

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

El humano, como ser vivo, tiende a buscar frecuentemente alguna forma de evaluarse, de someterse él mismo, junto con sus acciones, en alguna forma de juicio que le permita conocer lo acertado o errado de su ser y su 'quehacer'. El campo profesional no es la excepción, pues el hombre está rodeado de parámetros en los que se basa para examinar sus avances, sus conocimientos e incluso sus limitaciones, como una forma de retroalimentación funcional para sus deberes.

Desde sus inicios, la sociedad comenzó a tomar conciencia de la necesidad de medir no solamente los éxitos o los fracasos, en comparación con los demás, a comenzar a evaluarse en las afecciones hacia el ser humano mismo, tomándose en cuenta como parte de un entorno que se encuentra en un muy delicado y complejo equilibrio.

En la búsqueda de estas formas de evaluación, se han desarrollado tanto en el nivel local como en el global, esfuerzos por parte de organizaciones privadas y gubernamentales para contar cada vez con una idea más precisa de los avances, en

relación con el saneamiento del medio ambiente, de manera que muchos expertos en cada una de las disciplinas convergen en el enriquecimiento de esta tarea.

Las mediciones de las características de nuestro entorno se pueden agrupar en:

- Características físicas
- Características químicas
- Características biológicas

Tales características, gracias a los avances de la ciencia y la tecnología, se pueden medir, registrar y evaluar cada vez con mayor precisión y exactitud. Tanto las caracterizaciones físicas como las químicas se encuentran muy avanzadas, gracias a la sensibilidad alcanzada por los instrumentos de medición y análisis de compuestos; actualmente ha incrementado el interés, en el ámbito internacional, por el desarrollo de métodos para la utilización de organismos vivos como indicadores de la presencia y/o ausencia de algún contaminante específico, con lo que se enriquecerán los datos arrojados por la caracterización químico—instrumental del objeto de interés.

En el caso del medio ambiente acuático, la caracterización biológica ha sido desde sus principios fuertemente soportada por las bacterias, fungiendo éstas en el papel de “indicadoras” de la contaminación y su magnitud en el agua, constatada de acuerdo con la especie que se encontrara. En estos tiempos, los esfuerzos han ido más allá, generalizando esta práctica entre los insectos (libélulas, mosquitos, chinches, etc.),

los moluscos (caracoles, almejas, babosas, etc.), los crustáceos (cangrejos de río, pulgas de agua, etc.) y algunos vertebrados (peces, anfibios, etc.), encontrando una relación muy estrecha entre los contaminantes específicos y la presencia y/o ausencia de esos organismos.

De acuerdo con los ecólogos, un grupo de organismos de la misma especie, en un área y tiempo determinados, forman una *población* (Krebs, 1987) y, a su vez, un grupo de poblaciones forma una *comunidad* que puede ser definida, también en un área y tiempo específicos. Estas comunidades se encuentran conectadas, además de por su coexistencia, por sus redes alimenticias.

En nuestro país existen organizaciones como la Comisión Nacional del Agua, que comienzan a cristalizar estos esfuerzos por evaluar la calidad del agua a través de una visión más completa, utilizando, en complemento las cualidades físicas, químicas y biológicas. Se realiza el presente trabajo para contribuir a un enriquecimiento, a nuestro alcance, para un conocimiento más profundo de estas nuevas investigaciones, así como una ventana más de las muchas opciones con las que cuenta la Ingeniería Ambiental para el mejoramiento de la calidad de vida de los habitantes del Estado de Nuevo León y, en consecuencia, de la República Mexicana.

CAPÍTULO II

DEFINICIÓN DEL PROYECTO

Mediante el presente estudio se analizaron los parámetros ecológicos relativos a la macrofauna bentónica¹, como indicador biológico del impacto provocado por las descargas de agua residual en la cuenca del río Pesquería, realizando muestreos en zonas que se determinaron como 'control' o referencia, por su ubicación hidrológica en la cabecera de corrientes tributarias previo al paso del río Pesquería por la mancha urbana, para la posterior comparación con los datos recolectados en la desembocadura del río Pesquería, hacia el río San Juan, obteniendo de este último punto las características del escurrimiento con los efectos de las descargas del área metropolitana.

Dadas las características de los organismos bentónicos; como sus largos ciclos de vida, y la sensibilidad a diferentes cambios fisicoquímicos, se confirmó su importancia como indicadores en la caracterización de los cuerpos de agua sujetos a muestreo, dentro de la cuenca, con el fin de buscar una mejor calidad de los cuerpos de agua vinculados al riego, al consumo humano, a la protección de la vida acuática y a las funciones recreativas de nuestro Estado, mediante los diferentes sistemas de tratamiento de aguas

¹ *bentos*: organismos que habitan en el fondo de un cuerpo de agua.

residuales, en las plantas tratadoras de “agua negra” y el cumplimiento de las políticas de control de descargas, mencionada en la norma oficial mexicana NOM-ECOL-001.

Es importante visualizar la condición de la cuenca globalmente, dada la importancia que tiene como principal tributario del río San Juan y éste, a su vez, del río Bravo (Río Grande), ya que los resultados proyectarán una imagen importante de nuestras aportaciones, no sólo al estado de Nuevo León, sino también a los estados de Tamaulipas y Texas.

CAPÍTULO III

ANTECEDENTES

Metcalf (1991) menciona que dentro de la ingeniería ambiental, la práctica de la ingeniería del agua residual está envuelta en la concepción, planeación, evaluación, diseño, construcción, operación y mantenimiento de los sistemas que están necesitados de satisfacer los objetivos del manejo del agua residual. Acerca de esta evaluación, Kiely (1999) describe la importancia de estos procedimientos para la sociedad moderna. Los primeros métodos, más simples, eran puramente subjetivos (¿el agua parece limpia?, ¿huele bien?, etc.). El hecho de que el agua sea un solvente tan eficaz, capaz de contener todo tipo de sustancias, requiere métodos de evaluación más precisos. A cada parámetro químico se le asocia una norma, y el agua es químicamente analizada como medida rutinaria para garantizar que reúne los parámetros de calidad requeridos en cada uno de los procesos de consumo.

Los estudios de caracterización (Metcalf, 1991) se conducen para determinar (1) las características físicas, químicas y biológicas de los constituyentes del agua; y (2) los mejores medios para reducir la concentración de contaminantes.

El ingeniero ambiental, menciona Metcalf (1991), debe tener un conocimiento considerable de las características biológicas del agua; debe conocer, además, (1) los principales grupos de organismos encontrados en el agua superficial y residual así como aquellos responsables del tratamiento biológico, (2) los organismos encontrados en el agua residual, (3) los organismos utilizados como indicadores de la contaminación y su importancia, (4) los métodos utilizados para enumerar los organismos indicadores y (5) los métodos utilizados para evaluar la toxicidad de las aguas residuales tratadas.

Los científicos (Kiely, 1999) también han descubierto que el control biológico de los sistemas acuáticos puede ser valioso para la evaluación de la calidad del agua y la detección de contaminación. Los organismos acuáticos muestran una respuesta duradera a los episodios de contaminación intermitentes que no siempre se detectan mediante el control químico rutinario, que sólo muestran un volumen de agua relativamente pequeño, en un momento dado. También ofrecen datos sobre la calidad media del agua durante cierto período de tiempo, y pueden acumular y magnificar los niveles bajos de sustancias químicas que se sitúan más allá del punto de detección de los métodos de la química analítica, pero que sí pueden analizarse en los tejidos biológicos.

Los métodos biológicos también proporcionan información sobre el impacto de los contaminantes en la ecología del sistema, algo que los métodos químicos, si se aplican por separado, no pueden ofrecer.

