativas representa un riesgo serio para la salud pública. Las autoridades de salud pública deben tomar las medidas necesarias para proteger la salud de los usuarios en los lugares de exposición y cooperar con las autoridades pertinentes para fomentar el cese de esta actividad. Los usuarios de aguas recreativas, a diferencia de los nadadores, pueden ingresar a áreas cercanas a las descargas de efluentes donde la calidad del

agua no se ha monitoreado tradicionalmente pero los riesgos para la salud pueden ser considerablemente altos. Asimismo, estas exposiciones representan un riesgo potencialmente significativo para la población involucrada que se debe controlar a través de medidas apropiadas.

En términos de salud pública, generalmente se asume que los procesos de dispersión, dilución, sedimentación e inactivación (a través de aislamiento, predación, muerte natural, etc) que ocurren luego de la descarga de un emisario al ambiente marino (o de agua dulce) producirán cierto grado de seguridad para la salud pública. En la práctica, una serie de factores de confusión reduce esta eficiencia. Entre estos factores, los más importantes son los que producen un rápido traslado de las aguas residuales a las áreas recreativas. Por ejemplo, cuando las aguas residuales son relativamente cálidas y de baja salinidad en comparación con el agua receptora, se pueden mezclar de manera deficiente y formar una 'mancha' flotante. Estas manchas no se forman si el emisario tiene difusores diseñados y operados adecuadamente. En los lugares donde se forman, el viento influye fácilmente y por lo tanto, pueden contaminar seriamente las playas. En estas playas, se deben identificar los periodos de alto riesgo (tales como vientos costeros) ya que no brindan seguridad para la salud pública a largo plazo y se deben tomar las medidas pertinentes (avisos de advertencia, delimitación o prohibición del baño). Asimismo, las corrientes y mareas costeras pueden causar problemas similares que se pueden identificar y tratar de la misma manera.

En algunos países, el control de la contaminación de playas con aguas residuales se realiza a través de su contención durante diversos periodos. La retención de aguas residuales durante toda la temporada de baño permite aislar efectivamente a los usuarios de la fuente de contaminación. Este enfoque tiene una aplicabilidad limitada debido a razones prácticas y sólo será completamente efectivo si existe un cese estricto de la actividad recreativa al término de la temporada de baño. La eficacia del cese por un periodo más corto (cese durante el día y descarga en la noche) no es muy cierta y está muy influenciada por la naturaleza de la descarga y los factores ambientales. No se tiene mucho conocimiento de los riesgos para la salud asociados con sedimentos.

4.4.7 Tratamiento de aguas residuales

El grado de tratamiento aplicado a aguas residuales varía ampliamente e incluye:

- descarga de aguas residuales crudas o no tratadas;
- mezcla y tamizado (destrucción de sólidos y remoción de partículas grandes);
- tratamiento en estanques;
- tamizado para remover sólidos grandes (tratamiento 'preliminar');
- tratamiento primario convencional (sedimentación simple);
- tratamiento secundario convencional (tratamiento biológico);
- tratamiento terciario convencional (UV y microfiltración).

De todos estos, el tratamiento en estanques, tratamiento primario y secundario, tratamiento terciario y desinfección reducirán significativamente los indicadores de contaminación por agentes patógenos. Sin embargo, cabe recordar que algunos tratamientos, especialmente la desinfección, pueden afectar la validez de la evaluación del riesgo debido a posibles tasas diferenciales de muerte entre organismos indicadores y patógenos, lo cual produce una subestimación del riesgo. No obstante, hasta la fecha no existen datos claros para calcular la magnitud de este efecto.

4.4.8 Configuración de la zona costera

Generalmente, las áreas costeras protegidas tales como bahías cerradas atraen a usuarios de aguas recreativas y pueden presentar problemas especiales. Por lo general, aguas de poco volumen, circulación lenta y bajas tasas de intercambio se presentan en este tipo de ambiente. Cuando estas aguas se usan intensivamente para propósitos recreativos, las bajas tasas de intercambio afectan en gran medida la densidad microbiana en el agua, lo cual 'bloquea' los efluentes de aguas residuales por periodos de tiempo relativamente largos. Los mismos bañistas pueden influir directamente sobre la calidad del agua. Esto se observa con mayor frecuencia como una acumulación microbiana durante el día de manera que los niveles máximos se alcancen durante la tarde. Sin embargo, la evidencia disponible no identifica claramente si esta contaminación derivada de los bañistas representa un alto riesgo para la salud.

