

## DISCUSION SOBRE EL NÚMERO DE UNIDADES MUESTRALES Y TAMAÑO DE UNIDAD MUESTRAL PARA LA ESTIMACIÓN DE VALORES DE DENSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN AMBIENTES LÓTICOS

### DISCUSSION ABOUT THE NUMBER OF SAMPLE UNITS AND THE UNIT SAMPLE SIZE FOR ESTIMATION OF THE BENTHIC MACROINVERTEBRATES DENSITY VALUE IN LOTIC ENVIRONMENTS

Eduardo Oyague-Passuni<sup>1</sup>

#### Resumen

En este documento se discute sobre el número apropiado de Unidades Muestrales y el Tamaño Mínimo de Unidad Muestral (TUM) recomendable, para la estimación más precisa posible de un valor referencial de la densidad de macroinvertebrados bentónicos. El enfoque del análisis está referido a secciones con parámetros homogéneos en cuanto a fisiografía y características generales de hábitat, en ambientes lóticos en selva de montaña. Se analizaron datos provenientes de un muestreo intensivo mediante el uso de red Surber en un río de piedemonte Andino-Amazónico en el Perú central (Río Colorado, cuenca del Río Chanchamayo, Provincia de Chanchamayo, Región Junín). Los resultados indican que muestreos con esfuerzos por debajo de las 12 unidades muestrales y muestras individuales constituidas por cinco o menos réplicas, aportan datos muy poco confiables para estimar la densidad. Sobre la base de los resultados obtenidos se realizaron comparaciones con algunas aproximaciones empíricas en la estimación de densidad citadas en artículos científicos y reportes técnicos publicados en el Perú desde el año 2000.

**Palabras clave:** Macroinvertebrados bentónicos, densidad, Tamaño de Unidad Muestral, Esfuerzo Muestral, extrapolación, producción secundaria

#### Abstract

This paper discusses the appropriate number of Sample Units and the Minimum Sample Size (MSS) to determine the least biased value for estimating the density of benthic macroinvertebrates. This analysis applies to sections with similar physiographic and ecosystem characteristics in lotic habitats of mountainous rainforest. The data analyzed were obtained from intensive sampling using the Surber net method in an Andean-Amazonic piedmont river in central Peru (Colorado River, Chanchamayo river basin, Chanchamayo province in Junin). The results indicate that collecting efforts less than 12 Sample Units and individual samples equal or less than five replicates provide low quality data for density estimation. The results here obtained were compared with some empirical density estimations cited in Peruvian journals and technical reports since year 2000.

**Key words:** Benthic macroinvertebrates, density, Minimum Sample Size, Sampling Effort, extrapolation, secondary production

#### Introducción.

La densidad de macroinvertebrados bentónicos representa un dato fundamental, pero difícil de obtener, en diversos estudios limnológicos conducidos en ambientes lóticos, tales como la estimación de la productividad secundaria o la aplicación de índices de calidad ambiental que consideran tanto la diversidad de especies como la biomasa (absoluta o relativa) que estas representan.

Las aproximaciones metodológicas que existen para representar de manera adecuada, mediante el muestreo, la abundancia de organismos en una comunidad que presenta altos niveles de agregación espacial (como sucede en el caso de los macroinvertebrados bentónicos), resultan escasas, esto

debido a que la solución del problema, si bien es sencilla (el incremento en el tamaño de la muestra) (Wetzel & Likens, 1991; Krebs, 1999), resulta en una complicación significativa en cuanto al tiempo y costos del trabajo de campo principalmente (Ferraro *et al.*, 2006; Resh & Price, 1984), situación particularmente complicada cuando se trata de inventarios biológicos rápidos (RAP's) u otras evaluaciones ambientales de corta duración (EIA's, Programas de Monitoreo, etc.), por ello la mayor parte de los protocolos desarrollados en la actualidad están destinados a la obtención de datos confiables en cuanto a la representación de la riqueza específica existente en el medio, más que a la abundancia y densidad de organismos (Barbour *et al.*, 1999), en

estas condiciones los datos son analizados como información referencial y se recomienda la no extrapolación de los mismos.

La biomasa representada por los macroinvertebrados bentónicos en el medio acuático (productividad secundaria) constituye un insumo importante en la evaluación de la capacidad del medio para mantener una comunidad hidrobiológica robusta y bien estructurada, la identificación de patrones de transferencia de materia y energía entre comunidades, el uso racional de los recursos acuáticos, la detección de efectos de contaminación y la generación de teorías generales en productividad biológica (Downing, 1984). Esto reviste particular importancia tratándose de ambientes lóticos de montaña, donde la naturaleza y diversidad del sustrato y otras condiciones del entorno como la escasa turbidez o la importancia del aporte de material alóctono y la alta productividad primaria autóctona (debida al periphyton y algunas macrófitas), favorecen el desarrollo de un ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos rico y con gran abundancia de organismos, lo que a su vez permite la dominancia de especies ícticas de tamaño mediano o pequeño de hábitos principalmente bentívoros (Vannote *et al.*, 1980).