Metcalf (1991), al respecto, menciona que las pruebas de toxicidad han sido usadas para: (1) evaluar la sensibilidad de las condiciones ambientales; (2) establecer las condiciones aceptables del agua receptora para los parámetros convencionales (tales como OD, pH, temperatura, salinidad, o turbidez); (3) estudiar los efectos de los parámetros de la calidad del agua en la toxicidad del agua residual; (4) evaluar la toxicidad del agua residual para una variedad de especies prueba en agua dulce, estuarina y marina; (5) establecer la sensibilidad relativa de un grupo de organismos acuáticos comunes para efluente, así como para tóxicos estándar; (6) evaluar el grado de tratamiento necesario para alcanzar los requerimientos de control de la contaminación en el agua; (7) determinar la efectividad de los métodos de tratamiento; (8) establecer las tasas permisibles de descargas en el efluente (9) determinar el cumplimiento de los estándares estatales y federales de calidad de agua y los criterios de calidad de agua asociados con NPDES, que son las siglas en Ingles para (National Pollution Discharge Elimination System) Sistema Nacional para Eliminación de Descarga de Contaminantes. De este modo, en la actualidad se utilizan tres enfoques para describir la calidad del agua:

- Medidas cuantitativas, como los parámetros fisicoquímicos del agua, de los sedimentos y de los tejidos biológicos.
- Análisis bioquímicos/biológicos (incluida la estimación de demanda bioquímica de oxígeno —DBO—, análisis de toxicidad, etc.).
- Descriptores semicuantitativos y cualitativos, que implican indicadores biológicos e inventarios de especies.

El proceso real de la evaluación de la calidad del agua (Metcalf, 1991) es una apreciación de la naturaleza fisicoquímica y biológica de ésta, en relación con la calidad natural, los efectos del hombre y los usos a los que se piensa destinar; es decir, sirve básicamente para verificar si la calidad observada en el agua es adecuada para el uso que se piensa hacer de ella. La evaluación de los sistemas de agua marinos y de agua dulce sigue una misma filosofía, aunque ya se ha publicado mucho más en torno a estos últimos, debido a su mayor importancia para la sociedad.

Existen técnicas de evaluación química ampliamente conocidas (Metcalf, 1991) y las probablemente menos conocidas técnicas de evaluación biológica; los métodos ecológicos, como parte de éstos últimos, han sido diseñados para controlar y evaluar la contaminación orgánica. La aproximación más simple consiste en buscar especies indicadoras en una muestra del hábitat acuático, donde es posible inferir de la presencia de organismos intolerantes o sensibles conocidos, que el agua es de una calidad lo suficientemente aceptable para permitir la vida acuática normal. La ausencia de estas especies y la presencia de un elevado número de organismos tolerantes conocidos indicarían que el agua está contaminada.

La afección provocada por la calidad del efluente (Willoughby, 1976) ha sido medida de distintas formas; una de ellas consiste en la evaluación de la comunidad bentónica de macroinvertebrados.

Una comunidad de macroinvertebrados, menciona Weber (1973), en un ecosistema acuático, es muy sensitiva a los cambios, de manera que sus características sirven como una útil herramienta en la detección de perturbaciones ambientales resultantes de los contaminantes introducidos.

Dada la limitada movilidad de los organismos bentónicos (Weber, 1973), y su relativo largo período de vida, sus características son una función de las condiciones presentes durante el pasado reciente, incluyendo reacciones a desechos descargados infrecuentemente, que podrían ser difíciles de detectar por muestreo químico periódico.

Diferentes autores, entre ellos Lenat (1980) y Krebs (1985) mencionan una gran variedad de procedimientos utilizados y desarrollados para evaluar comunidades bentónicas, incluyendo el sistema saprobio, organismos indicadores, comunidades indicadoras, métodos de estación de referencia, índices de diversidad e índices bióticos. Para Morse¹ (1980) el uso de invertebrados bentónicos en la evaluación de la calidad del agua superficial es una de las herramientas más valiosas para el monitoreo de ecosistemas acuáticos.

¹ . Morse, John C. *Research Suggestions- Benthic Invertebrates as Biological Indicators*. En Worf, D. L. 1980.

Algunos registros de los primeros intentos por utilizar la comunidad bentónica para indicar la magnitud y la causa probable del estrés ambiental datan de 1909, según menciona Lenat² (1980), donde se buscaba proveer información de la calidad de agua, en el trabajo de Kolkowitz y Marrson con su “Sistema saprobio”.

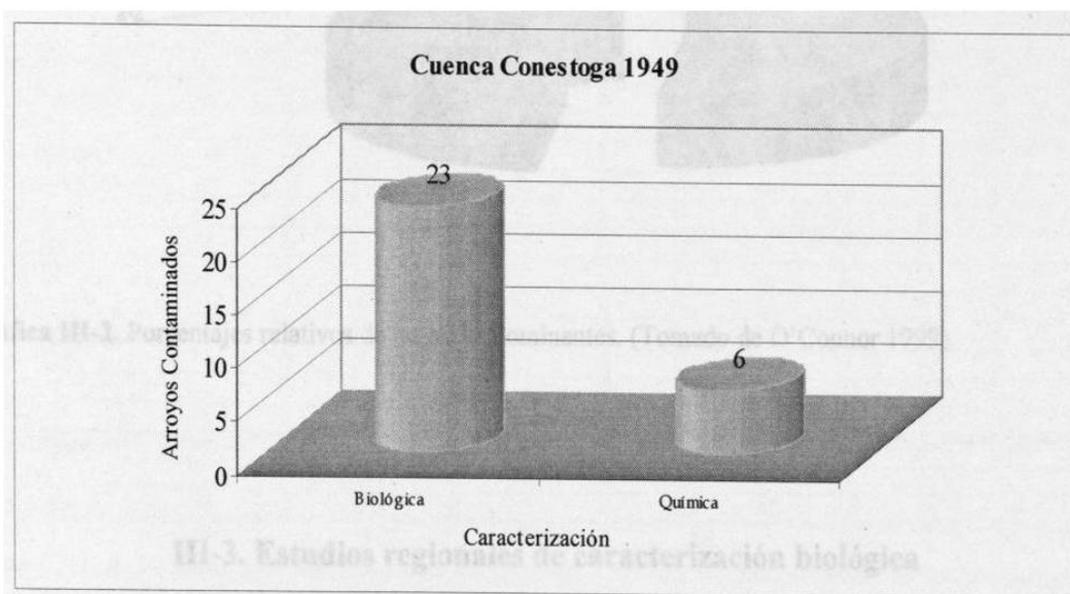
Morse (1980) señala la superioridad de estas técnicas sobre las que se basan únicamente en datos fisicoquímicos; pues éstas (las basadas en bioindicadores) miden los efectos biológicos de los contaminantes críticos del pasado y en el corto plazo, combinados, en lugar de sólo medir las características del agua en el momento del muestreo.

Moss (1980) menciona que una comparación simple entre comunidades bentónicas litorales y profundas de invertebrados, registradas en los picos de su desarrollo, en el mismo lago, indica la pobre diversidad de la comunidad litoral, con relación a la profunda. Moss menciona el caso del lago Esrom, en Dinamarca, donde en su litoral, al rededor de 2 m de profundidad, se pueden encontrar cerca de 40 especies. Mientras que en las zonas profundas, aproximadamente 20 m, sólo se encontraron 5 especies. El bentos profundo, viviendo en un hábitat estructuralmente menos complejo, cuenta con una diversidad reducida, pero no tiene necesariamente una baja productividad, pues su fuente de alimento puede ser copiosa. Las larvas de mosquitos (Borror, 1976) frecuentemente son muy abundantes y son un constituyente importante para muchos peces de agua dulce y otros animales acuáticos.

²Lenat, et al. *Use of Bentic Macroinvertebrates as Indicators of Environmental Quality*. En Worf, 1980.

III-2. Utilización de la caracterización biológica.

Lenat (1980) menciona un estudio realizado por Patrick en 1949, en la cuenca Conestoga, donde utilizó muestreo tanto químico como biológico. De tal análisis (Gráfica III-1), veintitrés arroyos se consideraron contaminados, de acuerdo con los datos biológicos, mientras que 6 de estos arroyos no mostraron indicios de contaminación química.

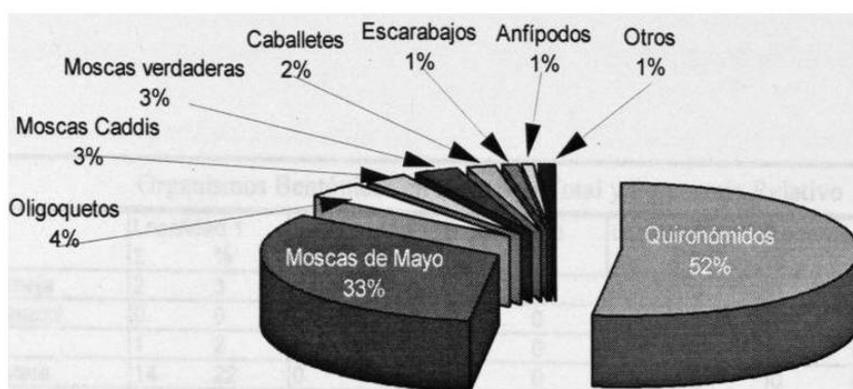


Gráfica. III-1. Representación de los arroyos de la cuenca Conestoga que pudieron ser determinados como contaminados, apoyándose en la caracterización fisicoquímica y biológica (basado en Lenat, 1980).