Asimismo, las áreas costeras protegidas y lagos de poca profundidad están afectadas por la acumulación de sedimentos, que pueden estar asociados con las altas cargas microbianas. y pueden ser re-suspendidos por los usuarios. Los riesgos para la salud asociados con los sedimentos aún no son del todo claros.

4.5 Relación entre valores guía y medidas preventivas y correctivas

Es importante que las guías sirvan para promover mejoras progresivas en la calidad de la salud ambiental y que no sean una simple crítica a las deficiencias. Los sistemas de categorización de la calidad del agua y esquemas de premiación para ambientes limpios y saludables son dos enfoques para este problema. Cabe señalar que en este documento los valores guía representan una calidad del agua más óptima y por lo tanto, más segura que la encontrada en muchas playas en todo el mundo.

4.5.1 Elección personal informada

Un enfoque flexible para la reglamentación y participación pública en el establecimiento de un 'riesgo aceptable' a nivel local o regional, deriva la estrategia principal de control de riesgos hacia el concepto de elección individual informada. En algunas regiones, esta estrategia puede generar competencia entre lugares/destinos de veraneo de acuerdo a la seguridad relativa. Con el tiempo, la competencia económica demostrará su efectividad para mejorar la calidad de las aguas recreativas.

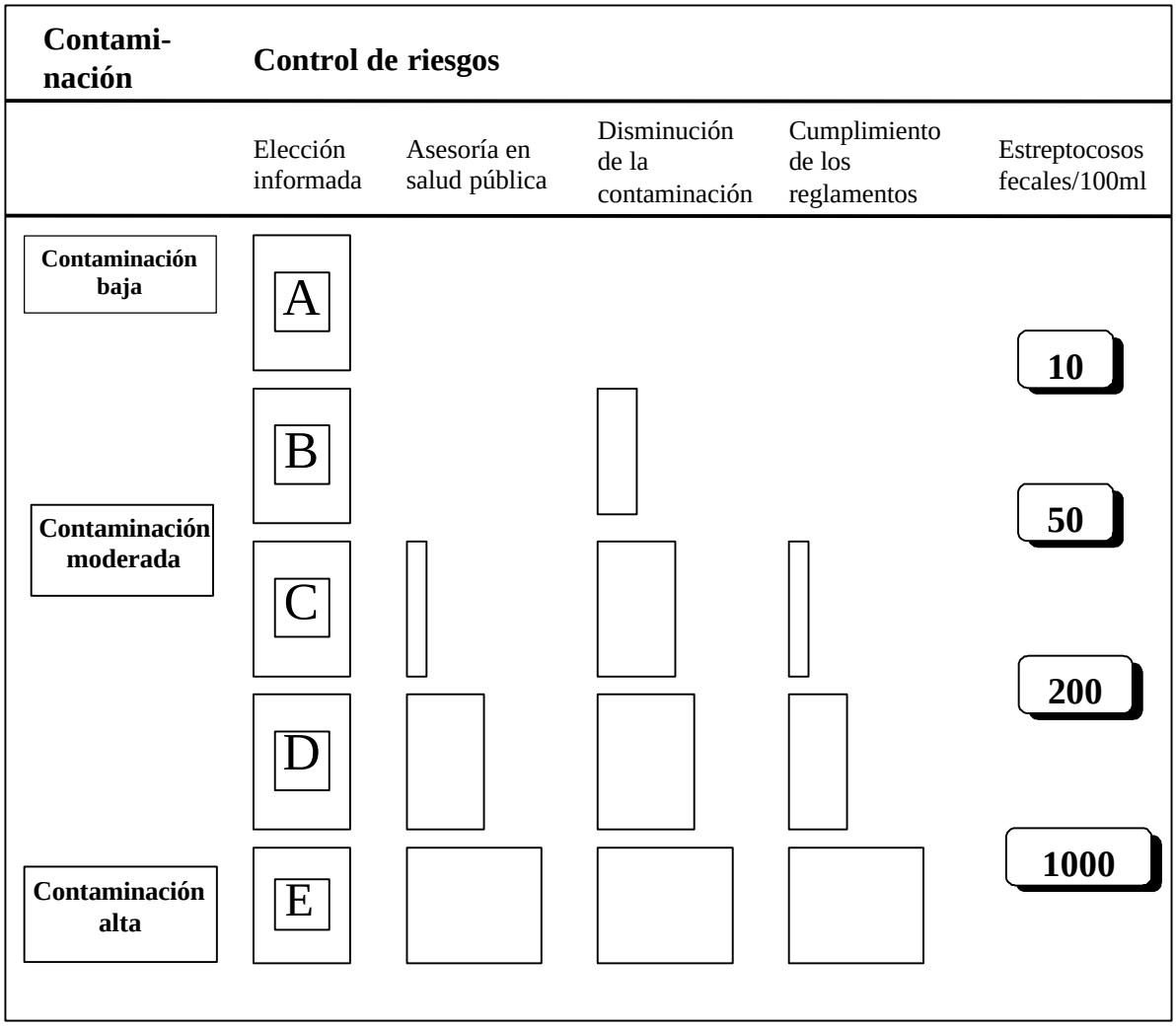
Por lo tanto, la clasificación de playas en varias categorías de salud brinda a los usuarios la capacidad de realizar elecciones informadas entre ambientes recreativos potencialmente competitivos. La elección informada del usuario puede reducir la exposición total así como los efectos adversos sobre la salud y producir un incentivo económico para el mejoramiento de la calidad del agua. Los valores guía pueden facilitar la elección informada a través de un sistema de clasificación de playas (tales como las clases A-E en la figura 4.4). Esta clasificación incentiva el mejoramiento de los ambientes deficientes mediante la concienciación pública sobre las clases de playa y riesgos para la salud.