Un error común, observado en trabajos conducidos en territorio peruano durante los años previos (tanto artículos científicos como reportes), es la estimación de un valor ficticio de “densidad” con muestras de pequeño tamaño (habitualmente de una a tres –01 a 03– réplicas de red Surber), o en algunos casos únicamente la cita, en la descripción metodológica del trabajo, de este cálculo sin necesariamente realizarlo, esto suele llevar a la obtención de valores incorrectos, los que habitualmente son utilizados solo de manera referencial (Ortega *et al.*, 2007; D&E-Xstrata, 2006; Ecometrix-Antamina, 2005). Este tipo de errores conceptuales conllevan el peligro de que más adelante, alguna investigación poco acuciosa pudiera utilizar los parámetros obtenidos (generalmente erróneos, o cuando menos poco precisos), como la descripción del estado actual de dichos ambientes generándose análisis y conclusiones equivocadas.

## **Materiales y métodos.**

### Área de estudio.

El trabajo de campo se llevó a cabo en la primera quincena del mes de abril del 2009 (final de la época lluviosa) en un tramo de aproximadamente 2 km del Río Colorado un afluente de la parte baja del Río Chanchamayo antes de su confluencia con el Paucartambo (formación del río Perené). El sector muestreado corresponde a la parte final de la microcuenca del Colorado, entre la confluencia con el Río Penedo y su desembocadura en el Río Chanchamayo, con una pendiente media del 7.2% y

sustrato dominado por bolones (cantos rodados de entre 15 y 50 cm de diámetro aparente) y grandes rocas, se observa una baja frecuencia de remansos, cauce estrecho sin llanura inundable y zonas aledañas dedicadas fundamentalmente a la fruticultura. El segmento de río evaluado presenta una gran homogeneidad en cuanto a características geomorfológicas y ecosistémicas tales como el grado de sinuosidad, sustrato dominante, frecuencia de rápidos, nivel de estrechamiento, turbulencia, cobertura ribereña, intervención humana, etc.

### Estaciones muestrales.

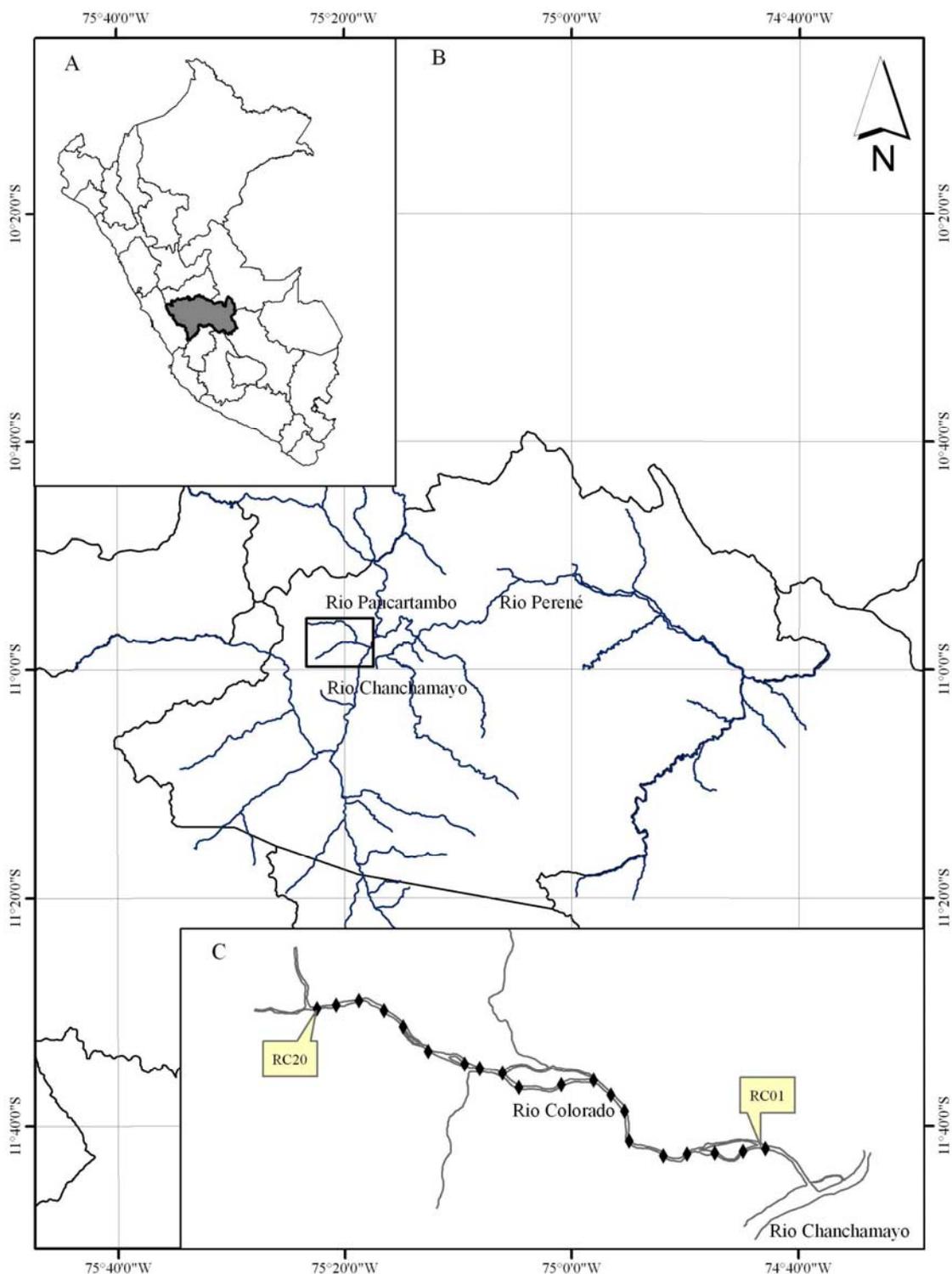
Se establecieron 20 estaciones muestrales constituidas por secciones longitudinales de 50 m, distanciadas unas de otras por 50 m de cauce (aprox., Figura 1). La primera de dichas estaciones (RC-01), estuvo ubicada a unos 250 m aguas arriba del puente por el que la carretera marginal cruza el río Colorado, y las siguientes se fueron ubicando río arriba hasta cubrir la totalidad del sector evaluado. Como parte de la caracterización de las estaciones en campo, se aplicó en cada una de ellas una adaptación corta del procedimiento de caracterización del hábitat acuático incluido en los Protocolos para Bioevaluación Rápida de Ríos Vadeables y Quebradas de US-EPA (Barbour *et al.*, 1999).