De los principales focos contaminantes (INEGI, 1986) en segundo lugar, en orden de importancia, se encuentra la población. Estos núcleos se localizan en las principales ciudades de Nuevo León y llegan al San Juan por medio de escurrimientos.

O'Connor (1999) menciona que partiendo del hecho de que la salud de los arroyos es indicada, en parte, por su diversidad, el número total de taxas observadas puede incrementarse consistentemente, mejorando la calidad del agua.

En la gráfica III-2 se presenta una visión general de la población de macroinvertebrados en un grupo de arroyos del medio oeste de los E. U. A.



Gráfica III-2. Porcentajes relativos de las taxas dominantes. (Tomado de O'Connor 1999).

III-3. Estudios regionales de caracterización biológica

Valdés (1998) reporta un censo preliminar de la fauna bentónica en el arroyo Mireles, para evaluar el efecto de diferentes descargas que se vierten en tal escurrimiento, de ahí reporta una diversidad máxima, antes de las descargas (control) y una progresiva recuperación, conforme los puntos de muestreo se alejan de las mismas (tabla III-1). Localidades de muestreo:

- Dos kilómetros río arriba del effluente de la PTAR Allende. Control.
- Quince metros río abajo del effluente de la PTAR.
- Un kilómetro río abajo de la PTAR, escurrimiento de enzimóloga productora de *aspartame*.
- Seis kilómetros río abajo de enzimóloga, drenaje de granja avícola.
- Seis kilómetros río abajo de granja avícola, drenaje de granja de cerdos intermitente.
- Cuatro kilómetros río abajo de granja de cerdos, 200 m previa unión con el Arroyo Lazarillos.

| Organismos Bentónicos en Recuento Total y Porcentaje Relativo | | | | | | | | | | | | |
|---|-------------|----|-------------|----|-----------------|----|-------------|----|-------------|----|-------------|----|
| Organismo | Localidad 1 | | Localidad 2 | | Localidad 3 | | Localidad 4 | | Localidad 5 | | Localidad 6 | |
| | Σ | % | Σ | % | Σ | % | Σ | % | Σ | % | Σ | % |
| Molusco Almeja | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Molusco Caracol | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Crustáceos | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 |
| Ephemeroptera | 14 | 22 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 3 |
| Coleóptero Plathipus | 17 | 27 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Amphineura | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Trichoptera | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Odonatos | 3 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 18 | 7 |
| Platipus | 17 | 27 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Amphineura | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Libellulidae | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 3 |
| Diptera | 0 | 0 | 11 | 11 | >500 | 50 | 0 | 0 | 67 | 8 | 158 | 63 |
| Culicidae | 0 | 0 | 0 | 0 | >500 | 50 | 86 | 74 | 15 | 2 | 0 | 0 |
| Chironomidae | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 684 | 83 | 43 | 17 |
| Tipulidos | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Tubificidae | 0 | 0 | 89 | 89 | 0 | 0 | 27 | 23 | 60 | 7 | 13 | 5 |
| TOTAL | 64 | | 100 | | >1000 | | 116 | | 829 | | 249 | |

Tabla III-1. Relación de presencia/ausencia de organismos en las distintas localidades observadas para el arroyo Mireles, Allende, Nuevo León (tomado de Valdés, 1998).

Ramírez (2000) al realizar una evaluación de la calidad del agua del Río Salinas, basándose en diversidad y riqueza, concluyó que la proporción de ejemplares de Ephemeropteros y Dípteros se ve afectada directamente por la descarga de drenaje doméstico.

Aunque Garza Treviño (1990) no precisa especies, debido a la dificultad de la identificación en el bolo alimenticio, reporta la presencia de abundantes larvas de libélulas en el estómago de la tortuga *Apalone spinifera emori* en el río Pesquería. Mientras que Contreras Arqueta (1991) reporta las siguientes especies de gasterópodos:

Cochliopina riograndensis

Physa (Haitia) mexicana

Cochliopina sp

Biomphalaria havanensis

Pyrgophorus spinosus

Planorbella (Pierosoma) trivolvis

Fossaria (Bekerilymnaea) cubensis

Gundlachia radiata

En el estudio realizado por Ruiseco (1995) se reporta la presencia del Oligoqueto *Dero nivea* para el cauce del río Pesquería.

III-4. Métodos de muestreo y manejo de la muestra.

Merrit (1996) sugiere la utilización de la draga Ponar (AWWA, 1991; Weber, 1985), entre otros dispositivos, para la toma de muestras de bentos en hábitats lóticos, esto es, de ríos, así como para zonas litorales, sin vegetación, de lagos. La AWWA (1991) propone, para la toma de muestras de una manera acertada, comenzar un muestreo seriado desde los puntos más bajos de la corriente descendente, continuando hacia arriba, para evitar los trastornos inducidos

por la propia toma de muestras. Al mismo tiempo, promueve a la toma de muestras para análisis físico y químico cerca de las estaciones de toma de muestras biológicas.

Para reducir el tamaño de la muestra (Weber, 1973; Merrit, 1996) y agilizar su procesado, debe eliminarse el material orgánico fino, azolve, fango y arena fina. Estos finos se pueden eliminar haciendo pasar la muestra a través un tamiz U. S. Standard no. 30. Se recomienda el cribado de la muestra inmediatamente después de coleccionar la muestra, mientras los organismos capturados se encuentran vivos, ya que muchos organismos, al fijarlos, tienden a la fragilidad.

Aunque el formaldehído fue ampliamente utilizado en el pasado (Merrit, 1996), en la actualidad ha sido usualmente sustituido por el etanol. Para la preservación de la muestra, frecuentemente es recomendado el etanol al 95%; para la preservación de especímenes, es recomendado el etanol al 70-80%.

Las laminillas preparadas para la identificación pueden ser montadas temporalmente con agua (Merrit, 1996). Frecuentemente (Pennak, 1978) es necesario hacer preparaciones permanentes de la cabeza (de los quironómidos) para una identificación más propia. Se coloca la cápsula cefálica el cuerpo completo en KOH al 5 o al 10% y se calienta suavemente, hasta que los tejidos blandos se disuelvan y la cápsula esté transparentada. Se enjuaga en ácido acético y luego, dos veces, en agua. Tanto Merrit (1996) como Pennak (1978) sugieren el montaje en glicerina gel, Euparal y el Bálsamo de Canadá.

III-5. Modelos estadísticos.

O'Connor (1999) propone, como modelo básico, la medición de la 'riqueza taxonómica' o el número total de taxas existentes. Willoughby (1976) y Lenat (1980) hacen referencia a la frecuente utilización de los índices de diversidad (*Shannon-Weiner*) e índices bióticos (*Beck*), en el análisis de la fauna bentónica de macroinvertebrados.

Como lo menciona Krebs (1986), la función de Shannon-Weiner combina dos componentes de la diversidad: 1) el número de especies, y 2) la igualdad o desigualdad de la distribución de individuos en las diversas especies.

El cálculo de los índices de diversidad, una técnica frecuentemente criticada pero ampliamente utilizada aún en estudios de comunidades de insectos acuáticos, puede resultar en subestimados significativos, cuando la identificación al nivel de género —o familia—, más que aquellas hechas en el nivel de especie, que son utilizadas o aplicadas de modo irregular a las diferentes taxas superiores (Rosh, 1979b).

El tamaño de la muestra (Merrit, 1988) concierne a estudios en que un estimado de la densidad de población es el objetivo; sin embargo, muchos programas de muestreo se

relacionan con la determinación de si existe o no un cambio en una población, o un cambio entre dos poblaciones.

El número de muestras (n) se basa comúnmente en la tradición (Merritt, 1988); esta n está en función de:

- el tamaño de la media,
- el grado de agregación exhibido por la población y
- la precisión deseada de la media estimada.

