

INSTRUMENTOS



DIRECCION NACIONAL DE TECNOLOGÍA NUCLEAR

MINISTERIO DE INDUSTRIA, ENERGÍA Y MINERÍA



UY0100008

INFORME FINAL SOBRE DETERMINACIÓN DEL T_{90} EN LAS AGUAS COSTERAS DE LA REGIÓN DE PUNTA LOBOS.

19 de octubre de 2001

Informe Técnico redactado por el Dr. Roberto Suarez Ántola y el Ingeniero Leonardo Luchini.

Colaboración en la elaboración: Jimena Gesto, Verónica Benítez, Silvana Martínez.

32 / 46



Prólogo:

La presente es la versión final del informe sobre determinación del T_{90} en las aguas costeras de la región de Punta Lobos.

Constituye un informe significativamente ampliado respecto de la versión preliminar del 24 de septiembre próximo pasado.

La nueva redacción, entre otras cosas, responde a algunas inquietudes expresadas por los técnicos de la I.M.M. sobre los procedimientos a utilizar para el tratamiento de los datos obtenidos en los experimentos de campo.

Asimismo, suministra un marco conceptual que podría ser útil para colaborar a discutir y resolver mejor los problemas que se plantean a propósito del T_{90} en un cuerpo de agua receptor con las características de las aguas costeras del Río de la Plata en la región de Punta Lobos.

En estos temas queda mucho por hacer, tanto en lo que se refiere a trabajar en el laboratorio, a trabajos de campo, al desarrollo de modelos matemáticos y a la profundización de herramientas conceptuales que, incluso a nivel internacional, todavía no están suficientemente desarrolladas. Para poner en la debida perspectiva los contenidos del presente informe, se agrega copia de la documentación enviada por la Dirección Nacional de Tecnología Nuclear a la I.M.M., donde se establecen los resultados esperados del trabajo.

Finalmente, corresponde agradecer el entusiasmo y la buena voluntad de todas las personas que colaboraron en el planteo de los problemas y en las discusiones preliminares, en el diseño de los experimentos de laboratorio y de campo, en la ejecución de los mismos, y en el análisis de los datos obtenidos.

Asimismo corresponde agradecer a las instituciones que hicieron posible el trabajo; la I.M.M.; la Armada Nacional; la D.N.T.N. y la DINAMIGE (del MIEM), y las Facultades de Ingeniería de la Universidad de la República y de la Universidad Católica.

Dr. Roberto Suárez Antola
Asesor en Ciencias y Tecnología de la DNTN

Montevideo, 19 de octubre de 2001



Equipo de Trabajo:

Coordinación General:

Dr. Roberto Suárez Ántola

Coordinación de trabajo de campo:

Ing. Leonardo Luchini

Lic. Alejandro Malek

Coordinación de Trabajo en laboratorio:

Q.F. María del Rosario Odino

Integrantes del Equipo de Trabajo

Por la DINATEN:

Dr. Roberto Suárez Ántola, Ing. Leonardo Luchini, Lic. Alejandro Malek, Q.F. María del Rosario Odino, Bach. Quím. Jimena Gesto, Verónica Benítez, Silvana Martínez, Bach. Quím. Lourdes Arellano, Bach. Ing. Eléctrica Ignacio Di Biase.

Por la I.M.M.:

Ingeniera Química Silvia Olivera, Q.F. Raquel Piaggio, Guillermo Divito, Lic. Daniel Sienra, Ing. Civil Gabriela Camps, Ing. Civil A. Alsina, Ing. Civil Eugenio Lorenzo, becarios asignados a Saneamiento Costero.

Por la Armada Nacional:

Tripulaciones de la Lancha de Salvataje de Prefectura Nacional Naval, Lanchón de desembarco de la Armada, Plataforma Móvil de la I.M.M., Integrantes del Grupo de Buceo Autónomo de la Armada (GRUBU).



Índice

- (A) Introducción
- (B) El T_{90} y la capacidad de auto depuración del cuerpo de agua receptor
- (C) Un modelo analítico de diagnóstico
- (D) Estimación indirecta de los coeficientes de autodepuración
- (E) Selección y uso de trazadores y descripción de los experimentos de campo
- (F) Resultados experimentales
- (G) Discusión de los resultados obtenidos y conclusiones
- (H) Actividades acordadas a realizar por la DNTN en apoyo a la I.M.M. en relación con los estudios preliminares para la construcción del emisario subacuático de Punta Lobos
- (I) Bibliografía



A.) Introducción:

El objeto del presente informe es presentar y analizar los resultados de los trabajos destinados a determinar el T_{90} en las aguas costeras del Río de la Plata, adyacentes a Punta Lobos. En esa zona se ha previsto la instalación de un segundo emisario subacuático para la ciudad de Montevideo.

Se programaron y se realizaron cuatro experimentos de campo, durante los meses de junio y julio del corriente año. Uno de ellos de carácter preliminar, se efectuó en las aguas costeras próximas al emisario subacuático de Punta Brava. Los otros tres experimentos se realizaron en la zona de Punta Lobos.

En todos los casos se vertió, en forma súbita y puntual, una masa de efluente acompañada de un trazador fluorescente y conservativo.

Se siguió la evolución de la mancha formada en el cuerpo de agua receptor y se determinaron en sucesivos instantes de tiempo las concentraciones de trazador y de indicadores bacterianos con el propósito de medir la dilución y la inactivación de los microorganismos. Estas determinaciones se acompañaron con mediciones de la profundidad, coordenadas de posición (latitud y longitud), perfiles verticales de velocidad de corriente, temperatura y conductividad, así como la velocidad local del viento, la turbidez del cuerpo de agua, el pH, la DBO y otras variables características de cada escenario en el que se produce la advección, la dispersión y la inactivación bacteriana.

Para estimar los valores del T_{90} se ajustaron parámetros a los datos experimentales, utilizando un modelo matemático de diagnóstico que se describe más adelante.

Antes de proceder a relatar en forma detallada los trabajos que se acaban de mencionar, es conveniente señalar que una caracterización experimental de los T_{90} bacterianos, para ser utilizada en el proyecto de un emisario subacuático, no puede limitarse solamente a estudios efectuados durante el invierno, sino que debe incluir mediciones (por lo menos) durante la temporada de verano. No obstante, y solamente con el propósito de servir como una orientación preliminar, se presenta una correlación entre el T_{90} , la intensidad de iluminación, la temperatura y la salinidad. La correlación puede utilizarse para estimar valores promedios de la capacidad de autodepuración de las aguas costeras, en diferentes escenarios hidráulicos y fisicoquímicos, así como en diferentes estaciones del año.

En lo que sigue se efectúa una revisión crítica del concepto de T_{90} y del tipo de experimento de campo que permite determinarlo. Se construye un modelo analítico de diagnóstico para tener en cuenta la influencia de las corrientes, la estratificación vertical en la zona de aguas costeras de interés y el campo de constantes de inactivación bacteriana sobre las concentraciones determinadas experimentalmente. Se describen los experimentos de campo y se presentan los resultados obtenidos junto con las correspondientes estimaciones experimentales del tiempo de decaimiento bacteriano y la correlación mencionada arriba.

Nota: el diseño de los experimentos para determinar parámetros de decaimiento bacteriano en aguas costeras requiere la participación de las personas que van a utilizar los resultados de esos parámetros en cálculos de dilución en la zona lejana de la pluma con el fin de estimar concentraciones en puntos y escenarios críticos. Pese a que en las reuniones iniciales con técnicos de la I.M.M. el



personal de DINATEN solicitó la presencia de estas personas, por razones que desconocemos no aparecieron y por lo tanto no pudimos cumplir con esa etapa del diseño de los experimentos. Como consecuencia decidimos utilizar como marco de referencia las normas de la Comunidad Europea para conducciones de vertidos desde la tierra al mar, por su carácter más bien conservador que nos da un margen de seguridad considerable. En particular se empleó para el diseño de los experimentos las recomendaciones sobre la medida de los parámetros oceanográficos y los métodos de cálculo de las diluciones.

B.) El T_{90} y la capacidad de autodepuración del cuerpo de agua receptor

En general, el proyecto de un emisario subacuático debe involucrar datos sobre las siguientes clases de parámetros oceanográficos:

- (1) Perfiles de temperatura y salinidad en la zona de vertido
- (2) Corrientes locales
- (3) Coeficientes de dispersión zonales
- (4) Coeficientes de autodepuración de elementos no conservativos
- (5) Biocenosis inicial y contaminación de fondo
- (6) Características batimétricas, geofísicas y geotécnicas de la zona
- (7) Clima marítimo
- (8) Dinámica litoral

El T_{90} bacteriano pertenece a la clase 4, puesto que mide un aspecto de la capacidad de autodepuración del cuerpo de agua receptor.

Su determinación, interpretación y uso requiere información sobre los parámetros de las clases (1), (2) y (3). Además plantea algunos problemas bastante complejos, tanto desde el punto de vista teórico como desde el punto de vista práctico. Antes de describir los experimentos de campo y analizar los resultados obtenidos en ellos, consideraremos brevemente algunos aspectos conceptuales necesarios para diseñar los experimentos e interpretar adecuadamente los resultados de las mediciones en las aguas costeras de la región de Punta Lobos.

En su libro de ingeniería sanitaria, E. Phelps (1944) introdujo un parámetro K_b para caracterizar la capacidad de autodepuración bacteriana del agua de un río, describiendo la disminución en la concentración de bacterias (de todo tipo, pero en particular de origen fecal) mediante la relación $c_b(t) = c_b(0)e^{-K_b t}$, donde $c_b(0)$ es la concentración en un instante inicial y $c_b(t)$ es la concentración en un instante posterior t . Sobre esta base el T_{90} se define como la duración del intervalo de tiempo luego del cual

la concentración bacteriana ha disminuido diez veces, es decir: $T_{90} = \frac{2.3}{K_b}$. Este

parámetro mide la capacidad de autodepuración del cuerpo de agua receptor siempre que las bacterias se encuentran equirrepartidas en cada sección transversal al flujo y sufran un proceso de advección sin que la dispersión paralela al flujo sea significativa. Si la dispersión es significativa, la concentración bacteriana disminuye tanto por efecto de la dilución como por efecto de la autodepuración propiamente dicha. Entonces, si



$S(t)$ es la dilución de una población de bacterias inicialmente con una concentración $c_b(0)$, en el instante t se tiene: $c_b(t) = \frac{c_b(0)}{S(t)} e^{-K_b t}$ (1)

Si se midiera $c_b(t)$ y $S(t)$ para distintos instantes de tiempo t , y se graficara $\log [S(t) c_b(t)]$ versus t , se obtendría una recta de pendiente $-K_b$, a partir de la cual se podría calcular T_{90} .

En principio, este método se podría extender al caso, más complejo, del vertido de una población bacteriana en un cuerpo de agua en el que la advección y la dispersión ocurren en más de una dimensión espacial.

Esto exigiría usar un solo parámetro K para describir el proceso de autodepuración bacteriana en todos los puntos del cuerpo de agua alcanzados por los microorganismos durante su movimiento. Por lo general, en los tratados contemporáneos de ingeniería sanitaria se continúa empleando un único parámetro para describir la mortalidad bacteriana, asumiendo que ésta sigue una cinética de primer orden influida por los valores promedio de la salinidad, la temperatura y la intensidad de iluminación del medio. Se suelen presentar correlaciones experimentales, obtenidas a partir de combinaciones de resultados de experimentos de laboratorio y de campo. Así, en Metcalf y Eddy (1991) aparece la siguiente expresión para la constante cinética K_b de mortalidad bacteriana, debida a J. Mancini (1978) que tiene en cuenta las variaciones en la salinidad y en la temperatura, pero ignora el efecto de las variaciones en la intensidad luminosa:

$$K_b = [0.8 + 0.006 (\% \text{ agua de mar})] 1.07^{T-20} \quad (2).$$

Donde T es la temperatura promedio del agua en grados Celsius y la salinidad se mide a través del porcentaje de agua de mar, y K_b viene dada en días⁻¹.

En un cuerpo de agua receptor que en un mismo instante presenta variaciones significativas de salinidad de un punto a otro y que transporta una carga de sedimentos que produce una turbidez elevada, absorbiendo la mayor parte de la radiación solar incidente en una capa relativamente delgada, no cabe esperar que el proceso de autodepuración (aún para una misma cepa de determinado microorganismo) se pueda describir mediante un único parámetro. Más bien, cabría esperar que la descripción del proceso de inactivación involucrara un campo de tiempos característicos de la capacidad local de autodepuración del cuerpo de agua receptor respecto de un tipo dado de microorganismo, campo que varía de un punto a otro y de un instante a otro.

La cuestión es, entonces, determinar cómo este campo de parámetros de inactivación se interrelaciona con los procesos de advección y mezcla para dar origen al campo de concentraciones de microorganismos, tal como se lo mide en experimentos de campo como los que se efectuaron en las aguas costeras de la región de Punta Lobos.

Para analizar esta cuestión es conveniente construir un modelo matemático que involucre los aspectos fundamentales del proceso de dilución e inactivación y que posea un nivel de detalle acorde con la calidad de los datos experimentales disponibles.

Un modelo de este tipo puede utilizarse como modelo de diagnóstico, junto con los resultados de los experimentos de campo, para obtener una caracterización paramétrica de la capacidad de autodepuración. Una vez hallados los valores de los parámetros, puede utilizarse como modelo de pronóstico, para la predicción de impactos en microescala, es decir, en pequeñas escalas de tiempo y espacio en la vecindad de la zona de vertido de los efluentes (Canter, 1996).



Comencemos examinando la medición de las concentraciones de bacterias en el cuerpo de agua receptor. Se toma una muestra de agua y se determina el número de microorganismos viables de cierto tipo, en el volumen de la muestra. Para un biólogo, un microorganismo unicelular es viable cuando es capaz de dividirse para formar una o más células hijas, a su vez capaces de dividirse cuando están en un ambiente favorable. El método más empleado para medir la viabilidad de los microorganismos unicelulares es el recuento de unidades formadoras de colonia. Se siembra en una placa una porción de una suspensión diluida de organismos y se cuenta el número de colonias que aparecen en la placa después de un período de incubación.

Se supone que cada una de estas colonias aparece a partir de un solo organismo, de modo que por el número de colonias que aparezcan se puede calcular el número de organismos unicelulares viables en la suspensión original. Esto por lo general no se cumple cuando los organismos forman racimos, como los estafilococos.