### Colecta y cuantificación de muestras.

Las muestras fueron colectadas utilizando una red Surber con un marco cuadrado de 30 x 30 cm de lado (0.09 m<sup>2</sup> de área efectiva de colecta) y malla de 250 µm de apertura. Cada muestra estuvo constituida por 15 réplicas alineadas aproximadamente sobre una diagonal del cuadrilátero imaginario que inscribe el tramo de río definido como estación muestral. La disposición de las muestras en campo concluyó empacando cada réplica en frascos de plástico (1 L de capacidad) con Formol al 5% como solución preservante. La separación y cuantificación se realizaron usando un estereomicroscopio con 40X de aumento máximo, y posteriormente se preservó en etanol al 70% para futura identificación.

### Análisis de datos.

Con los datos obtenidos en función al protocolo de caracterización del hábitat se calculó la distancia Euclidiana como un estimador del nivel de similaridad entre estaciones de muestreo (Clarke & Gorley, 2006). Con la información de abundancia de organismos por réplica (la totalidad de los datos obtenidos) se estimó un valor aproximado de la media poblacional, el cual fue utilizado para todos los cálculos ulteriores que implicasen el uso de algún promedio, a continuación se evaluó el nivel de agregación o aleatoriedad en la distribución espacial de los macroinvertebrados bentónicos mediante la relación entre la variancia y la media muestral ( $s^2/\bar{X}$ ) (Prepas, 1984; Zar, 1998).



**Figura 1.** Mapa detallado del área de estudio. Cuadrícula A: Ubicación de la Región Junín en el ámbito del territorio peruano. Cuadrícula B: Provincia de Chanchamayo, con la cuenca del Río Colorado señalada. Cuadrícula C: Detalle del área de estudio entre el puente Colorado y la confluencia con el Río Penedo, están señaladas la primera (RC01) y la última (RC20) estaciones muestrales.

Los datos de abundancia absoluta provenientes de las 20 muestras fueron comparados mediante un análisis no paramétrico de variancia (Kruskal-Wallis), con el fin de comprobar el supuesto de que en un

hábitat homogéneo, muestras distintas, apropiadamente colectadas, presentarán valores de abundancia semejantes. Las posiciones correlativas de las 15 réplicas en cada muestra fueron permutadas para obtener un ordenamiento aleatorio final en función al cual realizar el análisis, dicha permutación se realizó debido a que el muestreo que se condujo para esta investigación ordenaba las réplicas en una diagonal que atravesaba toda la estación muestral, mientras que normalmente, cuando se realiza este tipo de trabajo, no existe una estrategia definida de muestreo, el evaluador suele elegir la locación de las réplicas (una o más) que constituyen la unidad muestral una vez en el campo, a menudo sin seguir una estrategia definida de antemano. Se calcularon los valores promedio de abundancia de organismos para cada estación considerando desde 01 hasta 15 réplicas, asumiendo que en función a estos datos se estimaría la densidad poblacional. Los 20 valores de abundancia promedio calculados con cada TUM fueron graficados y se obtuvo en función a ellos el intervalo de confianza (95%) y la desviación estándar de la media, en este caso también denominada error estándar de la media,  $EE_x$ , parámetro que constituye un buen indicador de la precisión en el cálculo de la media poblacional (Le, 2003; Glantz, 2006; Navidi, 2006). Finalmente se obtuvo el Coeficiente de Variabilidad ( $CV = EE_x/\bar{X}$ ), que supone un medio de evaluar la variación porcentual en la estimación de la media poblacional (según Prepas (1984),  $CV < 0.2$  ó 20% es aceptable en el cálculo de la media). En paralelo, fueron calculados también el Error Estándar y el Coeficiente de Variabilidad para niveles distintos de esfuerzo muestral (n).