La composición de unidades de muestra (muestras compuestas) de sitios puede usarse cuando el objetivo es determinar si dos o más sitios son diferentes (por ejemplo, distinguir corriente 'A' de un sitio 'B' debajo de la fuente, o cambios en un sitio en la corriente antes y después de un disturbio).

Sandoval y Molina Astudillo (Lanza Espino, 1999) mencionan que dentro del estudio de los insectos acuáticos, uno de los objetivos más importantes es el de su uso como indicadores de perturbación en los ecosistemas acuáticos de agua dulce, si se consideran en un sistema de monitoreo biológico. Dicho planteamiento está basado en una serie de características que les permite ubicarse por encima de otros grupos biológicos de igual importancia (Rosemberg y Resh, 1993), ya que los insectos acuáticos se encuentran en casi todos los hábitats posibles, por lo que son afectados en distintos niveles y estratos del sistema.

Por otra parte, varias especies presentan un intervalo amplio de respuesta a la contaminación, y por sus hábitos sedentarios (en relación con otros taxa) y ciclos de vida relativamente largos, permiten establecer consideraciones del estado de salud de un cuerpo de agua en el tiempo y en el espacio. Los insectos acuáticos se pueden utilizar a distintas escalas, dentro del monitoreo biológico que, de acuerdo con el tipo de análisis, permite llegar a conclusiones que establezcan los destinos y usos del agua. De esta forma, se plantean estudios de especies monitores y centinelas con respuesta, desde el punto de vista bioquímico y fisiológico, a sustancias tóxicas como plaguicidas, que llegan a alterar el metabolismo de los individuos afectando su sistema respiratorio, y en otros casos, llegando a bioacumular metales pesados en sus tejidos; mientras que el análisis dentro del ámbito morfológico se expresa por malformaciones en sus estructuras, como consecuencia a la exposición continua de dichas sustancias tóxicas.

Sin embargo, Sandoval (1999)³ opina que se requiere un grado avanzado en el conocimiento de biología de las especies para el manejo adecuado de los organismos que, aunado al elevado costo en la aplicación de dichos proyectos, los hace poco prácticos para fines de una rápida evaluación de la calidad del agua.

Por otro lado, los estudios en el nivel de comunidad permiten establecer diagnósticos tempranos y económicos en dicha evaluación. Este concepto está basado en el hecho de esperar una alta diversidad en un ecosistema acuático sin perturbación, por lo que este análisis se estructura con base en la riqueza de taxa, los índices de diversidad,

³ En Lanza Espino, 1999.

los índices bióticos, los índices de similitud y los análisis en los grupos funcionales alimenticios. También se pretende, de esta manera, encontrar o seleccionar las especies indicadoras para aplicar un monitoreo permanente que permita conocer los cambios paulatinos en la recuperación o deterioro de un cuerpo de agua, dada la presencia, ausencia y cambios en la abundancia numérica de estas especies.

En la búsqueda de la selección de especies indicadoras se debe tomar en cuenta la gran diversidad de insectos acuáticos en México, por lo que se deben considerar los criterios de nivel regional, o bien, por provincias geográficas. Esta revisión (Lanza Espino, 1999) tiene como objetivo la propuesta de algunos métodos para la evaluación de la calidad del agua, así como también ser una guía de campo y laboratorio en el reconocimiento de los géneros de insectos acuáticos que viven en nuestro país. En la recopilación de Lanza Espino (1999) se agruparon de acuerdo con el grado de tolerancia a la contaminación, teniendo de esta manera taxas tolerantes, facultativos e intolerantes. Asimismo, los datos presentados sobre la distribución y biología de las especies están basados en los trabajos taxonómicos y ecológicos de especialistas nacionales y extranjeros.

Los oligoquetos náididos y sanguijuelas (Klemm, 1982) no han sido utilizadas en calidad del agua tan extensivamente como los tubificidos, pero sus requerimientos han sido documentados en estudios ecológicos y muchos son indicadores ambientales efectivos. Rodríguez Morán (1991), al hablar de los oligoquetos, menciona qué especies

de oligoquetos han sido utilizadas en evaluaciones de ambientes acuáticos, como indicadores biológicos de la contaminación.

La composición y abundancia de especies (Klemm, 1982) de animales bentónicos se usan comúnmente para demostrar los efectos de la contaminación en la integridad biológica de aguas superficiales (aguas excluyentes de las subterráneas) y cambios en la comunidad biótica resultantes de las actividades destructivas de los humanos. Para percibir los requerimientos de la calidad del agua y la tolerancia a los contaminantes de los organismos acuáticos, los animales deben ser identificados por su especie.

III-6. El área de estudio.

En el estado de Nuevo León (INEGI, 1986) quedan inscritas parte de las siguientes regiones hidrológicas: Río Bravo (N° 24), que corresponde a la región centro-norte; San Fernando-Soto La Marina (N°25), en la parte este-sureste; y El Salado (N° 37), en la porción sur suroeste del estado.

La importancia de tener una imagen más real del escurrimiento ha llevado a dividir el río bravo en varias cuencas. En el estado de Nuevo León penetran parte de cinco de ellas. La mayor parte de la cuenca Río Bravo—San Juan (24B), 19 804.911 km², queda dentro del estado, por lo que su estudio es muy importante para la entidad.

Una de las corrientes principales es el río San Juan, segundo afluente de importancia del Bravo; tiene como subcuencas intermedias:

| | |
|-----------------------------|-----------------------|
| Presa Marte R. Gómez (24BA) | Río San Miguel (24BE) |
| Río San Juan (24BB) | Río Monterrey (24BF) |
| Río Pesquería (24BC) | Río Ramos (24BG) |
| Río Salinas (24 BD) | y Río Pílon (24BJ) |

El mayor de los afluentes del San Juan es el Pesquería. Dada la importancia que tiene en el estado de Nuevo León se realizaron estudios para determinar el grado de contaminación de sus aguas; los resultados indican que el problema es de primer orden y que requiere control inmediato. A continuación se listan las corrientes que alimentan al río San Juan en orden de prioridad por carga orgánica.

| Corriente | Localización | Carga orgánica (DBO) |
|----------------------|-----------------------|----------------------|
| 1 Arroyo Topo Chico | Col. Las Puentes | 147.0 |
| 2 Arroyo Talavera | P. Dulces Nombres | 106.0 |
| 3 Río Santa Catarina | Monterrey | 21.5 |
| 4 Río La Silla | Col. Los Lermas | 8.8 |
| 5 Río Pesquería | P. Escobedo | 5.6 |
| 6 Arroyo Ayancual | Carretera Los Ramones | 12.0 |
| 7 Río Santa Catarina | Cadereyta | 5.4 |
| 8 Río Pesquería | Los Herreras | 5.2 |
| 9 Río Pesquería | La Arena | 4.2 |
| 10 Río Pesquería | Los Ramones | 4.2 |
| 11 Río Salinas | Ciénega de Flores | 4.1 |
| 12 Río San Juan | P. Los Aldamas | 3.4 |
| 13 Río San Juan | P. China | 2.3 |
| 14 Canal Rode | Presa Marte R. Gómez | 2.2 |
| 15 Río Pesquería | Villa de García | 1.8 |
| 16 Río San Juan | P. El Porvenir | 1.8 |
| 17 Río San Juan | P. San Juan | 1.4 |

Tabla. III-2. Importancia de los principales escurrimientos de la cuenca San Juan, de acuerdo a su carga orgánica en DBO5 (INEGI, 1986).

CAPÍTULO IV

OBJETIVO GENERAL

Proponer un método para evaluar la calidad del agua del Río Pesquería, como fuente de recursos hidrológicos, midiendo el efecto de las descargas del agua residual del área metropolitana de Monterrey sobre la diversidad de especies en la macrofauna bentónica; desde la cabecera analizando sobre dos corrientes tributarias (Salinas y Topo Chico) hasta el final del cauce, en la corriente principal del Río Pesquería, antes de su descarga en el Río San Juan.

CAPÍTULO V

HIPÓTESIS.

La utilización de los organismos bentónicos como indicadores, para evaluar la calidad del agua del Río Pesquería y los efectos de las descargas de aguas residuales, puede resultar una alternativa adecuada y conveniente para simplificar esa actividad obligatoria de acuerdo a la NOM-ECOL-001.

CAPÍTULO VI

MATERIAL Y MÉTODO.