Si durante un experimento de laboratorio una suspensión de microorganismos se somete en forma controlada a condiciones ambientales letales, el número de organismos viables comienza a disminuir. La muerte de los organismos es un fenómeno estocástico, pero cuando la población es numerosa el número de microorganismos que todavía permanecen viables en un instante dado disminuye en forma regular con el transcurso del tiempo. A menudo el logaritmo del número de sobrevivientes es, aproximadamente, una función lineal del tiempo y la pendiente constante representa la velocidad de muerte de la población.

Si la población es heterogénea con respecto a su capacidad de sobrevivir o si se forman racimos (en cuyo caso es necesario matar a todos los integrantes del racimo para que no aparezca una unidad formadora de colonia), no cabe esperar una velocidad de muerte constante.

En este último caso el T_{90} no es estrictamente aplicable como parámetro único para describir el proceso de muerte de los microorganismos durante el experimento de laboratorio considerado. Pero si lo es, el número $N_b(t)$ de bacterias sobrevivientes en el instante t se relaciona con el número inicial $N_b(0)$ mediante la expresión

$$\log_{10} \frac{N_b(t)}{N_b(0)} = -\frac{1}{T_{90}} t \quad (3)$$

De las variables ambientales que influyen sobre el T_{90} , además de la temperatura, poseen una importancia particular la actividad termodinámica del agua y la intensidad de radiación ultravioleta. El valor de la actividad termodinámica del agua pura vale 1.000, pero decrece cuando se disuelven sustancias en ella. Para cada organismo unicelular hay un valor óptimo desde el punto de vista de la fisiología microbiana. También hay un valor mínimo, por debajo del cual no puede sobrevivir. Las bacterias requieren, por lo general, mayores valores de la actividad del agua en comparación con las levaduras o los mohos.

Los estafilococos y los micrococos poseen los valores óptimos más bajos dentro de la escala de actividades de agua bacterianas, que esta comprendida entre 0.93 y 0.99 (Rose 1978). Los microorganismos de origen fecal, tanto patógenos como no patógenos, sufren un choque osmótico cuando los efluentes líquidos en los que se encuentran suspendidos se mezclan con agua de mar, porque la actividad termodinámica de esta última se encuentra siempre significativamente por debajo del mínimo para esas especies. El choque osmótico es tanto más violento cuanto más



elevada sea la salinidad del agua en la que los organismos se encuentran, pero siempre que la actividad termodinámica del agua en el cuerpo receptor sea inferior al mínimo correspondiente al microorganismo, éste, más tarde o más temprano dejará de ser viable.

No obstante es necesario efectuar la siguiente precisión sobre lo que ocurre con algunas bacterias patógenas de origen entérico, cuando se las coloca en el mar (Gauthier y Breittmayer, 1991). Algunos de esos microorganismos parecen ser capaces de resistir choques osmóticos evolucionando hacia un estado de letargo con disminución de tamaño, detención de la síntesis de macromoléculas y de ATP, comportándose en forma análoga a como se comportan las bacterias marinas cuando se enfrentan a un déficit de nutrientes. Este estado de letargo (que se denomina estado viable pero no cultivable o VNC) se detecta mediante una técnica experimental diferente al conteo de unidades formadoras de colonias (la epifluorescencia). La evolución de algunas bacterias entéricas hacia una forma VNC, aún frente a un choque osmótico relativamente severo, se ve facilitada por varios mecanismos osmorreguladores (bombeo contra gradiente de especies iónicas en una primera etapa y síntesis *in vivo* de sustancias osmoprotectoras, en una segunda etapa).

Si bien ha habido (y hay) controversia acerca del significado de estos resultados desde el punto de vista de la salud humana, parece aconsejable tenerlos presentes al valorar las consecuencias de los experimentos que motivan el presente informe.

El efecto bactericida de las radiaciones ultravioleta se conoce desde 1877, debido al trabajo de Downes y Blunt (Giese, 1978). Las dosis de radiaciones ultravioleta que bastan para suspender la división celular en una proporción significativa de los organismos de una población microbiana, causan mutaciones en las células que sobreviven. Las dosis de radiación más bajas que las necesarias para la muerte por suspensión de la división celular, retrasan a esta última y alteran casi todas las funciones celulares.

El daño producido sobre un sistema biológico por la radiación en general (y la radiación ultravioleta en particular), para radiaciones de una longitud de onda λ dada, es proporcional a la intensidad de radiación que incide sobre dicho sistema y que posee esa longitud de onda (o longitudes de onda próximas).

El factor de proporcionalidad, que depende en general de λ , se denomina espectro de acción de la radiación sobre el sistema biológico considerado (Setlow y Pollard 1962). El espectro de acción es igual al producto del rendimiento cuántico de la radiación por el espectro de absorción de la misma debido al sistema biológico considerado (una población de microorganismos, en nuestro caso). El espectro de absorción es proporcional al coeficiente de extinción que aparece en la fórmula de Lambert y Beer que expresa la disminución exponencial de la intensidad de la radiación conforme va atravesando un medio absorbente. Pero no todo fotón absorbido contribuye a producir el efecto (el daño) considerado: el rendimiento cuántico mide la eficacia de la radiación absorbida para producir ese efecto.

Si el rendimiento cuántico no depende de λ , resulta que el espectro de acción es proporcional al espectro de absorción. Para $\lambda < 320$ nm, el espectro de acción de la luz ultravioleta es proporcional al espectro de absorción de dicha luz por el ADN, pero para $\lambda > 320$ nm hay otras moléculas que absorben fotones U.V. y participan en el daño (Jaegger, 1985).

La base molecular de la lesión del ADN por radiación U.V. parece ser la formación de dímeros en las bases nitrogenadas, lo cual impide la división celular.



Ahora bien, el daño causado por los fotones U.V. se puede invertir parcialmente, ya sea por recuperación en la oscuridad, ya sea por fotoreactivación.

Hollander y Klaus (1936) hallaron que cuando cultivos de *Escherichia Coli* que habían sido expuestos a radiación U.V., en un caso se sembraban inmediatamente en una placa de agar nutritivo, y en el otro caso se dejaban durante varias horas en una solución salina amortiguada, en la oscuridad, antes de sembrarlos en placas, el número de colonias formadas por bacterias que sufrieron el último tratamiento era mucho mayor que el número de colonias formadas por bacterias que habían sido sembradas inmediatamente después de ser irradiadas. Posteriormente, en 1964, Setlow y Carrier demostraron que durante la recuperación por conservación en líquido en la oscuridad, parte de los dímeros producidos por la radiación eran suprimidos.

En 1949, Kelner encontró que la luz visible podía invertir en gran parte los efectos nocivos de las radiaciones U.V., ya sea actuando al mismo tiempo o inmediatamente después de las radiaciones U.V. . Esta fotoreactivación nunca es completa, aplicándose el principio de la reducción de dosis: las células se comportan como si hubieran recibido una dosis menor de radiación U.V. (Giese, 1978).

Las consideraciones anteriores, obtenidas examinando resultados de investigaciones efectuadas en laboratorio, sugieren la complejidad del proceso de autodepuración bacteriana en un cuerpo de aguas costeras como el que motiva este informe. Según la profundidad a la que se encuentre un microorganismo, la turbidez del agua, la estación del año, la cobertura de nubes y la hora del día, va a ser la tasa de dosis que va a estar recibiendo, tanto de radiación U.V. como de luz visible. Pero, cuando por efecto de los movimientos turbulentos cambia significativamente de nivel en el cuerpo de agua, la tasa de dosis también se modifica apreciablemente, ya sea disminuyendo o incluso anulándose cuando el organismo se desplaza lo suficiente hacia el fondo, ya sea aumentando cuando se acerca a la superficie. Además, la intensidad de radiación U.V. disminuye más rápidamente con la profundidad que la intensidad de la radiación visible, lo cual puede dar oportunidad al proceso de fotoreactivación, o cuando toda la radiación incidente se ha atenuado, puede dar oportunidad al proceso de recuperación en la oscuridad. Generalmente la actividad del agua del cuerpo receptor es lo suficientemente baja como para impedir este último proceso, pero en una situación excepcional de muy baja salinidad en toda la columna de agua accesible, no debería descartarse, al menos no a priori. A su vez las distribuciones horizontal y vertical de salinidad y por ende la distribución de la actividad termodinámica del agua, se combinan con las corrientes de advección y con las fluctuaciones turbulentas en el campo de velocidades del flujo, produciendo patrones variables en el espacio y en el tiempo, debido a lo cual una población de microorganismos sufre una tasa de daño por choque osmótico que depende de esa distribución variable de la salinidad en el cuerpo de agua receptor.

Además, la población de microorganismos considerada interactúa con otros organismos del medio (pudiendo establecer relaciones de competencia o depredación, entre otras), e interactúa con las especies iónicas y moleculares del ambiente.

En consecuencia, cabe esperar una gran variabilidad en los resultados experimentales. Un examen de la literatura disponible (Tejero y otros, 1992) muestra que los valores medidos a través de experimentos de campo de T_{90} varían entre 0,6 y 24 horas durante el día, y entre 6 y 100 horas durante la noche.

De todo lo anterior se desprende que no cabe esperar, en general, un único valor de T_{90} aplicable en todo el cuerpo de agua receptor, sino más bien un campo de valores

locales de T_{90} , variable en el espacio y en el tiempo. ¿Qué es entonces lo que se puede medir en los experimentos de campo?

C.) Un modelo analítico para diagnóstico:

Si $c_b(t, x, y, z)$ representa la concentración de una población de bacterias en el instante t y en un punto de coordenadas horizontales x , y , siendo z la coordenada vertical (positiva hacia abajo) se puede describir su evolución mediante la ecuación de advección –difusión turbulenta- decaimiento:

$$\frac{\partial c_b}{\partial t} + u \frac{\partial c_b}{\partial x} + v \frac{\partial c_b}{\partial y} + w \frac{\partial c_b}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial c_b}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial c_b}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial c_b}{\partial z} \right) - K_b(t, x, y, z) c_b \quad (1)$$

donde u , v , w son los componentes de la velocidad de advección después de haber promediado las fluctuaciones turbulentas (Mc Dowell y O'Connor, 1987; Suárez-Antola, 2001); E_x , E_y y E_z son los coeficientes de difusión turbulenta y K_b es la constante cinética de decaimiento bacteriano (que en general involucra procesos de inactivación por autodepuración del cuerpo de agua, depredación y sedimentación por formación de flóculos cuando la fuerza iónica del ambiente es suficiente).

El movimiento asociado a las olas no va a ser tenido en cuenta, promediando adecuadamente los campos, de modo que despreciamos w en comparación con u y con v y suponemos que el plano horizontal $z=0$ coincide con la superficie promedio del agua, mientras que $z=H$ corresponde al fondo. Como el flujo de bacterias perpendicular a los planos $z=0$ y $z=H$ debe anularse, supondremos que

$$\frac{\partial c_b}{\partial z}(t, x, y, 0) = \frac{\partial c_b}{\partial z}(t, x, y, H) = 0$$

para todo instante t y para todo x , y . Si usamos un valor de H promedio y suponemos que los parámetros K_b y E_z dependen de z solamente mientras que E_x y E_y dependen de x , y solamente, en la escala de tiempo en la que se llevan a cabo los experimentos de campo (o bien usamos un valor de K_b promediado), resulta finalmente

$$\frac{\partial c_b}{\partial t} + u \frac{\partial c_b}{\partial x} + v \frac{\partial c_b}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial c_b}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial c_b}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial c_b}{\partial z} \right) - K_b(z) c_b \quad (2)$$

Para este tipo de ecuación se puede construir una solución por separación parcial de

variables (Albaigés, 1989): $c_b(t, x, y, z) = \sum_{n=0}^{\infty} \Phi_n(t, x, y) Z_n(z)$

Aquí $Z_n(z)$ es solución del problema de Sturm- Liouville:

$$\frac{\partial}{\partial z} \left[E_z(z) \frac{\partial Z_n}{\partial z} \right] - K_b(z) Z_n(z) = -k_n^2 Z_n(z)$$

con $\frac{\partial Z_n}{\partial z}(0) = \frac{\partial Z_n}{\partial z}(H) = 0$, mientras que $\Phi_n(t, x, y)$ es solución de la ecuación de transporte:

$$\frac{\partial \Phi_n}{\partial t} + u \frac{\partial \Phi_n}{\partial x} + v \frac{\partial \Phi_n}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial \Phi_n}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial \Phi_n}{\partial y} \right) - k_n^2 \Phi_n.$$

A estas ecuaciones se les imponen condiciones iniciales apropiadas y se supone que el medio puede considerarse no acotado en el plano horizontal. Si hay que considerar el efecto de la costa, se lo puede tener en cuenta empleando el método de las imágenes (Albaigés, 1989; Suárez-Antola, 2001).

Para los fines del presente informe hemos desarrollado una solución aproximada al modelo de transporte de la población bacteriana, utilizando un método de perturbaciones regulares. Sobre este tipo de métodos puede verse Bender y Orzag, 1999. **Los resultados que obtuvimos con este método son al parecer originales en este tipo de problema.** Con su ayuda se pueden obtener aproximaciones adecuadas a las funciones tanto para las funciones $Z_n(z)$ como para las constantes cinéticas k_n^2 . Estas expresiones son aplicables al trazador si se pone igual a cero la constante de decaimiento K_b .