4.5.2 Notificaciones y advertencias para la salud pública

Debido a su proximidad a las descargas de efluentes, algunos ambientes tendrán constantemente una calidad muy deficiente del agua y otros sólo esporádicamente debido a la contaminación accidental que es poco frecuente y/o imposible de predecir. Muchos otros sitios mostrarán un deterioro episódico pero predecible de la calidad del agua como aquel producido por las condiciones meteorológicas, especialmente una fuerte precipitación. En cualquiera de estos casos, las instituciones locales de salud pública deben actuar a fin de evitar riesgos para

los usuarios de aguas recreativas mediante la emisión de avisos u otra forma de notificación pública. El nivel en el cual se debe emitir una notificación depende de las circunstancias locales que incluyen diferentes niveles y tipo de enfermedad endémica prevalente en la población así como la existencia de cualquier 'epidemia' u ocurrencia endémica de enfermedades potencialmente serias que puedan propagarse a través de la exposición a aguas de baño.

Figura 4.6 Ejemplo esquemático del uso de valores guía para la calidad microbiológica en el control de riesgos en relación con mediciones específicas de niveles de contaminación. A-E representan las clases de calidad del agua desde prístina (A) hasta altamente contaminada (E)



4.5.3 Disminución de la contaminación

La disminución de la contaminación es una actividad destinada a promover el cumplimiento de los reglamentos. Esto se puede lograr a través de:

- diseño apropiado del sistema de alcantari
- ado, tratamiento y descarga de efluentes de aguas residuales.
- reducción de la carga microbiana en fuentes que no sean de alcantarillado.

4.5.4 Cumplimiento de los reglamentos

El cumplimiento de reglamentos como una herramienta principal para proteger y mejorar la calidad microbiológica de las aguas recreativas presenta ciertos problemas. Los dos problemas principales son responsabilidad por las deficiencias y naturaleza de la intervención.

Cuando un ambiente de agua recreativa no cumple con un estándar regulador, pueden surgir serios problemas para determinar dicha responsabilidad. En muchos casos, diversas fuentes contribuirán al efecto global de contaminación a través de cargas contaminantes y con el tiempo, la importancia relativa de estas fuentes puede variar ampliamente. Generalmente, los ríos son fuentes principales de cargas microbianas que a su vez serán afectados por la precipitación y se pueden convertir en receptores de múltiples cargas de contaminantes. Por lo tanto, los enfoques sobre el cumplimiento de reglamentos que dependen de la identificación y requieren el cambio de una fuente de descarga/contaminación ‘responsable’ por la deficiencia, resultan problemáticos.