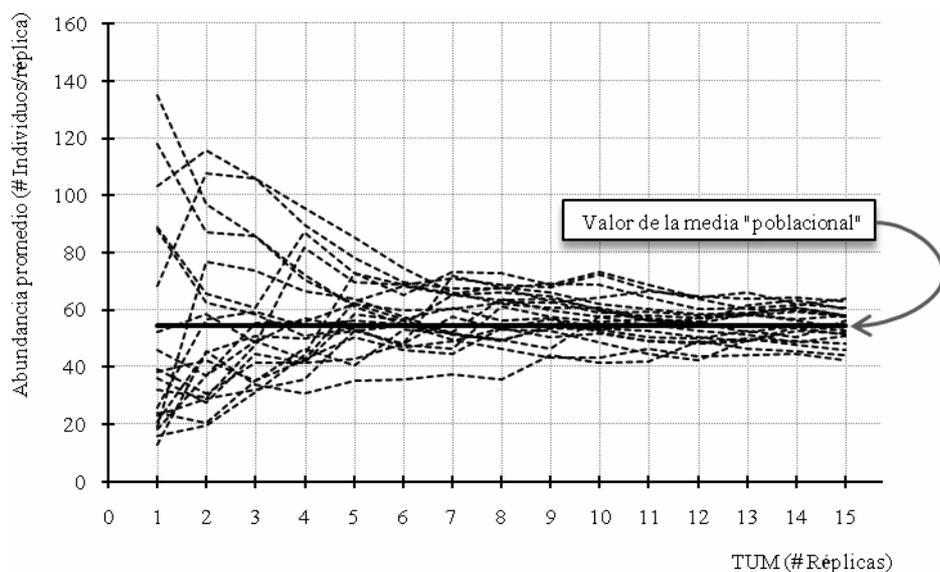
Las bases y matrices de datos fueron elaboradas usando Microsoft Acces 2007 y exportadas en formato de texto (ASCII) para su análisis estadístico, el cual

fue realizado con el programa R 2.9.0 (2009), finalmente los gráficos y las tablas se construyeron y editaron con Microsoft Excel 2007.

### Resultados.

El protocolo de Calidad de Hábitat incluido en el manual de evaluación rápida de ríos vadeables y quebradas de US-EPA (Barbour *et al.*, 1999), considera 10 factores de importancia que determinan la calidad actual del ambiente acuático, entre estos se consideran el substrato (tipo y disponibilidad), la cantidad de sedimentos depositados sobre el mismo, el estado del flujo en el canal, las modificaciones y los regímenes de velocidad y turbulencia que pudieran existir en el cauce (para mayor detalle dirigirse al texto referido), con los valores obtenidos se calculó la distancia Euclidiana entre estaciones, según lo recomendado por Clarke & Gorley (2006) para datos ambientales, los resultados de dicho cálculo se encuentran en la Tabla 1, y como puede observarse el valor mas elevado alcanza poco más que 7 unidades (7.14; entre RC13 y RC17), según un test de perfil de similaridad (SIMPROF; Clarke & Gorley, 2006), considerando una probabilidad del 5% ( $\alpha = 0.05$ ), no existen diferencias significativas en la composición y características del hábitat entre las estaciones muestrales por lo tanto es posible afirmar que, en efecto el tramo de río evaluado presenta características ambientales homogéneas, tal como se propone en la descripción correspondiente.

En 20 estaciones muestrales, cada una constituida por 15 réplicas de red Surber, se colectaron en total 16319 especímenes de macroinvertebrados bentónicos, con un valor promedio cercano a 54 individuos por réplica de red Surber ( $0.09 \text{ m}^2$ ), datos con los cuales la estimación inicial de densidad para estos organismos en el lecho del río Colorado (en el



**Figura 2.** Valores promedio de abundancia por sub-unidad muestral (réplica) calculados en función a diferentes TUM.

sector de evaluación), alcanzaría los 600 ind/m<sup>2</sup>. Una forma simple de determinar si los organismos registrados se encontraban distribuidos de manera aleatoria o si presentaban un patrón de agregación espacial es obteniendo la razón  $s^2/\bar{X}$  en función al conteo, esta relación presenta valores cercanos a 1 en tanto los datos (abundancia de organismos en este caso) se distribuyan aleatoriamente en el espacio, mientras que el valor excede grandemente la unidad cuando la distribución presenta un patrón de