Se obtienen las siguientes expresiones:

$$Z_n(z) \approx \left[1 - \frac{H}{n\pi} \int_0^z g_n(\xi) \sin \frac{n\pi\xi}{H} d\xi \right] \cos \frac{n\pi z}{H} + \left[\frac{H}{n\pi} \int_0^z g_n(\xi) \cos \frac{n\pi\xi}{H} d\xi \right] \sin \frac{n\pi z}{H} \quad (3)$$

siendo

$$g_n(z) = \frac{1}{E_0} \left[(K_b(z) - K_0) + \frac{n^2 \pi^2}{H^2} (E_z(z) - E_0) - (k_n^2 - k_{n,0}^2) \right] \cos \frac{n\pi z}{H} + \left[\frac{n\pi}{H} \frac{1}{E_0} \frac{\partial E_z(z)}{\partial z} \right] \sin \frac{n\pi z}{H}$$

mientras que

$$k_{n,0}^2 = K_{0b} + \frac{n^2 \pi^2}{H^2} E_0,$$

$$k_n^2 \approx \frac{\int_0^H \left[E_z(z) \left(\frac{\partial Z_n(z)}{\partial z} \right)^2 + K_n(z) Z_n^2(z) \right] dz}{\int_0^H Z_n^2(z) dz} \quad (4)$$

Aquí K_0 y E_0 son valores de referencia del parámetro de inactivación K_b y del coeficiente de difusión turbulenta vertical $E_z(z)$, a partir de los cuales se considera la perturbación. Si no hay una halóclina muy marcada (que constituye ya sea un piso difusivo para el transporte de la población bacteriana en la capa de agua más dulce que se encuentra arriba, ya sea un techo difusivo para el transporte en la capa de agua más salada que

se encuentra por debajo) se puede tomar $K_{0b} = \frac{1}{H} \int_0^H K_b(z) dz$, $E_0 = \frac{1}{H} \int_0^H E_z(z) dz$

(Cuando el ambiente presenta homogeneidad vertical, $K_b(z)=K_{0b}$ y $E_z(z)=E_0$ para todo z . En ese caso $g_n(z)=0$ para todo z y $Z_n(z)=\cos \frac{n\pi z}{H}$, mientras que k_n^2 queda reducido a

$$k_{n,0}^2 = K_{0b} + \frac{n^2 \pi^2}{H^2} E_0 \quad (n=0,1,2,3,\dots).$$

Como $k_0^2 < k_1^2 < k_2^2 < \dots$ y las soluciones $\Phi_n(t,x,y)$ se pueden escribir de la forma

$$\Phi_n(t,x,y) = e^{-k_n^2 t} \Psi_n(t,x,y)$$

resulta que

$$c_b(t,x,y,z) \approx \sum_{n=0}^{\infty} e^{-k_n^2 t} \Psi_n(t,x,y) Z_n(z) \quad (5)$$

Si la inyección es una inyección puntual de una población de N_b bacterias y si los coeficientes E_x , E_y se pueden considerar aproximadamente constantes lo mismo que las componentes u y v de la velocidad de advección, el primer termino en el desarrollo de la solución para el campo $c_b(t,x,y,z)$ es el siguiente:

$$e^{-k_0^2 t} \Psi_0(t,x,y) Z_0(z) = \frac{e^{-K_{0b} t} N_b e^{-\frac{(x-ut)^2}{4E_x t}} e^{-\frac{(y-vt)^2}{4E_y t}}}{H(2\sqrt{\pi E_x t})(2\sqrt{\pi E_y t})} Z_0(z)$$

siendo

$$Z_0(z) = 1 + \frac{\int_0^z (z-\xi)(K(\xi) - K_0) d\xi}{E_0} \quad \text{y} \quad k_0^2 = K_{0b} = \frac{1}{H} \int_0^H K_b(z) dz$$

En ausencia de inactivación, como es el caso de un trazador conservativo, se tiene $Z_0(z)=1$ para todo z . Entonces $c_s(t,x,y,z) \approx M_s \Psi_0(t,x,y)$ para t lo suficientemente grande (c_s no depende de z a través del termino dominante de su desarrollo en las funciones $Z_n(z)$ que le corresponden).

De todas formas, para las bacterias se tiene un término dominante $N_b e^{-K_{0b} t} \Psi_0(t,x,y) Z_0(z)$, donde $\Psi_0(t,x,y)$ es proporcional al campo de concentraciones en ausencia de inactivación, que es lo que se mide a través de la determinación del campo de concentraciones $c_s(t,x,y,z)$ de un trazador conservativo. Entonces, para instantes t lo suficientemente grandes como para que el aporte de los términos $e^{-k_n^2 t} \Psi_n(t,x,y)(Z_n(z))$ ($n=1,2,3,\dots$), tanto para las bacterias como para el trazador, se haya desvanecido, tenemos aproximadamente

$$\log \frac{c_b(t,x,y,z)}{c_s(t,x,y)} \approx -K_{0b} t + \log \left(\frac{N_b Z_0(z)}{M_s} \right) \quad (6)$$

siendo, (como ya dijimos)

$$K_{ob} = \frac{1}{H} \int_0^H K_b(z) dz \quad (7)$$

el promedio de $K_b(z)$ sobre la columna vertical de agua y M_s la masa de trazador inyectado. Obsérvese que en estas condiciones ya se ha producido una homogeneización vertical del trazador, pero no en las bacterias. A partir del valor de K_{ob} obtenido mediante el ajuste de los parámetros en la fórmula (6), utilizando los datos experimentales, se puede estimar un T_{90} a partir de la siguiente expresión:

$$T_{90} = \frac{2,3}{K_{ob}} \quad (8)$$

Las mediciones efectuadas en instantes de tiempo más próximos al instante de la inyección exigen describir el campo de concentraciones utilizando por lo menos $N_b e^{-k_1^2 t} \Psi_1(t, x, y) Z_1(z)$, que tiene en cuenta la distribución vertical no uniforme de los microorganismos, en la columna de agua del cuerpo receptor y una expresión análoga para el término correspondiente a la concentración del trazador. En general entonces,

para una profundidad z dada, el cociente de concentraciones $\frac{c_b}{c_s}$ varía

aproximadamente como el cociente de dos combinaciones lineales de exponenciales que decaen a cero con el transcurso del tiempo. Los factores de peso y los coeficientes cinéticos correspondientes a cada una de estas exponenciales pueden estimarse en principio mediante un método de ajuste no lineal aplicado a los datos experimentales, es decir a la determinación experimental del cociente de concentraciones a una profundidad fija para distintos instantes de tiempo. El primer coeficiente cinético para el campo de concentraciones bacterianas viene dado por la expresión (7), mientras que el primer coeficiente cinético para la población de trazador vale cero (la exponencial correspondiente vale 1 para todo instante). Cuando se utilizan solamente una exponencial por cada campo de concentración se obtiene la fórmula (6). Si se usan dos exponenciales por cada campo de concentraciones se puede sacar partido de los resultados del método de perturbaciones regulares dado que se obtuvieron expresiones analíticas par los coeficientes cinéticos y las funciones Z , tanto para las bacterias como para el trazador.

Si se tiene una halóclina muy marcada y estable, situada a una profundidad h , el análisis anterior se aplica igual pero con el espesor de la capa superior (de agua más dulce) h en lugar de utilizar el tirante completo superficie-fondo, H . Si los procesos de advección trasladan la nube de bacterias a una zona en la que se destruye la halóclina, el estado alcanzado hasta ese instante debe tomarse como nuevo estado inicial, y el análisis se realiza igual, ahora para el tirante de agua completo y con una nueva distribución del coeficiente de difusión turbulenta vertical.

En aguas costeras es muy común encontrar situaciones en las que el campo de velocidades resultante, luego de promediar las fluctuaciones turbulentas, depende acusadamente de la profundidad z , de modo tal que no solo varia su magnitud sino que



también varía su dirección en función de z . En ese caso no es posible separar variables en la ecuación de transporte y el método aplicado previamente es inviable. No obstante, promediando en profundidad los campos de concentración y de velocidad (Suárez-Antola, 2001) se obtiene una ecuación de transporte bidimensional con un campo advectivo, una matriz de coeficientes de dispersión y un coeficiente cinético de decaimiento bacteriano, emergente del proceso de promediado, que nuevamente coincide con el promedio de $K_b(z)$ sobre la columna de agua, considerada una vez transcurrido un intervalo de tiempo del orden del tiempo de homogeneización vertical del trazador.

D.) Estimación indirecta de los coeficientes de autodepuración:

Pese a que no estaba contemplado en la propuesta inicial, se presenta una correlación útil para estimar el T_{90} en diferentes escenarios, a partir de parámetros cuya medición es de fácil acceso. **Esta fórmula se obtuvo especialmente para este trabajo combinando en una sola expresión distintas fórmulas de uso común.** Para obtener el mejor resultado de la misma es necesario estimar los parámetros correspondientes a partir de mediciones experimentales en el cuerpo de agua considerado.

Para coliformes fecales se propone utilizar, con fines de orientación, los valores calculados mediante la fórmula siguiente:

$$\frac{1}{T_{90}} = \left[K_o \cdot 10^{\frac{T_a - 20}{T_{a0}}} \cdot 10^{\frac{s}{s_0}} + \frac{2\alpha}{\pi} (1 - 0.65C^2) F(S) \right] \quad (1).$$

Donde α es el ángulo del sol sobre el horizonte, en radianes, C es la fracción del cielo cubierto por nubes, S es la concentración de sólidos en suspensión, $F(S)$ es una función polinómica de S y T_a es la temperatura del agua en grados Celsius y s es la salinidad (en ‰). El T_{90} así estimado viene expresado en horas.

El primer término de (1) tiene en cuenta el efecto de la temperatura y la salinidad.

En la instrucción española para el cálculo de vertidos de la tierra al mar se sustituye este primer término por el siguiente: $0,02 \cdot 10^{(T_a - 20)/35}$. Esta expresión es aplicable para salinidades mayores que 30 g/l y suministra una estimación conservadora cuando se la aplica al cálculo del T_{90} . Por ejemplo, para $T_a = 20$ °C, y en condiciones en las que se puede despreciar el efecto del segundo término (por la noche), se obtiene una estimación de 50 h para el T_{90} . En el caso particular de $T_a = 10$ °C y por la noche se obtiene una estimación de 90 h. Estos valores pueden considerarse como sobreestimaciones debido a que la fórmula se correlaciona mejor con los datos experimentales en condiciones en las que el término asociado a la iluminación es significativo. Esto sugiere que la partición de la constante de autodepuración en dos términos aditivos es una sobresimplificación de lo que realmente ocurre. En la descripción de la parte **G** del presente informe se retornará sobre el problema que plantea la partición de la constante K_b en una suma de términos y se sugerirá una elección de los parámetros K_o , s_0 y T_{a0} .

El segundo término de la fórmula (1) tiene en cuenta el efecto de la iluminación del cuerpo de agua receptor. Este último se puede obtener a partir de los datos experimentales de Gould y Munro (1981). Estos autores expresan el T_{90} en función de la intensidad de la radiación solar total (en cal/m²) que incide sobre la población de



coliformes fecales. En la versión de la fórmula que aquí se presenta, la intensidad de la radiación solar total se ha estimado en función del ángulo del sol sobre el horizonte y la fórmula de Stolzenbach (1976) que describe la disminución de la radiación incidente por efectos de las nubes. La variación del T_{90} con la cantidad total de sólidos en suspensión es la misma que la presentada por Gould y Munro (1981) si se elige $F(S) = 1 - \frac{S}{800}$,

donde S es la cantidad total de sólidos en suspensión expresada en mg/l. Esta variable S es una medida de la turbidez del cuerpo de agua receptor. Estos sólidos comprenden partículas de diverso tamaño y composición química, incluyendo algas microscópicas y protozoarios.

El ángulo α puede tomarse de tablas o calcularse mediante la fórmula astronómica siguiente (Bocker y Van Grondelle, 1999)

$$\sin[\alpha(t)] = \sin \lambda \cdot \sin \delta + \cos \lambda \cdot \cos \delta \cdot \cos \omega t.$$

Aquí λ es la latitud astronómica (el ángulo entre la vertical del lugar y el plano del ecuador terrestre, al norte o al sur (en nuestro caso)).

La declinación δ del sol (que se define como la latitud a la cual el sol se encuentra en el cenit al mediodía) varía de un día a otro según la fórmula

$$\sin \delta = (\sin \varepsilon) \left(\sin \frac{2\pi N}{365,24} \right) \text{ donde } \varepsilon = 23.45^\circ \text{ es el ángulo entre el plano del ecuador y el}$$

plano de la eclíptica, y N es el día considerado (en el día en el que se efectúa la estimación del T_{90}) contado a partir del 22 de marzo.

La velocidad angular de rotación diurna de la tierra, incluyendo una corrección para la rotación anual es $\omega = 7.292 \times 10^{-5}$ rad/seg.

El tiempo $t=0$ se toma cuando el sol se encuentra en su máxima altura sobre el horizonte, es decir, al mediodía.

Los instantes del alba ($t = -t_0$) y de la puesta del sol ($t = +t_0$) vienen dados por $\sin \alpha(t) = 0$, lo que conduce a la fórmula $\cos \omega t_0 = -\tan \lambda \cdot \tan \delta$. La variación estimada del T_{90} durante el día viene dada entonces por la fórmula de astronomía esférica que

presentamos más arriba. Obsérvese que $\beta = \frac{\pi}{2} - \alpha$ es el ángulo entre la normal a una

superficie horizontal (tal como la superficie promedio del cuerpo de agua receptor) y la dirección del sol. La energía solar recibida por unidad de tiempo y por unidad de superficie situada en un plano horizontal, es proporcional a $\cos \beta = \sin \alpha$.

Si α se toma en radianes, para latitudes menores a 45° se puede aproximar el $\sin \alpha$ por α , dentro del marco de incertidumbre en el que nos manejamos para la estimación del T_{90} (en Guzzi y Justus (1998) se pueden encontrar fórmulas más detalladas para estimar la insolación en un punto dado de la tierra y para diferentes condiciones de la atmósfera).

Si se quieren valores diarios de T_{90} , se puede promediar la expresión de T_{90} en función del instante t entre el alba y la puesta de sol. A falta de una mejor correlación, durante la noche se puede usar el primer término de la fórmula (1), en la que aparece el efecto de la temperatura y la salinidad, teniendo en cuenta la posibilidad de una sobreestimación como se dijo anteriormente.



E) Selección y uso de trazadores y descripción de los experimentos de campo.

E.1.) El concepto de Trazador - Definición de Trazador

Un trazador consiste en una población (la población de trazador) de elementos detectables o medibles que están asociados natural o artificialmente (en un determinado proceso) a la población analizada (población primaria). El trazador suministra información acerca de la población primaria.

En nuestro caso la población primaria es la población de microorganismos, cuyo T_{90} se busca determinar.

Si bien la información suministrada por los trazadores empleados se refieren al comportamiento hidrodinámico del cuerpo de agua receptor, en la escala de tiempo correspondiente a la duración de los experimentos de campo y teniendo en cuenta los errores experimentales en la cuantificación del campo de concentraciones bacteriano, se pueden despreciar los restantes efectos sobre la evolución espacio temporal de la población de microorganismos. En consecuencia, con el objeto de determinar diluciones, se puede identificar la población primaria con las partículas del cuerpo de agua receptor.

Podemos adoptar, (con pequeñas modificaciones) la definición siguiente de trazador propuesta por Nir en 1975 (Guizerix, J., 1992):

- (a) Cantidades pequeñas de materia con características físicas y químicas similares (en un grado aceptable de aproximación) a aquellas de la población primaria en estudio,
- (b) Cambios en su concentración no afectan el comportamiento de la población primaria,
- (c) Cambios en la concentración medibles.