4.6 Referencias

Alexander LM, Heaven A, Tennant A, Morris R. 1992 Symptomatology of children in contact with sea water contaminated with sewage. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 46, 340-344.

Asperen, IA van, Medema, GJ, Havelaar, AH, Borgdorff, MW 1997. Health effects of fresh water bathing among primary school children. Informe No. 289202017, RIVM, Bilthoven, 50pp.

Balarajan, R, Soni Raleigh,V, Yuen, P, Wheeler, D, Cartwright, R 1991 health risks associated with bathing in sea water. *British Medical Journal*, 303, 1444-1445.

Bandaranayake DR, Turner SJ, McBride GB, Lewis GD, Till DG. 1995 *Health Effects of Bathing at Selected New Zealand Marine Beaches*. Nueva Zelanda.

Bradford Hill. 1965 The environment and disease: Association or causation? *Proceedings of the Royal Society of Medicine*, 58, 295-300.

Brown JM, Campbell EA, Riskards AD, Wheeler D. 1987 Sewage pollution of bathing water. *Lancet*, ii:1208-1209.

Cabelli VJ, Dufour AP, McCabe LJ, Levin MA. 1982 Swimming-associated gastroenteritis and water quality. *American Journal of Epidemiology*, 115(4) 606-616.

Cabelli VJ. 1983 *Health effects criteria for marine recreational waters* Research Triangle Park, EPA, EPA-600/1-80-031, 98pp.

Calderon R, Mood EW. 1982 An epidemiological assessment of water quality and swimmers ear. *Archives of Environmental Health*, 37, 300-305.

CDC 1994 Centers for Disease Control & Prevention, Organización Mundial de la Salud. Epi Info 6, Versión 6.02.

CSIR 1995 Medical Research Council & Council for Scientific and Industrial Research (CSIR). 1995 Pathogenic micro-organisms/epidemiological-microbiological study. Informe final 1991-1995. Sudáfrica

Cheung, W.H.S., Hung, R.P.S. Chang, K.C.K. y Kleevens, J.W.L., (1990) Epidemiological study of beach water pollution and health-related bathing water standards in Hong Kong. *Water Science and Technology 23(1-3)*, 243-252.

Cheung WHS, Chang KCK, Hung RPS. 1991 Variations in microbial indicator densities in beach water and health-related assessment of bathing water quality. *Epidemiol Infect*. 106, 329-344.

Corbett SJ, Rubin GL, Curry GK, Kleinbaum DG. 1993 The health effects of swimming at Sydney beaches. The Sydney Beach Users Advisory Group. *Am. J. Public Health*. 83(12), 1701-1706.

Dewailly E, Poirier C, Meyer FM. 1986 Health hazards associated with windsurfing on polluted water. *American Journal of Public Health*, 76(6), 690-691.

Dufour AP. 1984 Health effects criteria for fresh recreational waters. *EPA 600/1-84-004*, Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, Cincinatti, Ohio 45268.

El Sharkawi F, Hassan MNER. 1979 The relation between the state of pollution in Alexandria swimming beaches and the occurrence of typhoid among bathers. *Bulletin of the High Institute of Public Health Alexandria*, IX, 337-351.

Fattal, B., Peleg-Olevsky Agurshy, T., Shuval, HI, 1987 The association between sea water pollution as measured by bacterial indicators and morbidity of bathers at Mediterranean beaches in Israel. *Chemosphere*, 16, 565-570.
(véase también PNUMA/OMS 1988).

Feachem R, Garelick H, Slade J. 1982 Enteroviruses in the environment. *World Health Forum*, 3, 170-80.

Ferley JP, Zmirou D, Balducci F 1989 Epidemiological significance of microbiological pollution criteria for river recreational waters. *International Journal of Epidemiology* 18(1), 198-205.

Fewtrell L, Godfree AF, Jones F, Kay D, Salmon RL, Wyer MD. 1992 Health effects of white-water canoeing. *Lancet*, 339, 27 de junio.

Fewtrell, L., Jones, F., Kay, D., Godfree, A.F. and Merrett, H. 1993 *Pathogens in surface temperate waters*. Samara Press, Reino Unido, 262pp.

Fewtrell L, Kay D, Salmon RL, Wyer M.D, Newman G, Bowering G. 1984 The health effects of low-contact water activities in fresh and estuarine waters. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, 8, 97-101.