VI-1. Ubicación del Área de Estudio

El Río Pesquería (RH 24BC) es uno de los principales tributarios del Río San Juan, queda inscrito, por tanto (INEGI, 1986), a la región hidrológica del Río Bravo (N° 24), nace en el estado de Coahuila y atraviesa casi totalmente el estado de Nuevo León, desde el Municipio de García, hasta el Municipio de Doctor Coss, donde finalmente se une con el Río San Juan; durante su recorrido a través del estado, es alimentado, entre otros escurrimientos, por el río Salinas y Doctor González, por el norte, así como por los arroyos Topo Chico y Ayancual, por el lado sur. De estas vertientes se eligieron el Topo Chico y el Salinas, en su cabecera, como muestras control, mismas que se utilizaron para comparar lo colectado al desembocar el Río Pesquería en el San Juan, de manera que se pudiera obtener un punto de comparación entre las localidades con buena calidad de agua, por ser cabecera (Topo Chico y Salinas), y la localidad a tratar (Río Pesquería) posterior a su paso por la mancha urbana de Monterrey, capital del Estado.

De esta manera, las tres localidades se ubican como se esquematiza en la tabla VI-1 y se presenta en la figura VI-1.

| Número | Localidad | | Coordenadas | |
|--------|--------------|-------------------|----------------|-----------------|
| 1 | Topo Chico | Control (Testigo) | N 25° 44' 355" | W 100° 19' 581" |
| 2 | Salinas | Control (Testigo) | N 25° 56' 550" | W 100° 24' 249" |
| 3 | Los Herreras | Tratamiento | N 25° 54' 320" | W 99° 21' 780" |

Tabla VI-1. Ubicación geográfica de las localidades de muestreo, según coordenadas registradas con GPS.

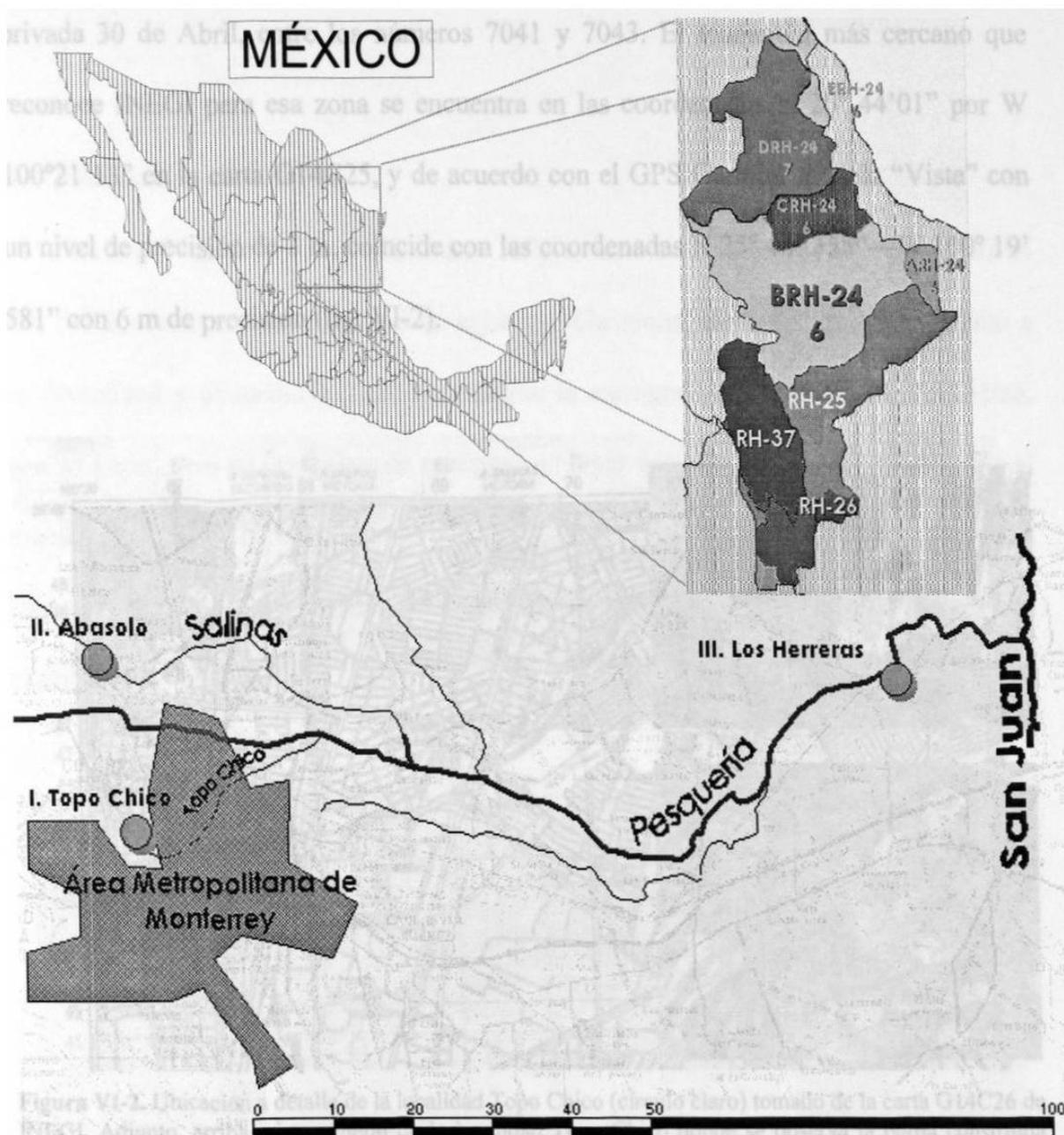


Figura VI-1. Área de estudio (escala en kilómetros), con la ubicación de las regiones hidrológicas más importantes del estado de Nuevo León, destacando Río Bravo-San Juan como BRH-24. En romanos las localidades de muestreo.

V-1.1 Topo Chico.

La localidad de muestreo ubicada en el ojo de agua del arroyo Topo Chico (I), es uno de los diferentes manantiales que alimentan a este arroyo, ubicado en el municipio de Monterrey, al norte de la mancha urbana, para desembocar finalmente en el Río Pesquería, en el municipio de Apodaca. El sitio se encuentra localizado en la colonia Topo Chico, perteneciente al Área Metropolitana de Monterrey, 8 m al poniente de la privada 30 de Abril, entre los números 7041 y 7043. El manantial más cercano que reconoce INEGI para esa zona se encuentra en las coordenadas N 25° 44'01" por W 100°21'13" en la carta G14C25, y de acuerdo con el GPS Garmin, modelo "Vista" con un nivel de precisión de 3 m, coincide con las coordenadas N 25° 44' 35"—W 100° 19' 581" con 6 m de precisión (fig. VI-2).