**Tabla 2.** Estimación de los patrones de distribución espacial y prueba estadística Chi-cuadrado.

Estación Muestral	$s^2/\bar{X}$	$(s^2/\bar{X}) \times (n-1)$	$\chi^2(14gl, \alpha 0.05)$	P-Valor (p-Value)	Significación
RCH-01	28.3330	396.6627	23.6848	6.40E-76	*
RCH-02	29.0033	406.0462	23.6848	6.75E-78	*
RCH-03	21.5312	301.4363	23.6848	5.93E-56	*
RCH-04	17.7711	248.7948	23.6848	5.10E-45	*
RCH-05	25.7572	360.6008	23.6848	2.45E-68	*
RCH-06	43.1721	604.4090	23.6848	6.1E-120	*
RCH-07	27.9266	390.9724	23.6848	1.01E-74	*
RCH-08	21.4561	300.3849	23.6848	9.83E-56	*
RCH-09	35.3265	494.5708	23.6848	1.31E-96	*
RCH-10	22.1917	310.6835	23.6848	6.97E-58	*
RCH-11	22.5263	315.3679	23.6848	7.33E-59	*
RCH-12	25.6201	358.6809	23.6848	6.21E-68	*
RCH-13	22.9027	320.6378	23.6848	5.80E-60	*
RCH-14	36.0858	505.2014	23.6848	7.32E-99	*
RCH-15	6.3135	88.3889	23.6848	7.64E-13	*
RCH-16	16.8421	235.7891	23.6848	2.47E-42	*
RCH-17	29.9357	419.1000	23.6848	1.19E-80	*
RCH-18	28.8447	403.8257	23.6848	1.98E-77	*
RCH-19	16.1721	226.4088	23.6848	2.11E-40	*
RCH-20	17.2778	241.8889	23.6848	1.36E-43	*
TOTAL	23.7695	332.7730	23.6848	1.68E-62	*

agregación o contagio (Prepas, 1984). El valor fue calculado tanto para la totalidad de los datos ( $s^2/\bar{X} = 23.7695$ ) como para los resultados obtenidos por estación muestral, todos los valores obtenidos fueron sometidos a una prueba Chi-cuadrado (previa transformación:  $(s^2/\bar{X}) \times (n-1)$ ), para determinar si hay diferencias significativas con respecto a la unidad ( $n-1$  gl,  $\alpha = 0.05$ ; Tabla 2). Los resultados exhiben, en todos los casos, valores mayores que la unidad y altos niveles de significancia estadística, lo cual indica claramente que, tal como se citó en la introducción, los organismos bentónicos presentan una distribución espacial fuertemente contagiada.

El análisis no paramétrico de variancia (Kruskal-Wallis) realizado para comparar los registros de abundancia entre estaciones muestrales (desagregados por cada sub-unidad muestral o réplica), arroja un valor de probabilidad alto ( $p = 0.8139 > 0.05$ ), esto permite sostener la hipótesis de que en ambientes lóticos homogéneos en cuanto a sus características fisiográficas y ecosistémicas, con muestras de tamaño apropiadamente grande, se obtendrán valores de abundancia muy semejantes, aun cuando intrínsecamente las muestras exhiban altos niveles de variabilidad.

Los valores promedio de abundancia por réplica (de red Surber = 0.09m<sup>2</sup>) calculados en función a diferentes Tamaños de Unidad Muestral (TUM), presentan un nivel alto de variabilidad (Figura 2), cuando la estimación de dicho parámetro se realiza en función a un número escaso de sub-unidades y tienden a alinearse más cerca de la media "poblacional" estimada conforme se va incrementando el número de

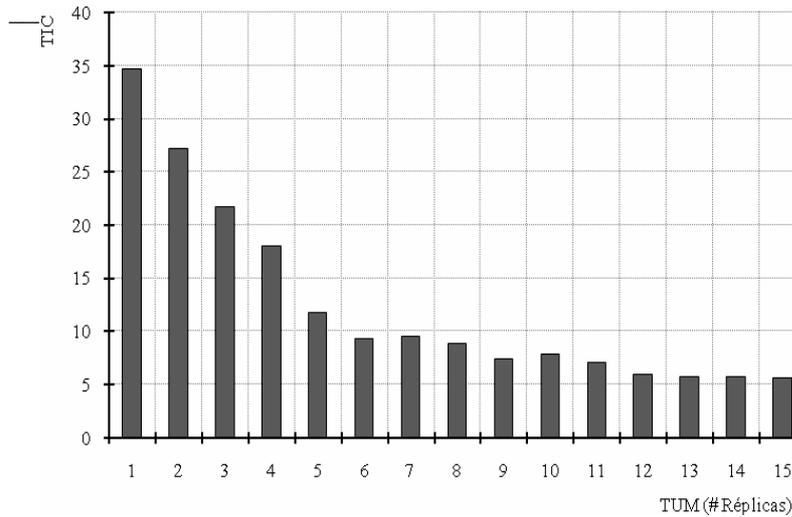
sub-unidades utilizadas en el análisis. El tamaño del Intervalo de Confianza (IC) y el Error Estándar ( $EE_{\bar{x}}$ ) en la estimación de la media muestran tendencias semejantes (Figuras 3 y 4) y finalmente, el valor del Coeficiente de Variabilidad (CV, Figura 5) es menor al 20%, nivel que se considera confiable para el cálculo de la densidad en hábitats acuáticos (Prepas, 1984; Wetzel, 2001), cuando se usan 6 o más sub-muestras en el análisis.