Fleisher JM. 1990 The effects of measurement error on previously reported mathematical relationship between indicator organism density and swimming-associated illness: a quantitative estimate of the resulting bias. *International Journal of Epidemiology*, 19(4), 1100-1106.

Fleisher JM, Jones F, Kay D, Stanwell-Smith R, Wyer M, Morano R. 1993 Water and non-water-related risk factors for gastroenteritis among bathers exposed to sewage-contaminated marine waters. *International Journal of Epidemiology* 22(4), 698-708.

Fleisher JM, Kay D, Salmon RL, Jones F, Wyer MD, Godfree AF. 1996 Marine waters contaminated with domestic sewage: nonenteric illnesses associated with bather exposure in the United Kingdom. *American Journal of Public Health*, 86(9): 1228-1234.

Foulon G, Maurin J, Quoi NN, Martin-Bouyer G. 1983 Etude de la morbidité humaine en relation avec la pollution bactériologique des eaux de baignade en mer. *Revue Française des Sciences de l'Eau*, 2(2): 127-43.

Godfree, A.F., Kay, D. y Wyer, M.D. (1997) Faecal streptococci as indicators of faecal contamination in water. En Andrew, P.W y Mitchell, J.T. (Eds) *The biology of*

streptococci and enterococci: Supplement to the Journal of Applied Bacteriology 83 Symposium Series No 26. 110-120.

Haile W y otros. 1996 An epidemiological study of possible health effects of swimming in Santa Monica Bay. Informe final. California.

Harrington, JF, Wilcox, DN, Giles, PS, Ashbolt, NJ, Evans, JC, Kirton, HC 1993, The health of Sydney surfers: and epidemiological study. *Water Ocean Beach Technology*, Interim Summary Report, New Jersey Dept. of Health, March, 1989, 54pp.

Hoadley AW, Knight DE. 1975 External otitis among swimmers and nonswimmers. *Archives of Environmental Health*, 30, 445-458.

Kay, D., Fleisher, J.M., Salmon, R.L., Wyer, M.D., Godfree, A.F., Zelenauch-Jacquotte, Z. y Shore, R. 1994 Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing; results from randomized exposure. *Lancet*, 344(8927), 905-909.

Kocasoy G. 1989 The relationship between coastal tourism, sea pollution and public health; a case study from Turkey. *The Environmentalist*, 9(4), 245-251.

Kueh CSW, Tam T-Y, Lee T. 1995 Epidemiological study of swimming-associated illnesses relating to bathing-beach water quality. *Water Science Technology*, 31(5-6), 1-4.

Lightfoot NE.1989 A prospective study of swimming related illness at six freshwater beaches in Southern Ontario. Tesis de Doctorado no publicada. University of Toronto, Canadá, 275 pp. (véase PNUMA/OMS,1991).

Marino FJ, Morinigo MA, Martinez-Manzanares E, Borrego JJ. 1995 Microbiological-epidemiological study of selected marine beaches in Malaga (Spain). *Water Science Technology*, 31(5-6), 5-9.

Martines J, Phillips M, Feachem RGA. 1993 Diarrhoeal Diseases. En: *Disease Control Priorities in Developing Countries*. Jamison DT y otros (eds.), Oxford University Press/Banco Mundial, Nueva York.

McBride GB, Bandaranayake DR, Salmond CE, Turner SJ, Lewis G, Till D, Hatton C, Cooper AB. 1993 Faecal indicator density and illness risk to swimmers in coastal waters: a preliminary study for New Zealand. *Proceedings of the Annual Conference of the New Zealand Water and Waste Association*, Havelock North, 1 al 3 de setiembre, Nueva Zelanda, 43-49.

Mujeriego R, Bravo JM, Feliu MT. 1982 Recreation in coastal waters, public health implications. *VIèmes Journées Etud. Pollutions, Cannes, CIESM*, 585-94.

New Jersey Department of Health, 1989. *A study of the relationship between illness and ocean beach water quality*. Interim Summary Report, New Jersey Department of Health, marzo, 54pp.

OMS, Chang KCK, Hung RPS. 1990 Health Effects of beach water pollution in Hong Kong. *Epidemiol Infect*, 105(1), 139-162.