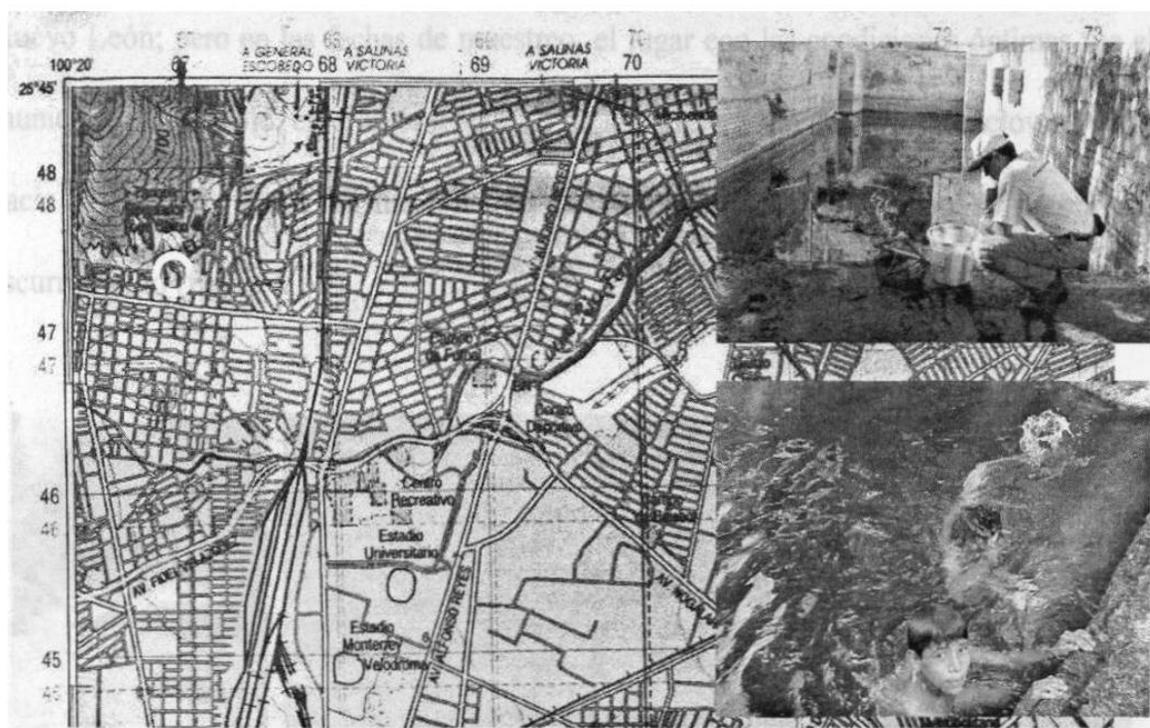


Figura VI-2. Ubicación a detalle de la localidad Topo Chico (círculo claro) tomado de la carta G14C26 de INEGI. Adjunto, arriba, vista general de la localidad Topo Chico donde se observa la barda construida alrededor y el 'vertedor' hacia el lado sur de esta pila; abajo, vecinos de la localidad mostrando la profundidad del estanque.

Los vecinos de la colonia reconocen el lugar como el 'Ojito de Agua', utilizándolo frecuentemente como balneario y zona de pesca por las 'mojarras', cangrejos de río y demás organismos presentes en el estanque. Los vecinos del lugar comentan que al ojo de agua se le construyó una barda por parte de unos colonos, esto fue con el fin de protegerlo. La construcción le da una profundidad mínima al manantial de 1.43 m, mientras que la profundidad máxima no se alcanzó con la draga, utilizando un cordel de 5 m.

V-1.2 Abasolo.

La localidad de Abasolo (II), busca reflejar las condiciones de 'cabecera' para el Río Salinas (esto es, mejor calidad de agua y poblaciones más equilibradas en cuanto a su diversidad y abundancia), que nace según la cartografía en el municipio de Mina, Nuevo León; pero en las fechas de muestreo, el lugar con las condiciones óptimas fue el municipio de Abasolo, en el kilómetro 22.6 de la carretera Monterrey—Monclova, 300 m hacia el noroeste de la misma, ya que en el municipio de Mina no se presentaba escurrimiento (figura VI-3).



Figura VI-3. Ilustración de la nula afluencia del Río Salinas en el municipio de Mina N. L.

El muestreo se llevó a cabo a la altura del puente del Río Salinas, siguiendo el borde del mismo, 300 m hacia el noroeste; esto es, aguas arriba (figura VI-4). El GPS registró para este punto, N 25° 56' 550"—W 100° 24' 249". En la carta topográfica G14C15 se ubica en las coordenadas N 25° 56' 550"—W 100° 24' 249".

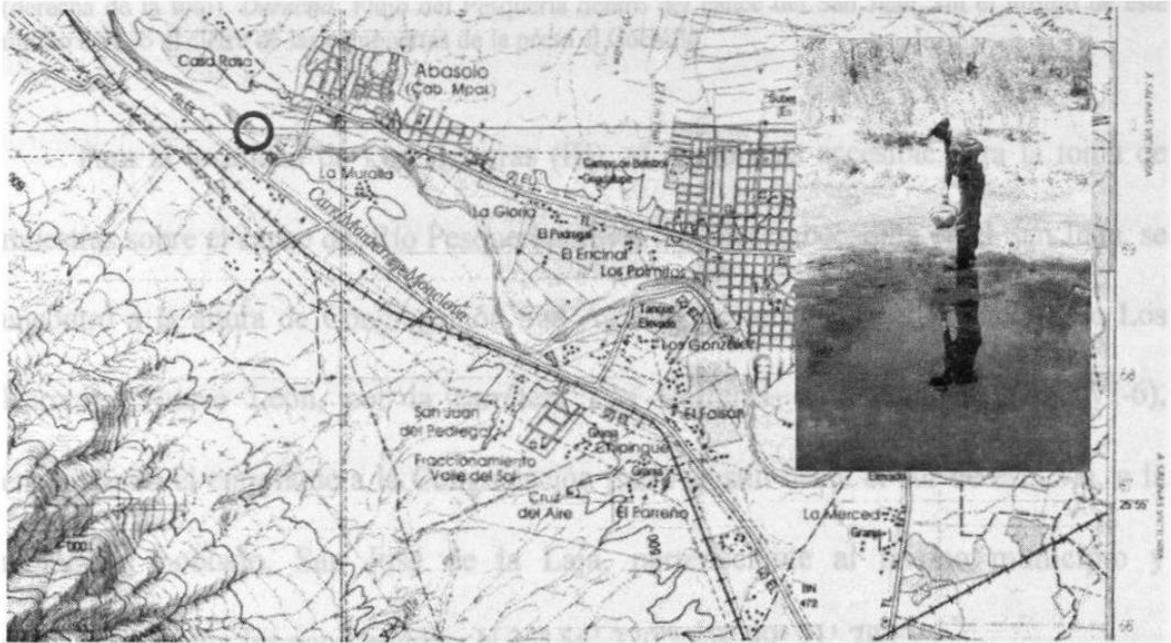


Figura VI-4. Ubicación a detalle de la localidad Abasolo (círculo obscuro) tomado de la carta G14C15 de INEGI. Adjunto, arriba, vista de la localidad Abasolo donde se alcanza a apreciar la profundidad del escurrimiento.

V-1.3 Los Herreras.

La elección de este punto se debió a que la zona más cercana a las adjuntas Pesquería—San Juan, presentaba grandes dificultades para el acceso, además de la falta de flujo en el cauce del Río San Juan, ocasionada por el cierre de las compuertas de la presa El Cuchillo, provocando condiciones de estancamiento de agua en esta zona (fig. VI-5).



Figura VI-5. *Izquierda:* Cauce del Río San Juan, con encharcamientos aislados y zonas de fango. *Centro:* Vista con detalle del arribo de las aguas del Pesquería hacia el San Juan con la pendiente hacia el norte (derecha de la foto). *Derecha:* Flujo del Pesquería dentro del cauce del San Juan, sin el influjo de éste último debido al cierre de las compuertas de la presa el Cuchillo.

Para la localidad de Los Herreras (III), el punto más accesible para la toma de muestras sobre el cauce del Río Pesquería previo a su desembocadura en el San Juan, se encontró a la altura de Congregación San Agustín, perteneciente al municipio de Los Herreras, Nuevo León, por la carretera Los Herreras—Los Aldamas (fig. VI-6), encontrando el entronque a la Congregación San Agustín hacia el sur de esta vía, a la altura del poblado, San José de la Laja, perteneciente al mismo municipio y coincidiendo con las coordenadas: N 25° 54' 320"—W 99° 21' 780".

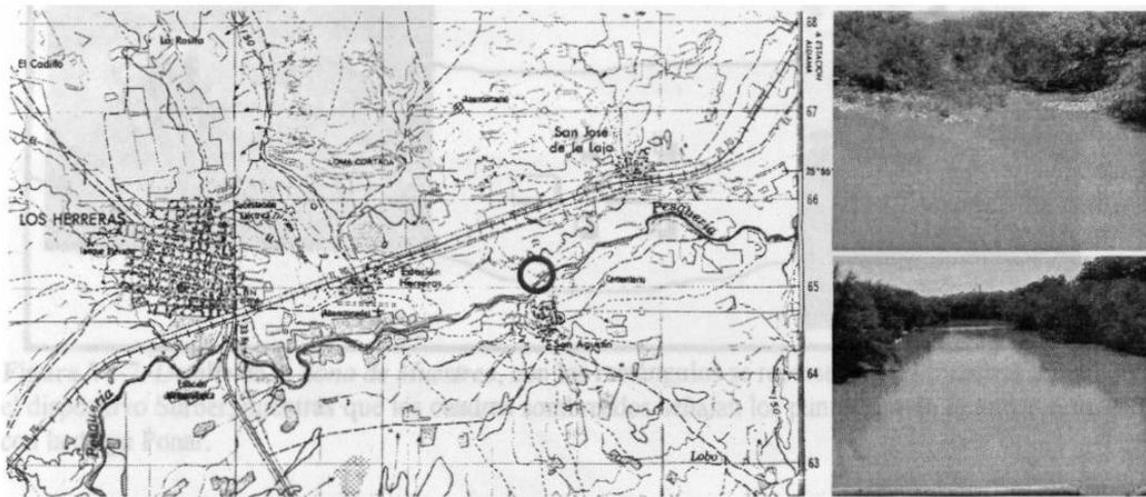


Figura VI-6. Ubicación, en detalle, de la localidad: Los Herreras (círculo obscuro) de la carta G14C18 de INEGI. Adjunto, Río Pesquería visto desde el puente que une San Agustín con el camino San José de la Laja - Los Herreras, arriba Oriente, abajo Poniente.