En el caso del esfuerzo muestral (número de Unidades Muestrales), es posible observar tendencias semejantes, con un número pequeño de muestras ( $n < 5$ ), los valores promedio estimados por réplica presentan una alta variabilidad, en tanto que cuando se utiliza un esfuerzo muestral mayor, los valores promedio calculados tienden a estabilizarse en las cercanías de la "media poblacional estimada", la Figura 6, representa claramente esta situación y muestra que los valores se ajustan más a la media estimada cuanto mayor sea el número de muestras utilizadas, se trata de datos que provienen de un ordenamiento aleatorio de las muestras obtenido después de 20 permutaciones en la posición relativa de cada una de ellas.

El cálculo del Coeficiente de Variabilidad en función a diferentes tamaños de muestra ( $n$ ), se realizó considerando 20 ordenamientos distintos (permutaciones de la posición relativa de las estaciones de muestreo) y seis réplicas de red Surber como TUM en todos los casos (Figura 7), cuando se trabaja con menos de 12 muestras, hay una gran variabilidad en los registros y en prácticamente la totalidad de los casos el valor es mayor a 20%,

## ESTIMACIÓN DE LA DENSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

Julio – Diciembre 2009



**Figura 3.** Tamaño del Intervalo de Confianza (TIC) en la estimación de la media con diferentes Tamaños de Unidad Muestral.

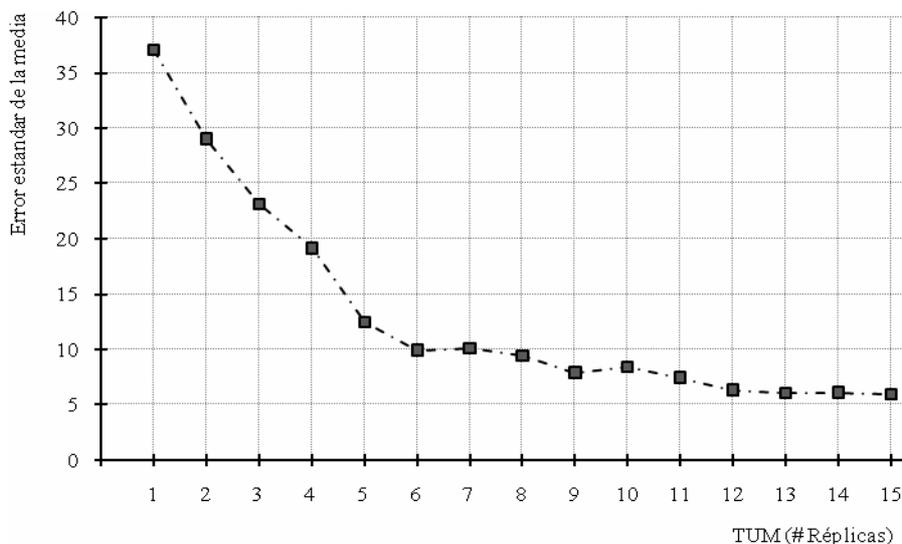
mientras que cuando el esfuerzo muestral alcanza las 12 unidades de muestreo al menos en el 75% de los casos el valor del Coeficiente de Variabilidad se reduce por debajo de 20%. Evidentemente la precisión puede ser ajustada también incrementando el número de réplicas y por tanto usando menos unidades muestrales, sin embargo esto generaría dificultades en el trabajo de laboratorio, y no necesariamente se cubriría de manera apropiada la variabilidad espacial que presenta un ambiente lótico (a pesar de la homogeneidad que se ha observado en este caso particular).

Como resultado general se puede afirmar que aun en ambientes relativamente homogéneos como el evaluado, se requiere un esfuerzo muestral considerable para poder extrapolar un valor estimado de densidad de organismos bentónicos

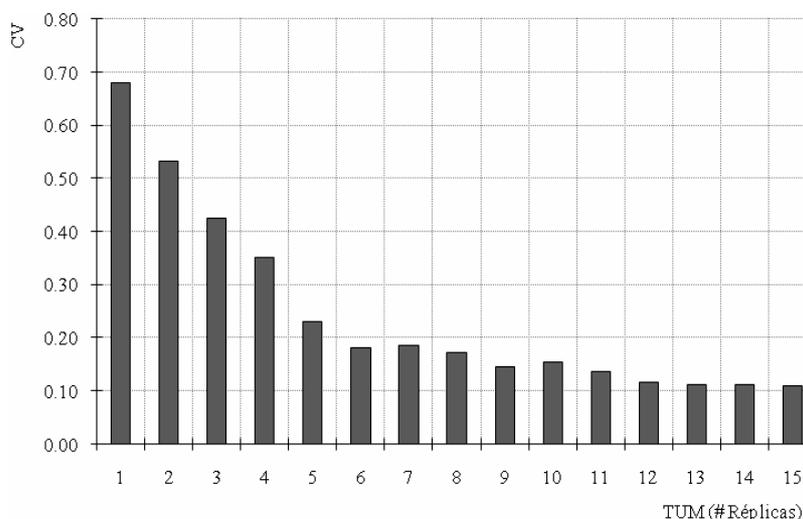
### Discusión.