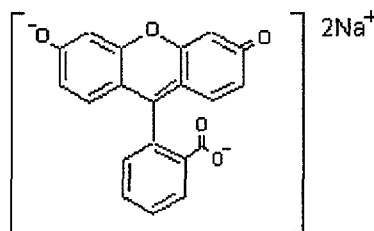
E.2) Selección del trazador

El uso de trazadores radiactivos fue descartado frente a la alternativa del uso de trazadores fluorescentes dado que se estimó que estos últimos son adecuados al tipo de trabajo propuesto y presentaban menos complicaciones en su manejo. Los trazadores fluorescentes normalmente utilizados en hidrología son todos ellos sustancias orgánicas, la gran mayoría derivan de la familia del xanteno. Tienen la ventaja de no ser tóxicos, razonablemente baratos y pueden ser detectados en concentraciones extremadamente bajas en matrices como la que nos ocupa (en condiciones normales de 10 a 100 partes por billón). Entre los trazadores fluorescentes disponibles, se eligió la Rodamina WT por su estabilidad y bajo nivel de cuantificación. Trazadores como la fluoresceína sódica (también conocida como Uranina), aunque mucho más barata, es susceptible de sufrir interferencias provenientes de la matriz (algas que emiten luz en la misma banda de emisión que el trazador) y se degrada con relativa rapidez en superficie (comparable con los tiempos de duración de los experimentos) en días con intensa radiación solar. No obstante esto, se utilizó fluoresceína sódica como trazador secundario para identificar fácilmente la zona central de la mancha de rodamina. Es posible emplear sin inconvenientes ambos trazadores

simultáneamente ya que emiten en distintas bandas del espectro y no se interfieren al determinar las concentraciones con el fluorómetro.

A continuación se detalla las características principales de los trazadores utilizados (Gaspar, 1987; Käss, 1998).

Fluoresceína Sódica (sal disódica de la resorcinolftaleína, $C_{20}H_{10}O_5Na_2$, IUPAC: sal disódica del 3-Hidroxi-6-oxo-9-(2'-carboxifenil)-xanteno, $PM=376.28$):



Uranina

Es la forma más comúnmente empleada en hidrología. Se le conoce también como Uranina (dado que recuerda al color que presentan las sales de uranilo, UO_2^{2+} la forma más común de las sales de uranio en solución acuosa), y su intensa fluorescencia se debe a su forma aniónica, presente en solución acuosa diluida. Al ser un electrolito débil, las soluciones concentradas de uranina están muy poco disociadas, y son no fluorescentes, de un típico color rojo oscuro. Además la intensidad de la fluorescencia está ligada a factores como por ejemplo el pH del medio debido a que la fluoresceína es un ácido orgánico. El máximo rendimiento de fluorescencia se observa a un pH de 8.5, y en aguas neutras el rendimiento de la fluorescencia es ya un 80% del máximo. A pH más bajos (como es común en las aguas subterráneas) la reducción es aún más drástica. Es sensible a oxidantes químicos como el cloro y sus diferentes formas de uso como desinfectante. También es sensible a la luz (fotólisis) y es un factor de importancia a considerar en la elección de trazador si se toma en cuenta el tiempo que comprende la experiencia.

Estudios realizados en campo indican que (dependiendo de las condiciones climáticas) la descomposición puede estar en el orden del 50% del trazador al cabo de un día.

Otro factor que puede interferir en su aplicación, sobre todo en aguas como las del Río de la Plata, es la presencia de algas marinas que son naturalmente fluorescentes y su rango de emisión se superpone con el del trazador pudiendo llegar a falsear la medida. Otro factor, pero de importancia relativa menor, es la posibilidad de producirse sorción del trazador sobre partículas de sólidos suspendidos diversos (turbidez). Claro está, la extensión de la sorción el trazador depende en alto grado del tipo de sólidos presentes, como por ejemplo sólidos como las arcillas que presentan una gran área de contacto debido a las características de sus partículas.

Su solubilidad en agua es alta, mayor que 600 g/l a 20 °C. Respecto de sus propiedades espectrométricas, presenta el máximo principal de absorción a una longitud de onda de 491nm, mientras que su máximo de emisión fluorescente se ubica en 512 nm.

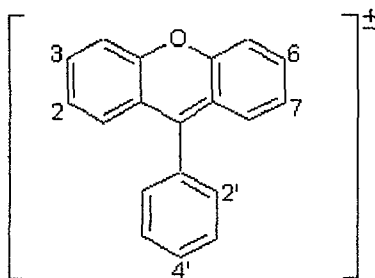
Sin duda la uranina es siempre la primera elección en estudios con trazadores, ya que es barata, no tóxica y su límite de detección es extremadamente bajo (hasta 0.002 µg/l en fluorómetros modernos, con curvas de calibración lineales en hasta 5 órdenes de magnitud), ya que la uranina es la sustancia más intensamente fluorescente que se conoce. No obstante esto, su uso muchas veces se hace impracticable debido a las limitaciones mencionadas previamente.

Rodamina WT ($C_{29}H_{29}N_2NaO_5$, IUPAC: 3,6-Bis-dietilamino-9-(2',4'-dicarboxifenil)-xantilio sódico, PM:480.55)

2 = H, 3 = $N(C_2H_5)_2$, 6 = $N(C_2H_5)_2^+$

2' = COO^- = 4'

Contraión = Na^+



Estructura Genérica de las Rodaminas

La WT pertenece a una familia de trazadores, las rodaminas o aminoxantenos. Su nombre les fue adjudicado debido a que sus soluciones desarrollan intensos tonos de rojo. Muchas de ellas fluorescen en el rango del rojo al naranja. La diferencia entre uno y otro tipo de rodamina radica en los sustituyentes que presenta el conjunto de anillos aromáticos que la conforman y que son comunes a la uranina, pero lo que todas tienen en común y las diferencia de la última (de la uranina) son los grupos amino sustituidos en las posiciones 3,6 de este sistema de anillos.

Respecto de sus propiedades espectrométricas, presenta el máximo principal de absorción a una longitud de onda de 555,5 nm, mientras que su máximo de emisión fluorescente se ubica en 580 nm.

Todas las rodaminas se caracterizan por reunir las mejores características de la uranina como trazador a las que se le suma ahora una alta estabilidad frente a la luz, y baja dependencia del pH. Es sumamente adecuada para su empleo en aguas superficiales y aguas subterráneas debido a que es poco afectada por el pH. El único gran inconveniente que presenta es su más elevado precio (considerablemente). Existe igualmente otras Rodaminas como la B que presentan características similares, aunque de rendimiento un poco más bajo, que la WT. No obstante esto y para el grado de detalle que se alcanzara, la Rodamina B constituye otro trazador adecuado al trabajo.

E.3.) Uso del trazador

E.3.1. Trabajo en el laboratorio:



La preparación específica para los trabajos de campo relatados en el presente informe fue precedida por una etapa de trabajo de laboratorio en los que se usaron trazadores fluorescentes con el fin de determinar distribuciones de tiempos de residencia en reactores químicos (Burgos, Luchini y otros, 2001). Como consecuencia de esta actividad, se efectuó un estudio detallado del desempeño del equipamiento desde la perspectiva del análisis instrumental (estabilidad, repetitividad de las medidas, verificación de la linealidad de escala, interferencias en general, límites de detección y de cuantificación).

Específicamente para el trabajo en la zona de Punta Lobos, se complementaron los estudios mencionados previamente con estudios realizados sobre muestras de agua del Río de la Plata, tomadas en la zona del emisario subacuático de Punta Brava y en la zona a estudiar. En estas nuevas condiciones se volvieron a llevar a cabo los estudios de estabilidad, repetitividad, linealidad, interferencias, límites de detección y cuantificación. En el momento de las medidas se tuvo en cuenta el efecto de la sedimentación de las partículas en suspensión sobre la emisión, en la medida que interactúan con el trazador.

E.3.2) Trabajo en campo:

Debe señalarse en primer lugar que debido a ciertas dificultades para acceder al tipo adecuado de embarcación, los experimentos en el campo fueron realizados empleando tres tipos de barcos:

una lancha rápida de salvataje de Prefectura Nacional Naval, un lanchón de desembarco de la Armada Nacional, y una plataforma móvil de la Intendencia Municipal de Montevideo operada por el Grupo de Buceo Autónomo de la Armada Nacional (GRUBU).

La primer campaña se hizo en la zona del emisario de Punta Brava, a bordo de la lancha de salvataje. Se constató que no era de tamaño adecuado para transportar todo el equipamiento y las personas necesarios. La maniobrabilidad era excelente, al igual que la actitud de la tripulación. En estas circunstancias los trabajos efectuados sirvieron para ajustar varios aspectos del trabajo de campo (cantidad de trazador a utilizar, maniobras a realizar con la embarcación, algunos aspectos relacionados con las mediciones fluorimétricas a flujo continuo *in situ*, toma de muestras para estudios bacteriológicos en el laboratorio).

La segunda campaña se efectuó en Punta Lobos, en la zona donde se planea instalar el segundo emisario subacuático. En esta etapa estaba previsto la utilización del lanchón de desembarco de la Armada, pero debido a problemas de funcionamiento se optó por trabajar con la plataforma móvil. El retraso en el comienzo de las operaciones de inyección del trazador y de la población microbiana (se comenzó a trabajar a primeras horas de la tarde cuando estaba previsto a primeras horas de la mañana) ocasionaron que el escenario hidrodinámico no presentara las condiciones necesarias para utilizar el corral para el marcado conjunto y localizado. Esto a su vez dificultó el seguimiento de las poblaciones de trazador y de bacterias. De todas formas pudieron efectuarse medidas en cada una de los parámetros previstos, aunque no la totalidad de las medidas previstas en cada categoría.

La tercer campaña también se llevó a cabo en la plataforma móvil. Esta vez se llegó a tiempo y se dieron las condiciones que permiten utilizar el corral de marcación. Se midieron todos los parámetros previstos y se pudieron recolectar los datos necesarios.



No obstante la advección y la dispersión del trazador fue muy rápida, con el efecto consiguiente sobre el campo de concentraciones del trazador y de la población microbiana.

Se desestima una cuarta salida a bordo del lanchón que tuvo que ser abortada debido a condiciones meteorológicas adversas, por lo que la siguiente salida constituye la cuarta campaña.

La cuarta y última campaña también se realizó a bordo del lanchón de desembarco de la Armada. En esta ocasión se dieron condiciones excepcionales para el marcado y la visualización de la mancha, debido al poco viento, a la lentitud de las corrientes y a las características de iluminación propias de ese día. Se encontró un escenario de marcada estratificación no observada hasta entonces.

E.3.3) Descripción de la preparación del trazador previo a la inyección:

La preparación de la mezcla de trazador y cultivo bacteriano se realizó en tanque de 200 litros, mezclando 1 frasco de 225 ml de solución de Rodamina WT 20% por cada 2 bidones de aproximadamente 10 l de suspensión bacteriana. Se mantuvo una agitación continua durante la mezcla.

E.3.4) Estimaciones de campo de concentraciones para dimensionar la cantidad de trazador a utilizar:

Con el propósito de determinar la cantidad de trazador a usar se aplicaron unos modelos matemáticos de pronóstico desarrollados en la DINATEN en ocasión de campañas anteriores, efectuadas durante 1995 y 1996 (Suárez Ántola, 2001).

Para la estimación se asumió un intervalo de velocidades de corrientes (entre 300 y 1200 mh^{-1}), típicas de la zona en estudio. Para la condición más desfavorable, es decir mayor dispersión del trazador el cálculo dio como resultado la mayor cantidad a emplear en cada experimento (18 frascos al 20%).

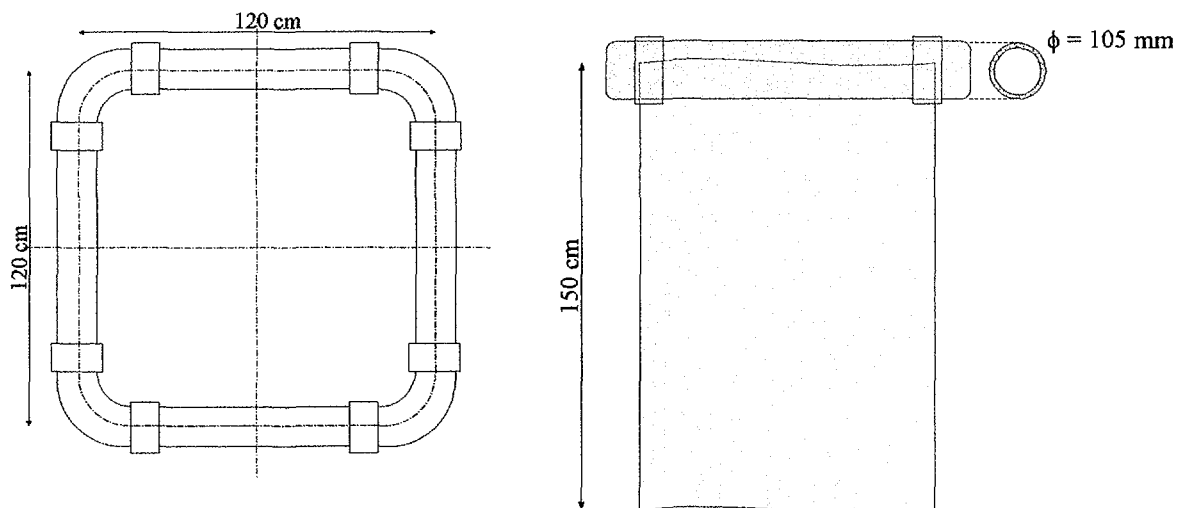
E.3.5) Comparación con los resultados experimentales a posteriori:

Se utilizaron 15 frascos en la segunda y tercer campañas, mientras que en la cuarta se emplearon 10 frascos. Se decidió elegir la cantidad de trazador a inyectar teniendo en cuenta las condiciones hidrodinámicas y la profundidad efectiva (asociada a la estratificación) en cada escenario. **En el campo hubo correspondencia entre lo medido y lo estimado a partir del uso del modelo de pronóstico.**

E.3.6) Descripción de la preparación de la población bacteriana previo a la inyección:

El líquido se extrajo de la segunda pileta del emisario subacuático de Punta Brava. En los primeros experimentos se virió con una carga significativa de material particulado, además de la población microbiana. En los últimos experimentos se introdujeron etapas de decantación y filtrado previas al llenado de los bidones con la suspensión bacteriana. De acuerdo a la información brindada por los términos de la I.M.M., las concentraciones de coliformes fecales involucradas fueron de aproximadamente unas 10^6 células cada 100 ml. **El valor recomendado para este tipo de experimentos de determinación de T_{90} puede estimarse comprendido entre 10^9 y 10^{10} células cada 100 ml.**

E.3.7) Descripción del Corral de Malek:



Esquema 1: Corral de Malek

El dispositivo utilizado para la inyección de trazador y población bacteriana, fue inventado en 1995 por el Licenciado Alejandro Malek, de la DINATEN, por lo que se lo conoce como el "Corral de Malek".