V-2. Manejo de muestras.

Dentro de cada una de las localidades se tomaron cuatro muestras, distribuidas como se presenta en el 'Detalle de Zona de Muestreo' (Figura VI-7) buscando satisfacer la significancia estadística de las muestras recolectadas. En cada uno de los puntos se tomó una porción del fondo (bentos) del cuerpo de agua, con una *Pala Ponar* y/o el dispositivo de *Surber* para los substratos rocosos (*Standard Methods*, 1992), cubriendo una área de 20 X 20 cm y la profundidad que permite la roca; en los substratos rocosos el muestreo se realizó 'barriendo' medio metro cuadrado (0.5 m^2) anterior al dispositivo (Surber) con respecto a la corriente, con lo que se consiguió capturar los organismos presentes entre las rocas y/o plantas, lavándolos con la misma corriente hacia la boca del dispositivo.

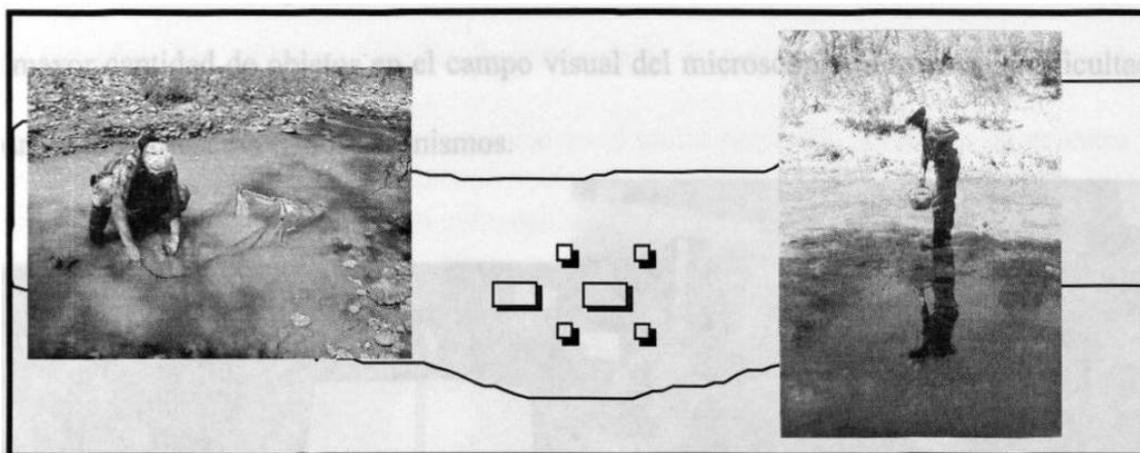


Figura VI-7. Detalle de la *Zona de Muestreo*, con los rectángulos se representan las muestras tomadas con el dispositivo Surber, mientras que los cuadros sombreados señalan los puntos donde se tomaron muestras con la draga Ponar.

Las muestras con los organismos se vertieron en bolsas de plástico de 25 X 18 cm (fig. VI-8.a), en donde se agregaba el formol al 5% como fijador, manteniéndolos allí durante 24 h, posteriormente, en el laboratorio, se lavaron en agua corriente (fig. VI-

8.b), al mismo tiempo se tamizaron utilizando cribas “U. S. Standard Sieve Series” con una luz de malla de 149 μm (149 micras ó 0.0059 pulgadas), almacenándose en alcohol etílico al 95% (Merrit, 1996) para su preservación.



Figura VI-8. a) Izquierda, vertido en bolsas; b) centro, lavado y cribado de muestras; c) derecha, preservación en alcohol al 95%.

Una vez en alcohol, las muestras se vertieron en charolas de vidrio de 30 X 20 cm para ser observadas y separadas según su morfología, bajo el microscopio de disección (fig. VI-9). Con esta selección se eliminó la arena fina y el debris que pudo haber pasado la criba, facilitando, a partir de este procedimiento, el manejo de los organismos, ya que a mayor cantidad de objetos en el campo visual del microscopio, mayor es la dificultad para la identificación de los organismos.

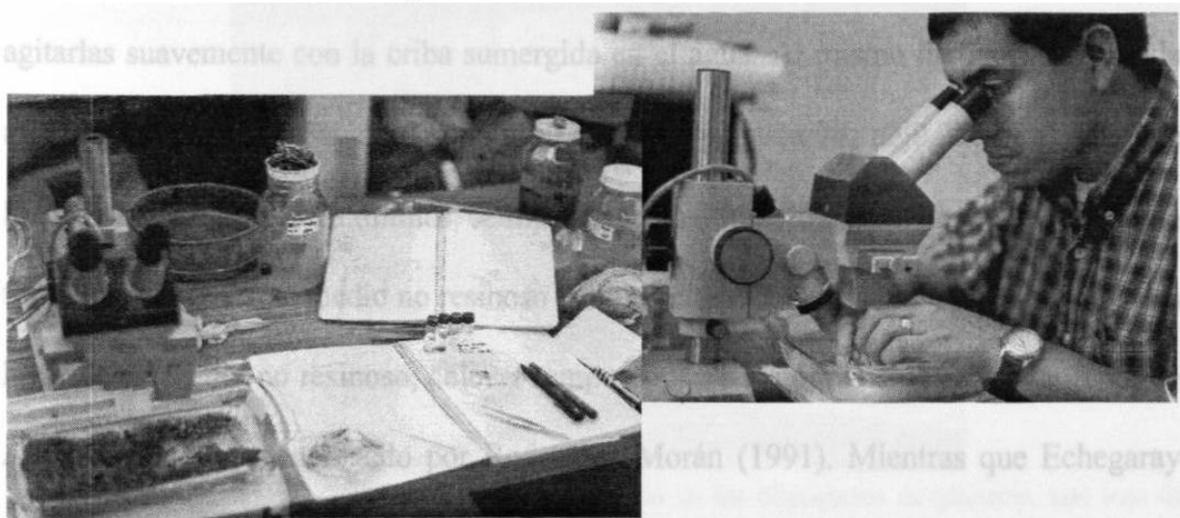


Figura VI-9. Separación de organismos con la ayuda del material de disección: microscopio estereoscópico, palanganas traslúcidas, agujas, pinzas, frascos y alcohol.

La identificación se llevó a cabo utilizando como herramientas:

- Microscopio compuesto Carl Zeiss, con objetivos de 10x, 40x y 100x.
- Microscopio estereoscópico de disección Carl Zeiss, con objetivos de 2x y 4.5x,
- Cajas petri.
- Agujas de disección.
- Frascos con etanol al 95%.
- Frascos viales de 1.15 mL para ordenar organismos según taxa y muestra.
- Portaobjetos y cubreobjetos para la preparación de laminillas.
- Bibliografía especializada para identificación de invertebrados de agua dulce (Merritt & Cummins, Pennak, Thorp, Novelo—Gutiérrez).

Klemm (1982) menciona que, idealmente, las muestras con oligoquetos no deben ser cribadas. Sin embargo, resulta frecuentemente impráctico abstenerse de lavar las muestras, de manera que se sugiere colocar en el tamiz pequeñas porciones de muestra y agitarlas suavemente con la criba sumergida en el agua. Al mismo tiempo, recomienda utilizar el tamiz U. S. Standard no. 60 (60 hilos por pulgada, luz de 0.250 mm). Durante la preparación de las laminillas semipermanentes sugiere pasar directamente de la formalina al 10% a un medio no resinoso con un aclarador (*Aquamount* o CMC-10) o en lugar de un medio no resinoso, colocar temporalmente los organismos en Lactofenol de Amman, también mencionado por Rodríguez Morán (1991). Mientras que Echegaray Treviño (1991) prefiere el montaje permanente directamente de alcohol 70% a Bálsamo de Canadá.