Los organismos bentónicos en general, sea cualquiera el macrohábitat evaluado (grandes ríos, quebradas, lagunas, etc.), suelen presentar marcados patrones de agregación espacial (Elliot, 1977; Blettler *et al.*, 2008), tal como se observa en los datos evaluados en el presente trabajo, por ello para estimar de manera precisa un valor de densidad se requiere una gran cantidad de réplicas. Estimaciones previas de la variabilidad en la distribución de la comunidad son necesarias en la planificación de una estrategia de muestreo, pero

por diversos motivos habitualmente relacionados con limitaciones económicas, o limitaciones en tiempo, el investigador suele decidir de manera arbitraria el esfuerzo muestral. Morin (1985) demuestra que la exigencia en esfuerzo de muestreo, para obtener valores confiables de la densidad de macroinvertebrados bentónicos en quebradas y ríos vadeables, depende tanto de la agregación espacial como del tamaño del arte de muestreo y habitualmente el incremento en el tamaño de la herramienta de muestreo permitirá reducir el número de réplicas a coleccionar, pero esta es una solución ligera y marcadamente temporal, puesto que el área muestreada se mantiene igual o varía muy ligeramente, y la cantidad de material y organismos que se deben procesar en el laboratorio permanece siendo aproximadamente igual, Resh & Price (1984) estiman que el tiempo promedio requerido para



**Figura 4.** Error Estándar de la Media muestral estimado con diferentes Tamaños de Unidad Muestral.



**Figura 5.** Valor del Coeficiente de Variabilidad en la estimación de la media con diferentes Tamaños de Unidad Muestral.

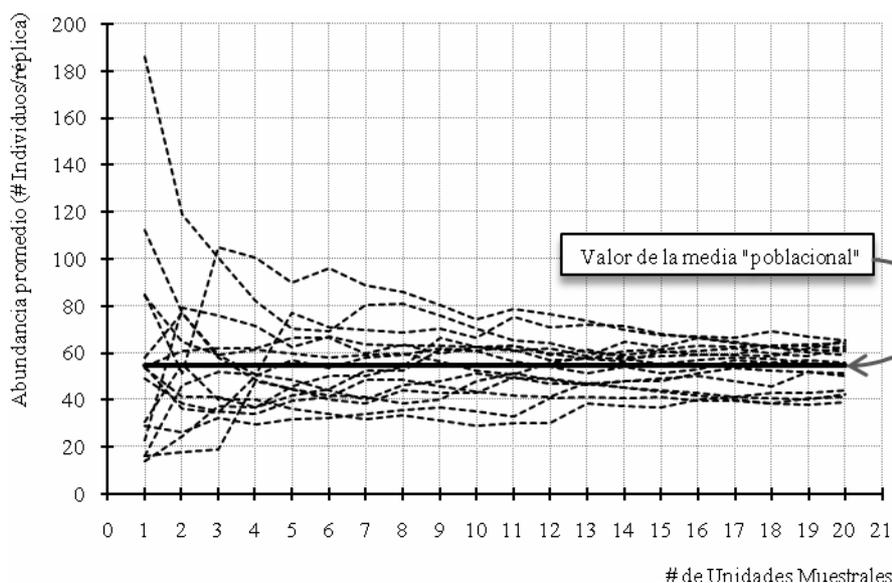
realizar el muestreo en campo es ligeramente menor al 5% del tiempo total que toma el trabajo con respecto a una muestra considerando la recolección, separación e identificación. De modo que, el cálculo de la densidad de cualquier organismo biológico, y en este caso particular, la densidad de macroinvertebrados bentónicos, requiere un esfuerzo muestral grande, variable con respecto al ámbito de estudio, y debe

hacerse necesariamente una evaluación previa que permita al investigador tener una idea clara de cual debe ser el tamaño de la muestra necesaria para obtener valores realistas, estas condiciones determinarán a su vez, un gran esfuerzo en el procesamiento tanto de las muestras como de la información obtenida.

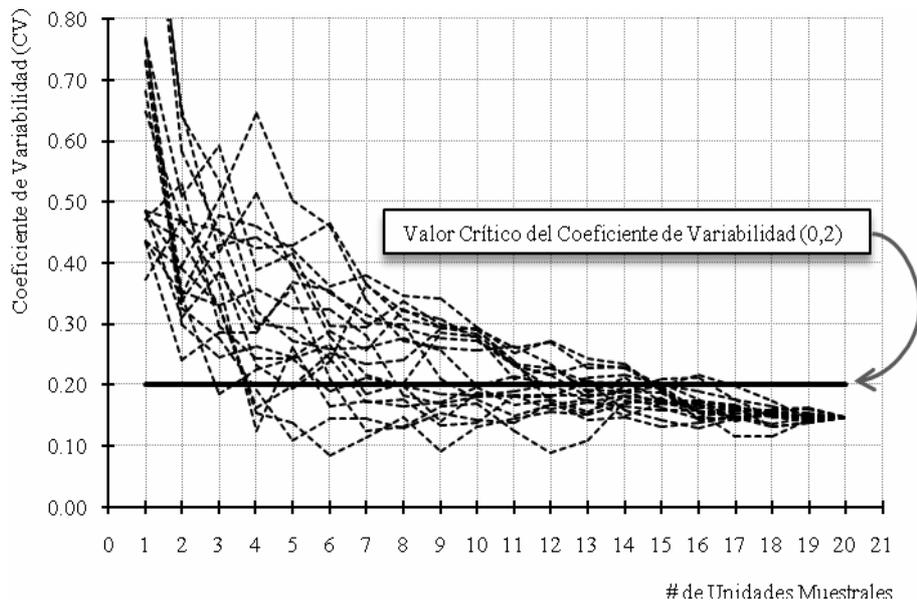
En algunos estudios conducidos en el territorio peruano en los últimos años se ha abordado con suma ligereza el tema de la densidad de

macroinvertebrados bentónicos en ambientes lóticos, es particularmente grave el caso de las