Descripción física del corral: el corral consiste en un marco de tubos de PVC de 105 mm de diámetro, al que se le sujeta un trozo de pantazote formando un faldón vertical (como se detalla en el Esquema 1). El gran diámetro de los tubos del marco crea una cámara de aire lo suficientemente grande como para que el conjunto flote, aún cuando se le agreguen pesos significativos al faldón.

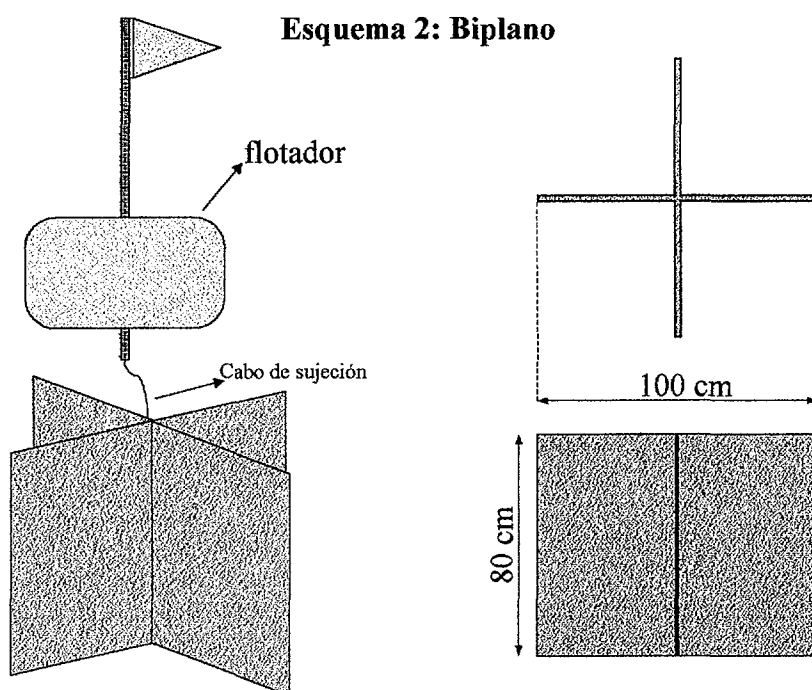
El objeto de utilizar el corral es lograr una inyección lo más localizada y súbita posible. La localización se logra mediante la contención que producen los faldones y la instantaneidad de la inyección se obtiene al retirar rápidamente el corral del agua. La razón que motiva a localizar la inyección y a disminuir su duración es la histéresis que presentan las manchas de trazador hasta que sus dimensiones son considerables (esto se constató durante las campañas llevadas a cabo en 1995 y 1996 en las aguas costeras del Río de la Plata en la zona de Montevideo) (Suárez Antola, Odino, Malek y otros, 1997).

E.3.8) Uso de biplanos y correntómetros:

Se efectuaron medidas lagrangianas del flujo en el cuerpo de agua receptor utilizando tres clases de flotantes. Dos tipos de flotantes superficiales que miden las corrientes en el primer medio metro de profundidad. El tercer tipo consistió en biplanos cuya profundidad es regulable según el largo de cabo empleado (según se detalla en Esquema 2).

Además se efectuaron medidas eulerianas utilizando correntómetros portátiles.

Con los resultados obtenidos se pudo caracterizar en forma aproximada el escenario desde el punto de vista hidrodinámico durante cada campaña con un grado de detalle suficiente para el objetivo que se perseguía en el trabajo.

**E.3.9) Relación entre corriente y vientos.**

Se utilizaron anemómetros portátiles para medir velocidad y dirección local del viento. Los datos obtenidos se pudieron relacionar con los resultados de medir las velocidades de flujo a distintas profundidades, en distintos lugares del cuerpo de agua y en diferentes instantes a lo largo de cada día en cada campaña.

En general se encontraron variaciones en la dirección de la velocidad de flujo en función de la profundidad, asociadas a la combinación del arrastre provocado por el viento con el efecto de las carreras de marea.

En aquellas campañas en las que la velocidad del viento fue relativamente elevada, se hallaron perfiles helicoidales de variación de la velocidad con la profundidad durante las etapas en las que las carreras de marea astronómica están en su apogeo. En las condiciones hidrodinámicas y batimétricas del Río de la Plata los perfiles helicoidales de velocidad no corresponden a espirales de Ekman, a diferencia de lo que se



observa en aguas costeras oceánicas en las que las profundidades del cuerpo de agua son mucho mayores y se combinan los efectos de las corrientes con las fuerzas de Coriolis. En este caso la variación de la dirección del flujo con la profundidad se debe más bien a la combinación del efecto de las corrientes de marea con las corrientes producidas por el arrastre del viento hacia o desde la costa en situación de vientos calmos o a la dirección predominante en el caso de vientos fuertes, con las correspondientes corrientes de compensación en profundidad cuando sea aplicable.

E.3.10) Relación entre estratificación (por salinidad) y temperatura correspondiente al día y los días previos:

Utilizando sondas de conductividad y temperatura se establecieron perfiles verticales de estos parámetros en cada una de las estaciones en las que se midieron los perfiles verticales de velocidad.

En las primeras dos campañas el cuerpo de agua receptor no estaba significativamente estratificado. Como consecuencia no hay atrapamiento del trazador ni de las poblaciones microbianas en una capa superior bien definida. La profundidad efectiva para la dispersión coincide con la profundidad real del cuerpo de agua. En las dos últimas campañas el cuerpo de agua se encontraba significativamente estratificado, de modo que la profundidad efectiva para la dispersión coincidía con la profundidad de la halóclina. No obstante en la tercera campaña se observó que la halóclina se hacía más difusa hacia el final de la jornada de trabajo debido a las características del flujo en la correspondiente zona del estuario a la que la mancha fue conducida por la carrera de marea (Este comportamiento ya había sido observado durante las campañas de 1993, en las que se efectuó un estudio de la estabilidad de la pluma de descarga del emisario subacuático de Punta Brava).

E.3.11) Medición del campo de concentraciones bacterianas:

Durante las tres primeras campañas se recolectaron tres muestras correspondientes a tres profundidades diferentes en cada posición de muestreo para cada uno de los instantes de tiempo correspondientes.

En la primera campaña las muestras se tomaron en superficie, a los 2 metros y a los 4 metros de profundidad. En la segunda campaña se tomaron en superficie, a 1,5 metros y a 3,5 metros de profundidad. En la tercera se tomaron muestras en superficie, a 1,5 metros y a 4 metros de profundidad. En la cuarta campaña se tomaron muestras en superficie, a 1,5 metros, a 3,5 metros y además en columna de aproximadamente 1 metro de altura a partir de la superficie del agua. Las razones fundamentales que orientaron este muestreo tienen que ver con las diferencias en estratificación entre los distintos escenarios en los que se trabajó. Cuando no había una estratificación significativa se tendió a tomar las muestras equidistantes a lo largo de la profundidad total del cuerpo de agua (alrededor de 6 metros en la primera campaña frente a Punta Brava, y aproximadamente 5 metros en la segunda campaña frente a Punta Lobos). Cuando se encontró una estratificación significativa, como en el caso de la tercera y cuarta campañas, las profundidades de muestreo se seleccionaron de modo de medir las concentraciones en la capa superior (por encima de la halóclina) y disponer de al menos una muestra inmediatamente por debajo de la halóclina con el fin de detectar incrementos de fuga de bacterias hacia la capa inferior en condiciones en las que la halóclina se hacía más difusa.



DIRECCION NACIONAL DE TECNOLOGÍA NUCLEAR

MINISTERIO DE INDUSTRIA, ENERGÍA Y MINERÍA

La muestra en columna permite integrar las concentraciones bacterianas sobre el intervalo en el que el efecto de la radiación solar es usualmente más significativo en las condiciones de turbidez imperantes.



F.) Resultados experimentales:

F.1) Primera Campaña

BACTERIAS

HORA	MUESTRA	C. FECALES ufc/100mL	LIMITES 95% CONFIANZA	
			Mínimo	Máximo
12:47	Superficie	1600	940	2680
	2m	1500	840	2480
	4m	870	683	1057
13:09	Superficie	1800	1070	2840
	2m	1500	840	2480
	4m	740	568	1057
13:22	Superficie	1900	1150	2960
	2m	1300	690	2230
	4m	670	506	834
13:35	Superficie	1180	963	1397
	2m	780	603	957
	4m	510	367	653
13:50	Superficie	1320	1090	1550
	2m	630	471	789
	4m	110	282	538
14:05	Superficie	1110	899	1321
	2m	570	419	721
	4m	370	248	492
14:20	Superficie	870	683	1057
	2m	580	428	732
	4m	610	454	766
14:35	Superficie	540	393	687
	2m	800	621	979
	4m	520	376	664
14:50	Superficie	870	683	1057
	2m	580	428	732
	4m	530	384	676
15:05	Superficie	360	240	480
	2m	610	454	766
	4m	90	40	171
15:12	Superficie	660	498	822
	2m	70	28	144
	4m	160	94	268



Medidas de Salinidad, Temperatura, Oxígeno disuelto y Conductividad

PROF. (m)	SALINIDAD	TEMP.(°C)	Od (mg/L)	CONDUC. (mS/cm)	COORDENADAS
superficie	0,4-0,9	16	9,2	salta	pH Inicial 7,9-8,1 Lat./Lon.: 34°57'383" S 056° 08' 779" W Hora 12:47
2	0,5	16	9,2	9	
4	1,1	16	8,5	17	
superficie	0,4-0,8	16	11,7	salta	pH 8,1-8,6 Lat./Lon.: 34°57'439"S 056° 08' 828" W Hora 13:09
2	0,5	16	9,5	10	
4	1,1	16	7,3	20	
superficie	0,5-0,9	16	9,5	salta	pH 7,9-8,0 Lat./Lon.: 34°57' 426" S 056° 08' 832" W Hora 13:22
2	0,5	16	9,3	9	
4	1,2	16	8,1	19	
superficie	0,4-0,7	16	9,1	salta	pH 7,9-8,1 Lat./Lon.: 34°57'419" S 056°08'900"W Hora 13:35
2	1,6	16	9,7	10	
4	1,2	16	7,3	20	
superficie	0,4-0,8	16	9,2	salta	pH 7,9-8,2 Lat./Lon.: 34°57'439" S 056°08'982"W Hora 13:50
2	0,6	16	9,9	11	
4	1,1	16	8,4	18	
superficie	0,5	16	9,4	salta	pH 8,0-8,3 Lat./Lon.: 34°57'433" S 056° 09' 110" W Hora 14:05
2	0,6	16	10,3	11	
4	0,9	16	9,2	15	
superficie	0,5	16	9,6	9	pH 8,1-8,3 Lat./Lon.: 34°57'373" S 056° 09' 273" W Hora 14:20
2	0,6	16	10,3	10	
4	1	16	8,5	17	
superficie	0,5-0,9	16	9,5	salta	pH 8,1-8,3 Lat./Lon.: 34°57' 350" S 056° 09' 460" W Hora 14:35
2	0,6	16	10,2	10	
4	0,9	16	8,9	16	
6	1,5	16			
superficie	0,5	17	9,7	10	pH 8,1-8,3 Lat./Lon.: 34°57'334"S 56°09'575"W Hora 14:50
2	0,6	16	10	11	
4	0,9	16	8,9	15	



superficie	0,5	16	9,7	10	pH 8,1-8,3 Lat./Lon.: 34°57'288"S 56°09'933"W Hora 15:05
2	0,6	16	10,1	11	
4	0,9	16	8,8	15	
superficie	0,6	16	10	10	pH 8,1-8,3 Lat./Lon.: 34°57'299"S 56°09'944"W Hora 15:12
2	0,7	16	9,8	11	
4	0,9	16	9	15	

F.2) Segunda Campaña

CORRENTOMETRO (medidas en el punto de inyección)

PROF. (m)	TEMP. (°C)	VELOCIDAD (cm/s)	DIRECCIÓN	COORDENADAS
superficie				punto de inyección 34° 55' 809" S 56° 15' 870" W Hora 11:30
0,5	13,55	16,8	175,1	
1	13,45	24,6	151,1	
1,5	13,45	35,4	145,7	
2	13,3	39,4	138,2	
2,5	13,25	18,4	142,1	
30	13,25	17,6	130,3	
3,5	13,3	13	98,8	
4	13,3	13,8	95,2	



BACTERIAS (datos I.M.M.)

HORA	UBICACIÓN	MUESTRA	C. FECALES ufc/100mL	LIMITES 95% CONFIANZA	
				Mínimo	Máximo
12:40	S 34° 55' 54" W 56° 16' 01"	Superficie	1170	890	1463
		1,5m	1060	854	1375
		3,5m	680	515	845
13:35	S 34° 56' 15" W 56° 15' 04"	Superficie	1500	840	2480
		1,5m	1400	770	2350
		3,5m	700	280	1440
13:45	S 34° 56' 20" W 56° 14' 48"	Superficie	2000	1220	3080
		1,5m	1200	620	2100
		3,5m	1000	280	2230
14:00	S 34° 56' 27" W 56° 14' 30"	Superficie	1300	690	2230
		1,5m	1200	470	2230
		3,5m	900	400	1710
14:10	S 34° 56' 31" W 56° 14' 13"	Superficie	1100	540	1970
		1,5m	800	340	1580
		3,5m	800	340	1580
14:25	S 34° 56' 45" W 56° 13' 53"	Superficie	1700	990	2720
		1,5m	1400	770	2350
		3,5m	1800	1070	2840
14:47	S 34° 55' 49" W 56° 16' 33"	Superficie	150	620	2960
		1,5m	110	54	197
		4m	60	22	131
13:36	S 34° 56' 50" W 56° 13' 35"	Superficie	1600	620	2960
		1,5m	1300	690	2230
		3,5	1400	770	2350



Datos Fluorimétricos obtenidos en el Laboratorio de la DINATEN a partir de muestras tomadas por la I.M.M.