Guajardo Martínez¹ (2002) sugiere tratar a los oligoquetos según el método utilizado para transparentar nemátodos detallado por Peña Rivera (1983), donde se infiltran los organismos en glicerina. Esto es, los nemátodos (o en este caso los oligoquetos) se pasan a una mixtura de alcohol glicerol que está constituida por, 1.5% de glicerina (3 mL de glicerina, 50 mL de etanol y 147 mL de agua destilada) tanto el agua como el alcohol se evaporan en un período de 2-4 semanas, tiempo en el cual deben permanecer en una desecadora con cloruro de calcio, al término del cual los nemátodos quedarán incluidos en la glicerina pura. Los nemátodos, una vez transparentados, son montados en la misma glicerina y ésta debe ser sellada; el sellado puede ser con esmalte transparente. La diferencia con lo sugerido es la proporción de los ingredientes, pues en este caso se colocaron los organismos en un 15% de glicerina con una previa adición de rosa de Bengala, para teñir el aparato reproductor (Araico Barturen, 1991) y 85% de alcohol etílico, con el fin de acelerar el proceso de evaporación del alcohol, expuestos en una atmósfera hermética al cloruro de calcio anhidro.

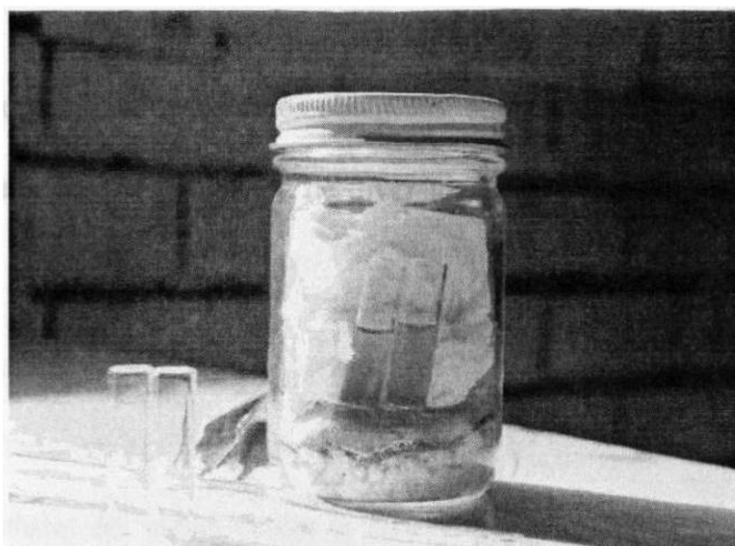


Figura VI-10. Desecadora habilitada para la preparación de los oligoquetos en glicerina, con rosa de bengala dentro de los viales de 1.15 mL.

¹ M. C. Gerardo Guajardo M. 2002. Comunicación personal. Jefe de Laboratorio de Zoología de Invertebrados No—Artrópodos, F. C. B., U. A. N. L.

Los organismos colectados se depositaron, según sus taxas (fig. VI-11), en las colecciones pertinentes de la Facultad de Ciencias Biológicas, de la Universidad Autónoma de Nuevo León, con el fin de que sirvan de precedente para estudios posteriores.

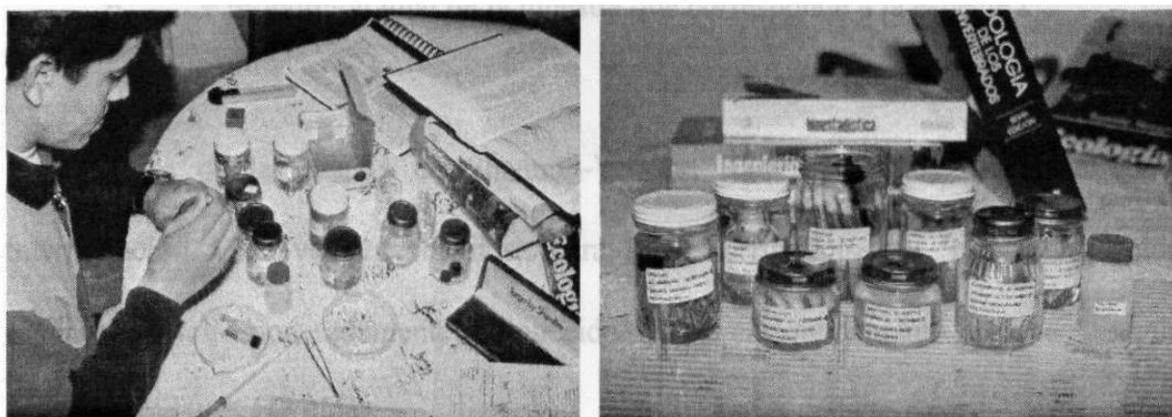


Figura VI-11. Muestras de organismos clasificados según sus localidades de origen y taxas.

V-3. Análisis Numérico.

Una vez contabilizados los datos obtenidos, se trataron éstos, analizándose según los modelos numéricos de evaluación de diversidad, aplicando la función de Shannon-Wiener² (Krebs, 1985; Ramírez, 2000).

$$H = -\sum_{i=1}^s (p_i)(\log_2 p_i)$$

² Esta función la descubrieron por separado Shannon y Wiener, y a veces se le denomina incorrectamente función de Shannon-Weaver (Krebs, 1985).

donde

H = contenido de información de la muestra (bits/individuo) índice de diversidad de la especie.

s = número de especies.

p_i = proporción total de la muestra que corresponde a la especie i .

Acerca de la función de Shannon-Wiener, Ramírez (2000) menciona como interpretación a los valores obtenidos para los escurrimientos en 'muy enriquecido orgánicamente', 'moderadamente enriquecido' y 'sin enriquecimiento orgánico', según sus magnitudes, como sigue.

$H' = 0-1 =$ Eutrófico (muy enriquecido orgánicamente).

$H' = 1-2 =$ Mesotrófico (moderadamente enriquecido).

$H' = 2-3 =$ Oligotrófico (sin enriquecimiento orgánico).

Otra función utilizada fue el Índice de Morisita ' I_δ' ' (Margalef, 1982; Dubois, 2000)

$$I_\delta = Q \frac{\sum_{i=1}^Q n_i (n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

donde N es el número de puntos en el sistema de muestreo, n_i es el número de muestras encontradas en la $i^{\text{ésima}}$ celda, y Q es el total de número de celdas. Desplegando el número de valores del índice contra el tamaño de las celdas, se puede investigar el grado de contagio de la red de muestreo; esto es, la probabilidad de que dos puntos del sistema se encuentren dentro de la misma celda.

Para una regular distribución de celdas en el espacio, I_{δ} se incrementa con el tamaño de las celdas para alcanzar el valor 1, si la distribución espacial de las muestras es aleatoria pero homogénea, I_{δ} es independiente del tamaño de las celdas y fluctúa en derredor de un valor medio de 1, cuando se presentan grupos ('clusters'), I_{δ} se expresa en un número mayor de 1.

Por último, se utilizará el "Índice Biótico de Hilsenhoff", que consiste en la evaluación del grado de contaminación orgánica mediante valores predeterminados de tolerancia para los géneros encontrados. El modelo se representa como sigue:

$$IBH = \frac{\sum x_i t_i}{n}$$

donde,

IBH , Índice Biótico de Hilsenhoff

x_i , es la abundancia del género i

t_i es la tolerancia del género i (Bode, 1991 y Mandaville, 2002)

y n es la sumatoria de la abundancia de todos los géneros.

| Índice biótico | Calidad del agua | Grado de contaminación orgánica. |
|----------------|---------------------|--|
| 0.00-3.50 | Excelente | Sin contaminación orgánica aparente. |
| 3.51-4.50 | Muy buena | Posible contaminación orgánica ligera. |
| 4.51-5.50 | Buena | Poca contaminación orgánica. |
| 5.51-6.50 | Moderada | Contaminación orgánica moderada. |
| 6.51-7.50 | Moderadamente pobre | Contaminación orgánica significativa. |
| 7.51-8.50 | Pobre | Contaminación orgánica alta. |
| 8.51-10.00 | Muy pobre | Contaminación orgánica severa. |

Tabla VI-2 Rangos de los valores de tolerancia a la contaminación orgánica, de 0 hasta 10, según el IBH (Mandaville, 2002).