OMS 1997 Expert Consultation on Health Impacts of Recreational Water and Bathing Beach Quality, Bad Elster, Alemania, 20 al 22 de junio de 1996. EUR/ICP/EHPM 07 02 02, WHO EURO, Copenhague.

OMS/PNUMA 1994. Microbiological quality of coastal recreational water. MED POL Phase II, Informe sobre una reunión conjunta entre OMS/PNUMA, 9 al 12 de junio de 1993, Atenas, Grecia, pub. Oficinal regional de la OMS para Europa, 1994.

Philipp R, Evans EJ, Hughes AO, Grisdale SK, Enticott RG, Jephcott AE.1985 Health risks of snorkel swimming in untreated water. *International Journal of Epidemiology*, 14(4), 624-627.

Phillip, R, Waitkins, S, Caul, O, Roome, A, McMahon, S, Enticott, R, 1989. Leptospiral and Hepatitis A antibodies amongst windsurfers and waterskiers at Bristol City Docks. *Public Health*, 103, 123-129.

Pike EB, Balarajan R, Jones F, Kay D, Stanwell-Smith R, Wyer MD, Godfree AF. 1991 *Health effects of sea bathing* (ET 9511) Phase II - studies at Ramsgate and Moreton 1990, DoE 2736-M(P).

Pike EB.1994 *Health effects of sea bathing* (WMI 9021) - Phase III: Final report to the Department of the Environment. Informe No: DoE 3412/2, pub. Water Research Centre plc, Medmenham, Reino Unido, 1-38.

PNUMA/OMS.1988 *Epidemiological Studies Related to Environmental Quality Criteria for Bathing Waters, Shellfish-Growing Waters and Edible Marine Organisms (Activity D)*. Informe final de un proyecto sobre la relación entre la calidad microbiológica de las aguas marinas y costeras y los efectos sobre la salud. pub. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente; MAP Technical Report Series 20, Atenas, Grecia, 156pp. (Nota: Este estudio documenta el mismo estudio que Fattal y otros, 1987.)

PNUMA/OMS. 1991 *Epidemiological Studies Related to Environmental Quality Criteria for Bathing Waters, Shellfish-Growing Waters and Edible Marine Organisms (Activity D)*. Informe final de un proyecto sobre la relación entre la calidad microbiológica de las aguas marinas y costeras y la incidencia de gastroenteritis inducida por rotavirus entre los bañistas. (1986-88). Atenas, Grecia, pub. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. MAP Technical Report Series, 46, 64pp.

PNUMA/OMS.1991 *Epidemiological Studies Related to Environmental Quality Criteria for Bathing Waters, Shellfish-Growing Waters and Edible Marine Organisms (Activity D)*. Informe final de un estudio epidemiológico sobre bañistas de playas seleccionadas en Málaga, España (1988-1989), Atenas, Grecia, pub. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. MAP Technical Report Series 53, 127pp. (Nota: Este estudio documenta el mismo estudio que Marino y otros, 1995)

Pruss, A. 1998 A review of epidemiological studies from exposure to recreational water, *International Journal of Epidemiology*, 27, 1-9

Public Health Laboratory Service. 1959 Sewage contamination of coastal bathing waters in England and Wales: a bacteriological and epidemiological study. *Journal of Hygiene* 43, 435-472.

Schirnding, YER von, Strauss, N, Robertson, P, Kifr, R, Fattal, B, Mahee, A, Frank, M. Cabelli, VJ. 1993 .Bather morbidity from recreational exposure to sea water. *Water Science and Technology*, 27(3-4), 183-186.

Seyfried PL, Cook RJ. 1984 Otitis externa infections related to Pseudomonas Aeruginosa levels in five Ontario lakes. *Canadian Journal of Public Health*, 75, 83-91.

Seyfried PL, Tobin RS, Brown NE, Ness PF. 1985 A prospective study of swimming related illness. I. Swimming associated health risk. *American Journal of Public Health*, 75(9), 1068-1070.

Stevenson AH. Studies of bathing water quality and health. 1953 *Am J Public Health* 43, 529-538.

van Dijk PAH, Lacey RF, Pike EB. 1996 Health effects of sea-bathing - further analysis of data from UK beach surveys. Informe final del Department of the Environment. Reporte N° 4126/3 DoE, 4126/3, Medmenham, Reino Unido, WRc plc.