CODIGOS: 1- Superficial (20 cm)
2- 1.5 m
3- 3.5 m

MUESTRA	COORDENADAS	CONCENTRACION (ppb)	OBSERVACIONES
A			
A 1	34 55' 54" S	0	
A 2	56 16' 01" W	0	
A 3		0	
B		3,59	se tomo la muestra en columna
B1	34 56' 15" S	7,75	
B2	56 15' 04" W	4,37	
B3		1,21	
C		0,598	se tomo la muestra en columna
C 1	34 56' 20.1" S	2,22	
C 2	56 14' 48.1 " W	0,445	
C 3		0,111	
D		0,450	se tomo la muestra en columna
D 1	34 56' 27.2" S	0,602	
D 2	56 14' 29.5" W	0,095	
D 3		0,036	
E		0,157	se tomo la muestra en columna
E 1	34 56' 31.3" S	0,015	
E 2	56 14' 13.4" W	0	
E 3		0,225	
F		0,119	se tomo la muestra en columna
F 1	34 56' 44.5" S	0,015	
F 2	56 13' 52.9" W	0	
F 3		0	
G		0,189	se tomo la muestra en columna
G 1	34 56' 49.3" S	0,264	
G 2	56 13' 34.5" W	0,13	
G 3		0	
I	34 56' 29" S 56 14' 15" W	0	TOMADAS DE LA DESCARGA DEL FLUOROMETRO
II	34 56' 32" S 56 14' 13" W	0	
III	34 57' 10" S 56 13' 49" W	0,15	
IV	34 57' 10" S 56 13' 14" W	0,135	



Medidas de Temperatura, Conductividad y Salinidad:

PROF. (m)	SALINIDAD	TEMP.(°C)	CONDUC. (mS/cm)	COORDENADAS
0,5	16,8	13,1	25	Lat./Lon.: 34°55' 820" S 56° 15' 870" W Hora 12:15
1	16,9	13,1	25	
1,5	16,9	13,1	25,3	
2	17,3	13	25,5	
2,5	18,4	13,1	27,3	
3	19,2	13,1	28,2	
3,5	19,9	13,1	29,2	
4	20	13,1	29,3	
0,5	0,88	13,1	No disponible	Lat./Lon.: 34°56' 14" S 56° 15' 04" W Hora 13:35
1	0,85	13,1		
1,5	0,87	13		
2	0,94	13		
2,5	0,97	13		
3	0,99	13		
3,5	1,03	12,9		
0,5	0,82	13,1	No disponible	Lat./Lon.: 34°56' 40" S
1	0,84	13		
1,5	0,88	12,9		
2	0,93	12,9		
2,5				
3	1	13		
3,5	1,02	12,9		
0,5	0,87	13,1	No disponible	Lat./Lon.: 34°56' 42" S 56° 14' 18" W Hora 14:11
1	0,87	13,1		
1,5	0,88	13		
2	0,93	13		
2,5	0,97	13		
3	1,02	13		
3,5	1,01	12,9		



F.3) Tercera Campaña

BACTERIAS

HORA	UBICACIÓN	MUESTRA	C. FECALES ufc/100mL	LIMITES 95% CONFIANZA	
				Mínimo	Máximo
11:46	S 34° 55' 43" W 56° 16' 06"	Superficie	980	782	1178
		1,5m	220	126	314
		4m			
12:00	S 34° 55' 43" W 56° 16' 10"	Superficie	350	232	468
		1,5m	230	134	326
		4m	60	22	131
12:14	S 34° 55' 44" W 56° 16' 13"	Superficie	630	471	789
		1,5m	520	376	664
		4m	100	47	184
12:28	S 34° 55' 48" W 56° 16' 18"	Superficie	340	223	457
		1,5m	140	77	235
		4m	100	47	184
12:42	S 34° 55' 47" W 56° 16' 23"	Superficie	170	99	272
		1,5m	180	107	284
		4m	170	99	272
12:56	S 34° 55' 47" W 56° 16' 33"	Superficie	190	115	296
		1,5m	80	34	158
		4m	60	22	131
13:16	S 34° 55' 49" W 56° 16' 33"	Superficie	150	620	2960
		1,5m	110	54	197
		4m	60	22	131
13:36	S 34° 55' 50" W 56° 16' 40"	Superficie	100	47	184
		1,5m	20	2	72
		4m	110	54	197
14:25	S 34° 55' 52" W 56° 16' 50"	Superficie	100	47	184
		1,5m	40	10	102
		4m	160	94	268
14:42	S 34° 55' 54" W 56° 16' 52"	Superficie	70	28	144
		1,5m	50	16	117
		4m	440	307	573
14:56	S 34° 55' 49" W 56° 16' 59"	Superficie	90	40	171
		1,5m	70	28	144
		4m	450	316	584



Datos Fluorimétricos obtenidos en el Laboratorio de la DINATEN a partir de muestras tomadas por la I.M.M.

CÓDIGOS: 1- Superficial (20 cm)

2- 1.5 m

3- 4 m

Conc blanco: 0,175ppb

MUESTRA	COORDENADAS	CONC. (ppb)	OBSERVACIONES	CONC.- BLANCO(ppb)	CONC. REAL	Unid.
B	34 55' 43" S 56 16' 06" W	2,35	se tomó la muestra en columna	2,175	2,2	ppb
B1		9,32	se diluyó 1:100	9,145	0,915	ppm
B2		59,8		59,625	0,060	ppm
B3			no se tomó			
C	34 55' 43"S 56 16' 10" W	67,8	se tomó la muestra en columna	67,625	67,6	ppb
C 1		182		181,825	181,8	ppb
C 2		116		115,825	115,8	ppb
C 3		5,54		5,365	5,4	ppb
D	34 55' 44"S 56 16' 13"W	5,47	muestra en columna 1:50	5,295	264,8	ppb
D 1		3,5	se diluyó 1:100	3,325	332,5	ppb
D 2		2,68	se diluyó 1:100	2,505	250,5	ppb
D 3		18,1		17,925	17,9	ppb
E	34 55' 48" S 56 16' 18" W	123	se tomó la muestra en columna	122,825	122,8	ppb
E 1		2,09	se diluyó 1:100	1,915	191,5	ppb
E 2		70,9		70,725	70,7	ppb
E 3		37		36,825	36,8	ppb
F	34 55' 47" S 56 16' 23" W	64	se tomó la muestra en columna	63,825	63,8	ppb
F 1		61,5		61,325	61,3	ppb
F 2		70,5		70,325	70,3	ppb
F 3		12,9		12,725	12,7	ppb



G		31,3	se tomó la muestra en columna	31,125	31,1	ppb
G 1	34 55' 47" S	34,4		34,225	34,2	ppb
G 2	56 16' 33" W	34,8		34,625	34,6	ppb
G 3		3,52		3,345	3,3	ppb
H		21	se tomó la muestra en columna	20,825	20,8	ppb
H 1	34 55' 49" S	21		20,825	20,8	ppb
H 2	56 16' 33" W	28,2		28,025	28,0	ppb
H 3		0,948		0,773	0,8	ppb
I		14,1	se tomó la muestra en columna	13,925	13,9	ppb
I 1	34 55' 50" S	16,7		16,525	16,5	ppb
I 2	56 16' 40" W	21,7		21,525	21,5	ppb
I 3		7,28		7,105	7,1	ppb
J			se tomó la muestra en columna			
J 1	34 55' 52" S	12,3		12,125	12,1	ppb
J 2	56 16' 50" W	12,1		11,925	11,9	ppb
J 3		4,41		4,235	4,2	ppb
K		9,14	se tomó la muestra en columna	8,965	9,0	ppb
K 1	34 55' 54" S	10,1		9,925	9,9	ppb
K 2	56 16' 52" W	10,4		10,225	10,2	ppb
K 3		2,81		2,635	2,6	ppb
L		3,67	se tomó la muestra en columna	3,495	3,5	ppb
L 1	34 55' 49" S	6,03		5,855	5,9	ppb
L 2	56 16' 59" W	5,95		5,775	5,8	ppb
L 3		1,58		1,405	1,4	ppb
INYECCIÓN 1:100		102	se diluyó 1:500	101,825	50,9	ppm
INICIAL SUP.		39,5	se diluyó 1:500	39,325	19,7	ppm
TANQUE 200L		4,35	0,1mL en 500mL; se toma 1mL y se lleva a 250mL.	4,175	5,2	g/L



Medidas de Temperatura, Conductividad y Salinidad:

PROF. (m)	SALINIDAD	TEMP.(°C)	CONDUC. (mS/cm)	COORDENADAS
superficie	2,4	11,1	4,03	pH Inicial 8 - 8,2 Lat./Lon.: 34°55' 42"S 056° 16' 04" W Anemómetro: 3,16 m/s. Hora 10:44 22
0,5	2,4	11,1	4,03	
1	2,4	11,1	4,04	
1,5	2,6	11,1	4,2	
2	2,6	11,1	4,55	
2,5	6	11,6	9,41	
3	11	12,2	16,87	
3,5	14,3	12,2	21,6	
4	15,3	12,2	22,9	
superficie	2,4	11,2	4,1	Lat./Lon.: 34°55' 50" S 056° 16' 29" W Hora 12:45 21
0,5	2,4	11,2	4,07	
1	2,4	11,2	4,08	
1,5	2,4	11,2	4,12	
2	2,8	11,2	4,44	
2,5	11,2	11,8	15,97	
3	15	12,2	22,5	
3,5	15,3	12,2	23	
4	16,5	12,4	23,6	
superficie	2,6	11,3	4,43	Lat./Lon.: 34°55' 44" S 056° 16' 26" W Anemómetro: 10,08 m/s
0,5	2,6	11,3	4,39	
1	2,6	11,2	4,38	
1,5	2,6	11,5	4,33	
2	2,8	12	11,83	
2,5	8,7	12,2	13,72	
3	14	12,2	21,2	
3,5	14,5	12,3	22,1	
4	15,2	12,3	23,1	



superficie	2,5	11,5	4,34	Lat./Lon.: 34°55' 53"S 056° 16' 53" W
1	2,5	11,5	4,29	
1,5	2,5	11,4	4,27	
2	2,5	11,4	4,45	
2,5	8	11,4	14,12	
3	14,2	12,2	21,2	
3,5	14,2	12,2	22,2	
4,5	17	12,5	25,3	
5,5	20	13	29,3	
superficie	2,5	11,5	4,3	Lat./Lon.: 34°55' 57"S 056° 17' 07" W Anemómetro: 8,32 m/s 20°NE. Hora 15:11 17
0,5	2,5	11,5	4,3	
1	2,5	11,5	4,3	
1,5	2,5	11,5	4,32	
2	2,6	11,5	4,35	
2,5	2,6	11,5	4,55	
3	3,2	11,4	5,51	
3,5	13,8	12	20,9	
4	14,2	12,2	21,5	
4,5	15,9	12,4	23,8	
5	16,6	12,5	24,9	
5,5	19,5	12,9	28,6	



Medidas de Corriente

PROF. (m)	TEMP. (°C)	VELOCIDAD (cm/s)	DIRECCIÓN	COORDENADAS
superficie	11,55	3	114,2°	34° 55' 42" S 056° 16' 04" W
0,5	11,45	3,8	82°	
1	11,35	3	208,4°	
1,5	11,35	3,8	233,1°	
2				
2,5	12,15	22,4	262,8°	
30				
3,5				
4				
superficie	12,3	5,2	320,1°	34° 55' 50" S 056° 16' 29" W Hora: 12h 45' 21" Anemómetro: 6,38 m/s 100° NE
0,5	12	14,6	71,9°	
1	11,9	27	72,6°	
1,5				
2	12,45	41,6	10,7°	
2,5				
3	12,65	17,6	342,7°	
3,5				
4	12,55	21,6	337,6°	
superficie	11,8	4,4	111°	34° 55' 44" S 056° 16' 26" W
0,5	11,7	27	74,4°	
1	11,6	33,2	63,0°	
1,5	11,95	36,2	22,5°	
2	12,3	24,6	2,8°	
2,5	12,35	25,4	0°	
3	12,45	19,2	338°	
3,5	11,6	20	54,7°	
4				
superficie	12,7	8,4	322,6°	34° 55' 57" S 056° 17' 07" W Hora: 15 11' 17"
0,5	12,35	8,4	322,2°	
1	12,3	23,2	19,3°	
1,5	12,15	23,2	89,5 ^a	
2	12,15	31,6	2,8°	
2,5	12,35	27	343,4 ^a	
3	12,65	20	331,2 ^a	
3,5	12,1	16,2	115,6 ^a	
4				



F.4) Cuarta Campaña

BACTERIAS

HORA	UBICACIÓN	MUESTRA	C. FECALES ufc/100mL	LIMITES 95% CONFIANZA	
				Mínimo	Máximo
11:35	S 34° 55' 23" W 56° 16' 09"	Superficie	6000	4451	7549
		1,5m	1060	854	1386
		3,5m	310	199	421
		columna	3200	2069	4331
11:45	S 34° 55' 20" W 56° 16' 05"	Superficie	1900	1150	2960
		1,5m	400	274	526
		3,5m	670	506	834
		columna	650	489	811
11:55	S 34° 55' 19" W 56° 16' 02"	Superficie	500	359	641
		1,5m	260	158	362
		3,5m	680	515	845
		columna	490	350	630
12:05	S 34° 35' 18" W 56° 15' 58"	Superficie	280	174	386
		1,5m	220	126	314
		3,5m	570	419	721
		columna	230	134	326
12:15	S 34° 55' 18" W 56° 15' 51"	Superficie	110	54	197
		1,5m	940	746	1134
		3,5m	360	240	480
		columna	350	232	468
12:25	S 34° 55' 18" W 56° 15' 46"	Superficie	230	134	326
		1,5m	220	126	314
		3,5m	720	550	890
		columna	190	115	296
12:35	S 34° 55' 17" W 56° 15' 40"	Superficie	220	126	314
		1,5m	400	274	526
		3,5m	1050	845	1255
		columna	200	122	308
12:50	S 34° 55' 18" W 56° 15' 30"	Superficie	120	62	210
		1,5m	870	683	1057
		3,5m	980	782	1178
		columna	250	150	350
13:10	S 34° 55' 18" W 56° 15' 18"	Superficie	80	34	158
		1,5m	120	62	210
		3,5m	520	376	664
		columna	50	16	117
13:40	S 34° 55' 16" W 56° 14' 51"	Superficie	50	16	117
		1,5m	360	240	480
		3,5m	950	755	1255
		columna	200	122	308
14:10	S 34° 55' 16" W 56° 14' 23"	Superficie	160	94	268
		1,5m	120	62	210
		3,5m	770	595	945
		columna	120	62	210
14:40	S 34° 55' 14" W 56° 13' 58"	Superficie	130	69	223
		1,5m	140	77	235
		3,5m	1170	954	1517
		columna	120	62	210



DIRECCION NACIONAL DE TECNOLOGÍA NUCLEAR

MINISTERIO DE INDUSTRIA, ENERGÍA Y MINERÍA

Datos Fluorimétricos obtenidos en el Laboratorio de la DINATEN a partir de muestras tomadas por la I.M.M.

CÓDIGOS: 1- Superficial (20 cm)

2- 1.5 m

3- 4 m

Conc std: 100,000

ppb

Conc blanco:

0,303ppb

MUESTRA	COORDENADAS	CONC.(ppb)	OBSERVACIONES	CONC.-BLANCO(ppb)	CONC. REAL	Unid.
A	34 55' 23" S 56 16' 09" W	16,100	dilución 1:200	15,797	3,159	ppm
A1		12,600	dilución 1:200	12,297	2459,4	ppb
A2		3,000	dilución 1:200	2,697	539,4	ppb
A3		93,2		92,897	92,897	ppb
B	34 55' 20" S 56 16' 05" W	8,980	dilución 1:100	8,677	867,7	ppb
B1		9,420	dilución 1:100	9,117	911,7	ppb
B2		91,2		90,897	90,897	ppb
B3		123,000		122,697	122,697	ppb
C	34 55' 19" S 56 16' 02" W	4,260	dilución 1:100	3,957	395,7	ppb
C 1		226		225,697	225,697	ppb
C 2		48,6		48,297	48,297	ppb
C 3		57,0				ppb
D	34 55' 18" S 56 15' 58" W	204,000			203,697	ppb
D 1		94,300			94,0	ppb
D 2		26,200			25,9	ppb
D 3		94,1			93,8	ppb
E	34 55' 18" S 56 15' 51" W	3,02	dilución 1:100	2,717	271,7	ppb
E 1		56,6			56,3	ppb
E 2		20,1			19,8	ppb
E 3		9,34			9,0	ppb
F	34 55' 18" S 56 15' 46" W	144,000			143,7	ppb
F 1		47,3			47,0	ppb
F 2		21,3			21,0	ppb
F 3		20,4			20,1	ppb
G	34 55' 17" S 56 15' 40" W	132,000			131,7	ppb
G 1		60,0			59,7	ppb
G 2		17,000			16,7	ppb
G 3		8,58			8,3	ppb
H	34 55' 18" S 56 15' 30" W	80,1			79,8	ppb
H 1		54,3	notorio color de uranina		54,0	ppb
H 2		2,080			1,8	ppb
H 3		0,356			0,1	ppb
I	34 55' 18" S 56 15' 18" W	81,5			81,2	ppb
I 1		16,8			16,5	ppb
I 2		7,96			7,7	ppb
I 3		0,950			0,6	ppb



J		85,1			84,8	ppb
J 1	34 55' 16" S	19,2			18,9	ppb
J 2	56 14' 51" W	2,58			2,3	ppb
J 3		2,25			1,9	ppb
K		73,2			72,9	ppb
K 1	34 55' 16" S	43,4			43,1	ppb
K 2	56 14' 23" W	7,60			7,3	ppb
K 3		5,61			5,3	ppb
L		25,3			25,0	ppb
L 1	34 55' 14" S	13,1			12,8	ppb
L 2	56 13' 58" W	4,42			4,1	ppb
L 3		3,05			2,7	ppb
TANQUE	muestra DNTN	28,6	dilución 1:100,000		286	g/L
200L	muestra IMM	31,9	(0,1ml en 1000, y 10ml en 100)		31,9	g/L



Medidas de Temperatura, Conductividad y Salinidad:

PROF. (m)	SALINIDAD	TEMP.(°C)	CONDUC. (mS/cm)	COORDENADAS
superficie	3,4	11,2	5,67	Lat./Lon.: 34°55' 23" S 56° 16' 05" W Anemómetro: 1,38 m/s. Hora 10:40
0,5	3,4	11,2	5,65	
1	3,4	11	5,7	
1,5	4,7	10,9	8,83	
2	7	10,9	11,52	
2,5	10,5	11,1	16,26	
3	14,9	10,8	22,5	
3,5	15,3	10,7	23	
4	15,9	10,7	24	
superficie	3,3	11,8	5,52	Lat./Lon.: 34°55' 199" S 56° 15' 273" W Anemómetro: 2,21 m/s. Hora 10:40
0,5	3,3	11,8	5,6	
1	4	10,9	6,61	
1,5	6	10,9	8,48	
2	12,8	11,1	19,76	
2,5	14	11,1	23,4	
3	17	10,8	25,3	
3,5	17	10,8	25,4	
4	23,1	10,9	27,8	
1	4,1	10,9	6,91	Lat./Lon.: 34°55' 179" S 56° 15' 097" W Hora 13:25
1,5	5,5	10,9	9,15	
2	12,8	11,1	20,3	
2,5	14,5	11,2	21,8	
superficie	3,3	11,8	5,5	Lat./Lon.: 34°55' 163" S 56° 14' 580" W Anemómetro: 2,47 m/s. Hora 13:35
0,5	3,3	11,5	5,59	
1	3,8	11	6,42	
1,5	5,1	10,9	8,23	
2	10,5	11,1	17,8	
2,5	13,7	11,2	21,1	
3	15	11,2	22,9	



Medidas de Corriente

PROF. (m)	TEMP. (°C)	VELOCIDAD (cm/s)	DIRECCIÓN	COORDENADAS
superficie				34° 55' 23" S 56° 16' 05" W Hora 10:45
0,5	11,7	5,2	118,1	
1	11,35	6,8	171,1	
1,5	11,1	4,4	208	
2	11,2	25,4	233,1	
2,5	11,3	32,4	237,4	
30	11,25	19,2	246	
3,5	11,2	20,8	249,9	
4	10,9	23,8	246	34° 55' 229" S 56° 16' 09" W Hora 11:30
0,5	11,9	16,8	174,7	
1	11,4	21,6	126,7	
1,5	11,2	9,2	135,3	
2	11,25	14,6	203,7	
2,5	11,25	11,4	220,5	
3	11,1	8,4	228,8	
3,5	11,05	6	242	
4	11	6,8	237,7	34° 55' 199" S 56° 15' 273" W Hora 12:45
0,5	12,7	3,8	274,3	
1	12,45	7,6	118,1	
1,5	11,6	11,4	126,7	
2	11,55	2,2	188	
2,5	11,55	10,8	249,9	
3	11,55	10,8	260,3	
3,5	11,25	8,4	274,3	
4	12,2	5,2	274,3	



G.) DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS Y CONCLUSIONES:

G.1) Con el fin de recordar los resultados esperados de este trabajo, de acuerdo a la propuesta presentada ante la I.M.M. y aceptada por ésta citamos el punto correspondiente tal como aparece en el Apéndice H.2 de este informe. **“Al finalizar la tarea se presentarán los resultados de las estimaciones del T_{90} obtenidos a partir de tres campañas realizadas en distintos escenarios en la región costera de Punta Lobos y sus adyacencias. Los mismos se referirán a los estudios realizados de los perfiles de corrientes mediante correntómetros y biplanos; los perfiles de conductividad y temperatura; velocidad del viento; uso de trazadores fluorescentes para determinar el campo de diluciones por advección y dispersión en el cuerpo de agua receptor, junto con la introducción de una población bacteriana representativa en el cuerpo de agua receptor para determinar el campo de concentraciones relativas. Asimismo se incluirán los resultados del empleo de modelos matemáticos de diagnóstico para una identificación paramétrica de los escenarios investigados, incluyendo la estimación de los T_{90} en cada caso.”**

G.2) La estimación de los coeficientes de autodepuración de un cuerpo de agua con las características del Río de la Plata debe tener en cuenta el carácter estadístico de estos parámetros y su dependencia de la iluminación, temperatura, salinidad y otras variables cuyo efecto depende de las características de mezclado de las aguas (corrientes de marea, vientos, estratificación, etc.). Además, debe tenerse en cuenta que las distintas correlaciones disponibles para calcular el T_{90} pueden dar resultados bastante diferentes para los mismos escenarios.

Las recomendaciones europeas para la determinación experimental del T_{90} en el caso de coliformes fecales indican tomar por lo menos cinco muestras en cada instante y en cada posición de muestreo, ajustando los resultados mediante una distribución lognormal. El valor esperado de esta distribución se usará posteriormente para describir la reducción de las concentraciones debido a los procesos de autodepuración.

G.3) Las correlaciones empíricas para el cálculo de K_b , es decir del T_{90} , parten de la suposición de que dicha constante cinética se puede descomponer en una suma algebraica de constantes cinéticas más elementales. Una de estas últimas describe el efecto de la iluminación, incluyendo el efecto del cuerpo de agua en la extinción de la intensidad de radiación con el aumento de la profundidad. Otra componente describe el efecto conjunto de la temperatura y la salinidad. En las correlaciones más complejas se agregan constantes que describen la interacción de la población microbiana considerada con otras especies presentes en el medio e inclusive el efecto de un posible crecimiento poblacional. La mayoría de las fórmulas que han sido propuestas y que se utilizan corrientemente para estimar valores del T_{90} , se obtuvieron de experimentos multifactoriales en el laboratorio o de combinaciones de experimentos de laboratorio con experimentos en el campo. Si bien hay una cierta concordancia entre ellas, resulta que debido al escaso número de variables interrelacionadas y a la suposición de aditividad mencionada arriba, a veces se obtienen estimaciones análogas para escenarios sensiblemente diferentes, y en algunos casos se obtienen estimaciones algo distintas para los mismos escenarios.

La fórmula D(1) estima el efecto de la iluminación del cuerpo de agua en forma indirecta, recurriendo al ángulo del Sol sobre el horizonte, a la fracción del cielo cubierto de nubes y a una medida global de la turbidez a través de la concentración de sólidos en suspensión. Es interesante remarcar que la fórmula B(2) de Mancini se puede re-escribir en forma compatible con la D(1) cuando se desprecia el segundo término:

$$\frac{1}{T_{90}} = \left[0,0333.(1 + 0,01875.s).10^{\frac{T_a - 20}{34,032}} \right] \quad (1).$$

Las unidades son también compatibles. Obsérvese que en D(1), es posible desarrollar el factor $10^{\frac{s}{s_0}}$, cuando $s_0 \gg s$, dando la siguiente expresión análoga a la correspondiente en la fórmula de Mancini para $s_0 = 123\text{‰}$

$$(1 + 2,30 \frac{s}{s_0})$$

Cabe señalar que Mancini obtuvo su correlación estudiando alrededor de 100 casos que incluían trabajos de laboratorio y trabajos de campo en diferentes condiciones de iluminación. Este autor observó que la dependencia de la intensidad de iluminación es más marcada en el agua de mar. **En este caso se observan variaciones de hasta veinte veces el valor diurno de la constante de autodepuración cuando se pasa a un escenario nocturno.**

Para usar la fórmula D(1) se sugiere tomar $T_{a0} \approx 35^\circ\text{C}$, $s_0 \approx 120 \text{‰}$ y $K_0 \approx 0,023 \text{ h}^{-1}$.

G.4) Además de las fórmulas que se aplican al cuerpo de agua receptor como un todo, como la fórmula D(1) o la de Mancini, también se han propuesto fórmulas empíricas en las que K_b (y por ende T_{90}) se expresa en función de la profundidad z . Generalmente se pueden llevar a la forma siguiente

$$\frac{1}{T_{90}(z)} = \frac{K_b(z)}{2.3} = \left[K_0.10^{\frac{T_a - 20}{T_{a0}}} . 10^{\frac{s}{s_0}} + K_1.i_0 e^{-c.z} \right] \quad (2)$$

El primer término es del mismo tipo que el primer término de la fórmula D(1), siendo K_0 un coeficiente de desaparición en la oscuridad. El segundo término, que tiene en cuenta el efecto de la iluminación, consiste en el producto de la intensidad luminosa a la profundidad z , $i_0 e^{-c.z}$, por un coeficiente K_1 que mide su efectividad bactericida.

La intensidad luminosa en la superficie es i_0 , mientras que c representa un coeficiente de extinción de la luz, característico del cuerpo de agua receptor. Se supone que la variable z aparece solamente en el segundo término, en una exponencial que no es otra cosa que la ley de atenuación de Lambert y Beer. En experimentos llevados a cabo en España se obtuvieron las siguientes estimaciones: $K_0 \approx 0,04589 \text{ h}^{-1}$, $T_{a0} \approx 58^\circ\text{C}$, $s_0 \approx 193 \text{‰}$ y $K_1 \approx 0.00241 \text{ m}^2 \text{ h}^{-1} \text{ W}^{-1}$.

Las variables T_a , s , i_0 , c , y z se deben determinar en cada caso.

La fórmula (2) da también una expresión analítica para el coeficiente de autodepuración $K_b(z)$ que se introdujo en el modelo matemático de la parte C del presente informe. Esto permite calcular el coeficiente cinético

$$k_0^2 = K_{ob} = \frac{1}{H} \int_0^H K_b(z) dz$$

que domina el decaimiento de la concentración bacteriana luego del transitorio inicial. A partir de la fórmula (2) se obtiene

$$k_0^2 = K_{ob} = \frac{2.30}{T_{90}} \quad \text{siendo}$$

$$\frac{1}{T_{90}(z)} = \left[K_o \cdot 10^{\frac{T_a - 20}{T_{a0}}} \cdot 10^{\frac{s}{s_0}} + \frac{K_1 \cdot i_0}{c \cdot H} \cdot (1 - e^{-c \cdot H}) \right] \quad (3)$$

La fórmula (3) se aplica al cuerpo de agua receptor como un todo y por tanto es análoga a la fórmula D(1). Obsérvese que se tiene ahora K_{ob} en función de las variables T_a , s , i_0 , c y H , y de los parámetros supuestamente conocidos K_o , K_1 , T_{a0} y s_0 .

La mayor parte de las correlaciones empíricas en las que el término debido a la iluminación se expresa en función de la profundidad suelen subestimar el T_{90} en escenarios de invierno y sobreestimarlos en escenarios de verano.

El término que expresa el efecto de la iluminación en función de la profundidad, empleando la fórmula de Lambert y Beer con un coeficiente de extinción adecuado es relativamente fácil de simular en el laboratorio cuando los microorganismos se encuentran atrapados en recipientes en los que el medio tiene características fijas. Pero los resultados obtenidos son difíciles de interpretar en el marco de los experimentos de campo. Esto se debe a que los microorganismos pueden cambiar de profundidad en el cuerpo de agua receptor, con lo cual pueden pasar a través de regiones con diferentes valores de K_b . Este proceso es en buena medida un proceso aleatorio.

A que nos referimos con regiones con diferentes valores de K_b ? Imaginemos que aislamos un volumen de fluido en el que se encuentra la población de microorganismos considerada, manteniendo la temperatura, la salinidad, y el campo de radiación incidente. El K_b que se mediría en esas condiciones sería el K_b local que aparece en la ecuación C(1). Este experimento ideal no es accesible en la práctica, ya que las condiciones dentro del recinto que contiene al volumen escogido van a sufrir una evolución diferente de la que sufrirían en el cuerpo de agua receptor. Por esta razón la interpretación de los experimentos de campo es un asunto no trivial.

G.5) No obstante se pueden dar situaciones en las que el transporte de la población de microorganismos se produce fundamentalmente en un plano horizontal sin mezclarse significativamente en dirección vertical. En este caso cabría esperar que



la capacidad de autodepuración viniera expresada con bastante aproximación mediante un parámetro único (K_b). Uno de estos casos ocurre cuando la pluma de descarga queda atrapada en forma estable en la parte inferior de una halóclina muy marcada y se expande sobre todo en dirección horizontal, con muy escasa mezcla vertical. Esta situación se observa en el emisario subacuático de Punta Brava en condiciones estivales con vientos moderados y pasando por etapas razonablemente largas de ausencia de tormentas.

Otro caso se produce, aún en ausencia de una marcada estratificación, con la población microbiana próxima a la superficie del agua, con baja turbidez, las corrientes de marea son lo suficientemente lentas y al mismo tiempo el arrastre del viento no es significativo como para influir en los procesos de mezclado vertical que se encuentran muy debilitados. Entonces dicho mezclado se produce en escalas de tiempo mayores que las escalas características de la autodepuración en las proximidades de la superficie del cuerpo de agua receptor. Normalmente estas condiciones se producen en las aguas costeras del departamento de Montevideo en la temporada invernal, cuando la carrera de marea es mínima y con buen tiempo. Estas condiciones fueron las que se dieron aproximadamente durante la primera parte de la última campaña, pero no se mantuvieron hasta el final.

Como en muchos escenarios y al menos en parte de otros no se cumplen las condiciones establecidas más arriba, el diseño de experimentos para caracterizar la capacidad de autodepuración del cuerpo de aguas costeras en la región de Punta Lobos y regiones adyacentes, debe de tener en cuenta la existencia de un campo de parámetros que caracterizan la capacidad de autodepuración.

A partir de aquí se abren dos caminos posibles para diseño de los experimentos y el análisis de los datos.

Una vez vertido el trazador e inyectada la población de microorganismos, se comienza la toma de muestras a diferentes profundidades, midiendo a posteriori las concentraciones de trazador y de microorganismos. Una aproximación ingenua y puramente experimental sería graficar a profundidad constante el logaritmo del cociente entre la concentración de microorganismos y la concentración de trazador en la misma muestra, en función del tiempo. Después de un transitorio inicial se puede intentar aproximar la gráfica por una recta cuya pendiente puede inducir al observador a interpretarla como una medida de la capacidad de autodepuración local a la profundidad considerada. Se pueden encontrar diferencias significativas en las pendientes. En particular se las encuentra si el ajuste se efectúa basado en la suposición de que la extrapolación al origen es la misma en todos los casos para las curvas correspondientes a las distintas profundidades. Esta suposición se justifica si la población de microorganismos y de trazador se inyectan uniformemente repartidos en profundidad. Este sería el caso cuando se utiliza exitosamente el corral de Malek.

Para que una de estas pendientes se pueda considerar como característica de la capacidad de autodepuración a la profundidad correspondiente, la mezcla vertical tiene que ser despreciable como ya fuera analizado. Cuando esta condición no se cumple, como ocurrió en las primeras campañas en la región de Punta Lobos, es necesario replantear el significado de los resultados experimentales. Para ello desarrollamos el modelo de diagnóstico presentado en la parte C de este informe.



La expresión $k_n^2 \approx \frac{\int_0^H \left[E_z(z) \left(\frac{\partial Z_n(z)}{\partial z} \right)^2 + K_n(z) Z_n^2(z) \right] dz}{\int_0^H Z_n^2(z) dz}$ obtenida en el desarrollo del

modelo muestra que los coeficientes cinéticos k_n^2 dependen de los campos de difusión turbulenta vertical y de autodepuración. En particular para $n = 0$ se obtiene

la fórmula $k_0^2 = K_{0b} = \frac{1}{H} \int_0^H K_b(z) dz$. Este último coeficiente cinético es el dominante

puesto que la exponencial correspondiente domina la cinética luego de un transitorio inicial. En esas condiciones, como se estableció en la fórmula C(6) el logaritmo del cociente de concentraciones de bacterias y de trazador verifica aproximadamente:

$$\log \frac{c_b(t, x, y, z)}{c_s(t, x, y)} \approx -K_{0b}t + \log \left(\frac{N_b Z_0(z)}{M_s} \right)$$

Volviendo a construir las mismas gráficas que representan el logaritmo del cociente de concentraciones *versus* el tiempo, para una misma profundidad, y construyendo una gráfica de este tipo para cada profundidad, luego de un transitorio inicial se puede intentar ajustar una recta. Desde el punto de vista teórico cabría esperar que las pendientes de cada una de esas rectas fueran iguales a $-K_{0b}$ (si el modelo de la parte C fuera aplicable), mientras que tendrían ordenadas en el origen distintas (dependientes de la profundidad). En estas condiciones la pendiente se puede interpretar como un valor promedio de $K_b(z)$ extendido a toda la columna de agua accesible a los microorganismos y al trazador.

Las inevitables fluctuaciones aleatorias en los campos de concentraciones c_b y c_s , los diferentes errores de medición y la posibilidad de que el trazador no se reparta uniformemente en la capa de agua considerada, conducen a que esas pendientes no puedan ser iguales.

En ese caso se debe considerar K_{0b} como una variable aleatoria con una dispersión significativa.

En forma alternativa se puede proceder combinando los cocientes $\frac{c_b}{c_s}$ con pesos

adecuados, a las distintas profundidades medidas, en un mismo instante y en una misma posición, formando una gráfica combinada en función del tiempo para luego estimar K_{0b} .

Como fue sugerido y discutido durante la planificación de los experimentos de campo, la mejor alternativa es tomar una muestra en forma de columna, utilizando un caño recto vertical de un material adecuado. Esta toma en columna (técnica de Harremoes) se utilizó en la última campaña. Para poder reutilizar el tubo de muestreo se lo lavó con agua del mismo cuerpo receptor que se estuvo estudiando, pero tomada de una zona desprovista de las bacterias y el trazador. De esta forma se pueden medir valores promedio de c_b y c_s en cada punto de muestreo y en cada instante. Después se puede proceder a tratar los datos como se describió previamente.



Con una metodología análoga a la utilizada en análisis compartimental, se pueden estimar unos pocos coeficientes cinéticos adicionales (tanto para la población de microorganismos como para la población de trazador) utilizando el transitorio inicial siempre y cuando los resultados experimentales hayan sido obtenidos en experimentos bien diseñados y bien ejecutados. Si se supone un valor promedio para el coeficiente de difusión turbulenta vertical y se postula una expresión analítica para el campo $K_b(z)$ con unos pocos parámetros ajustables, estos últimos pueden estimarse a partir de los coeficientes cinéticos mencionados (una expresión como la fórmula (2) para $K_b(z)$, por ejemplo).

Analizando los datos de la forma que acabamos de describir puede establecerse que el T_{90} promedio se encuentra comprendido entre 6 y 12 horas, tomando sus valores mínimos en el escenario correspondiente a las últimas dos campañas y sus valores máximos en las dos primeras.

Debe notarse que si bien las temperaturas del aire en las dos últimas campañas eran relativamente elevadas para la época del año, la temperatura del agua no las reflejaba. Asimismo debe tenerse en cuenta la elevación máxima del Sol sobre el horizonte, que en estos meses corresponden a las mínimas anuales y que en igualdad de las demás condiciones conllevan un *minimum* de intensidad de radiación por unidad de área de la superficie superior del cuerpo de agua.

Otra variable que no fue estudiada al detalle, exceptuando las mediciones efectuadas con el disco de Secchi que tienen un carácter semicuantitativo, es la turbidez del cuerpo de agua. En una zona de transición salina como es la zona del Río de la Plata frente a Montevideo, cabe esperar variaciones significativas en este parámetro, que al aumentar reduce la profundidad de penetración de las radiaciones bactericidas. De todas formas en las primeras dos campañas se pudo observar una mayor turbidez que en las dos últimas. Es de esperar que en próximos trabajos que incluyan el resto de los escenarios frecuentes en el curso del año, se la mida en forma más precisa.



H.) Apéndices

H.1) Carta del Director Técnico de DINATEN al Director del Departamento de Higiene Ambiental de la I.M.M.



DIRECCION NACIONAL DE TECNOLOGÍA NUCLEAR

MINISTERIO DE INDUSTRIA, ENERGÍA Y MINERÍA

H.2) Propuesta de DINATEN: Estudios para el futuro emisario subacuático de Punta Lobos



Referencias bibliográficas:

- Adams, E. Y A. Baptista (1990) "Ocean Dispersión Modeling" en "The Sea" (Hannes, D. Y B. Le Méhauté Ceds), Academic Press, N.Y., Vol. 9, (pp. 865-895)
- Albaigés, J. (ed.)(1989) " Marine Pollution" Hemisphere Publ. Corp.,N.Y. (pp35-96)
- Bender, C. y S. Orzag (1999), "Advanced Mathematical Methods for Scientists and Engineers" Vol. 1, Springer, Berlin.
- Bocker, E. y R. Van Grondelle (1999) " Environmental Physics", J. Wiley, Chichester (caps 2, 4 y 5)
- Burgos, M., L. Luchini, J. Gesto, V. Benítez, S. Martínez, P. Giosa, Ph. Berne, R.Odino, R. Suarez Antola (2001), Reactor Modeling and Lumped Parameters Identification by Means of a Non-linear Optimization From Experimental Data. 22nd. IBERIAN LATIN-AMERICAN CONGRESS ON COMPUTATIONAL METHODS IN ENGINEERING, Campinas - SP
- Canter, I. (1996) "Environmental Impact Assessment", Mc Graw-Hill, N.Y. (pp189-242)
- Gameson, A. (ed.) 81974) " Discharge of Sewage from Sea Outfalls", Pergamon Press, Oxford
- Gaspar, E (ed.) (1987) " Modern Trends in Tracer Hydrology", vol. 1, CRC, Boca Raton, Fla.
- Gauthier, M. y Breittmayer, V. (1991) "La Contaminación Bacteriana del Mar", Mundo Científico, vol. 10, Nº 106, pp 1032 – 1034.
- Giese, A. (1978) "Cell Physiology", W. Saunders, Phi (caps 9 y 10)
- Gould, D. y D. Munro (1981) "Relevance of microbial mortality to outfall design" en "Coastal discharges", The Institution of Civil Engineers, Thomas Telford Ltd. Newcastle (pp 45-50).
- Guizerix, J. y otros (1992) "Guidebook on Nuclear Techniques in Industry", Technical Report Series, IAEA – Viena, Austria.
- Guzzi, R. y C. Justus (1998), "Physical Climatology for Solar and Wind Energy", World Scientific, Singapur (caps 1 y 3)
- Hollander, A. y W. Claus (1936) "The bactericidal affect of ultraviolet radiation on Escherichia Coli in liquid suspensions", J. Gen. Physiol., 19 (pp 753-765)
- Jaegger, J. (1985) "Solar U.V. actions on living cells" Greenwood Press, Wesport, Connecticut.
- Juanes de la Peña, J. (1995) "Indicadores bacteriológicos. Estudio del T₉₀" en "Jornadas sobre Proyecto, Construcción y Vigilancia de Emisarios Submarinos", CEDES, M.O.P.T., Madrid
- Käss, W. (1998), "Tracing Technique in Geohydrology" A. A.Balkema, Rotterdam, Brookfield.
- Koutitas, C. (1998) " Mathematical models in coastal engineering", Pentech Press, London.
- Mancini, J. (1978) "Numerical Estimates of Coliform Mortality Rates under Various Conditions", Journal of W.P.C.F., Vol. 50, nº 11.
- Mc Dowell, D. y B. O'Connor (1987) " Hydraulic behaviour of estuaries", Mc Millan, London.
- Metcalf y Eddy (1991) " Wastewater engineering" Mc Graw-Hill, N.Y. (cap. 17)



- Phelps, E (1944) "Stream sanitation", J. Wiley, N.Y. (pp 201-221)
- Plata, A. y otros (1993) "Estudio de la contaminación costera en la zona de Montevideo mediante técnicas de trazadores", Informe de Avance, Proyecto URU/8/007, OIEA., Viena.
- Rose, A (1978) "Chemical Microbiology" Butterworth, London (cap 3)
- Setlow, R. y E. Pollard (1962) "Molecular Biophysics", Addison Wesley, Reading, Mass (cap 9).
- Stolzenbach, K. (1976) "Heat disposal in the water surface" en "Heat disposal in the water environment", MIT Press, Cambridge, Mass.
- Suárez Antola, R., Odino, M., Malek, A., y otros (1997) "Los parámetros de la dispersión en las aguas costeras adyacentes al emisario subacuático de Punta Carretas" (Trabajo presentado al Primer Congreso de la Sección Uruguay de la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Montevideo, Uruguay).
- Suárez Antola, R. (2001) "Algunos modelos analíticos de diagnóstico para procesos de transporte en estuarios y aguas costeras", Informe realizado en el marco del convenio entre la Fac. de Ingeniería de la U.C.U. y la Dirección Nacional de Tecnología Nuclear del M.I.E.M.
- Tejero, J. y otros (1992) "Desaparición bacteriana tras el vertido de agua residual al mar mediante emisarios submarinos" Informe interno, Fundación Leonardo Torres Quevedo, Univ. de Cantabria.
- Wood, I., Bell, R. y D. Wilkinson (1993) "Ocean disposal of wastewater", Advanced Series on Ocean Engineering, vol. 8, World Scientific, Singapur.