Evaluaciones de Impacto Ambiental, Programas de Monitoreo y otros estudios técnicos exigidos por el estado peruano (y disponibles en muchos casos en la pagina web de la dirección de asuntos ambientales del ministerio correspondiente) como un requisito previo al inicio de actividades por parte de empresas extractivas, algunos ejemplos son los siguientes:



**Figura 6.** Valores promedio de abundancia por sub-unidad muestral (réplica) calculados en función a diferentes Tamaños de Muestra.



**Figura 7.** Valor del Coeficiente de Variabilidad en la estimación de la media con diferentes Tamaños de Muestra.

Ortega *et al.* (2007) citan en la descripción metodológica de un artículo científico publicado en la Revista Peruana de Biología, el uso de tres réplicas de red Surber en el muestreo de la comunidad bentónica con la intención de obtener resultados de densidad en número de individuos por metro cuadrado ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ), en este estudio se obtuvieron los datos en 26 estaciones de evaluación que cubren un total aproximado mayor a 200 km lineales de curso fluvial en la cuenca del río Huallaga entre las localidades de Tarapoto y Yurimaguas en el Nor-Oriente peruano. Sin embargo estos resultados no son presentados más adelante en la publicación y en la tabla correspondiente que constituye el Apéndice 3 (Composición taxonómica del bentos en el estudio de los cuerpos de agua Amazónicos del nororiente del Perú), se citan los valores absolutos registrados, es decir número de individuos colectados.

D & E Desarrollo y Ecología S.A.C. Consultores Ambientales y Xstrata Peru S.A. (2006) en la Modificatoria del Estudio Ambiental previo a las actividades de Exploración del Proyecto Minero Las Bambas (Andahuaylas, Perú), usan nuevamente 3 réplicas de red Surber como Tamaño de Unidad Muestral y únicamente 6 Estaciones de Muestreo para la colecta de Macroinvertebrados Bentónicos, en función a estos datos se calcula un valor de Densidad que muestra una variabilidad relativamente baja ( $789\text{-}974 \text{ ind}/\text{m}^2$ ) sin embargo muy diferente a lo observado en el Estudio Ambiental original en el que se registraron valores de densidad de hasta  $10\ 600 \text{ ind}/\text{m}^2$ , adicionalmente, en función a dichos datos únicamente se estiman valores de diversidad y

abundancia relativa, los cuales podrían ser calculados directamente de los datos absolutos de abundancia, sin transformación alguna de por medio, y arrojarían resultados idénticos.

En el Resumen del Programa de Monitoreo de Efectos Ambientales de Antamina entre los años 1998 al 2005 (EcoMetrix-Antamina, 2005), la descripción metodológica indica el uso de 3 réplicas de red Surber como TUM, y en función a dichos datos se realiza una estimación de “densidad” para cada muestra, en dos vertientes evaluadas (Quebradas Ayash y Pampa Moruna), cada una de ellas con sectores considerados de referencia (aguas arriba de la ubicación de las instalaciones mineras) y zonas consideradas de impacto a distintos niveles (campos cercano y lejano a la fuente de impacto potencial), la tendencia tanto espacial como temporal muestra una muy alta variabilidad, con valores que pueden variar entre 30 y  $2\ 600 \text{ ind}/\text{m}^2$ , sin embargo se utilizan como un resultado remarcable, aun cuando no sirven como una herramienta trascendente en el análisis de la información ya que esta se fundamenta en indicadores biológicos tradicionales (EPT, Chironomidae, etc).

El uso recurrente de muestras constituidas por tres réplicas de red Surber responde al hecho de que, el manual con lineamientos sobre el análisis de la comunidad hidrobiológica de uso mas extendido en el país es uno producido por la agencia de protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (US-EPA), referido a Métodos de Bioevaluación Rápida de ambientes lóticos pequeños y medianos (Barbour *et al.*, 1999), y en este documento se recomienda dicho número de réplicas.

### Conclusiones.

La obtención de valores confiables de densidad de macroinvertebrados bentónicos (en número organismos por metro cuadrado) que puedan ser extrapolados a sectores considerablemente grandes del cauce del río Colorado, requiere un esfuerzo muestral significativamente alto, comparado con lo recomendado por los métodos estándar para la realización de evaluaciones rápidas de la comunidad hidrobiológica continental (habitualmente 3 replicas por unidad muestral, Barbour *et al.*, 1999), esto debido a que en una evaluación corta tiende a favorecerse el inventario de diversidad y riqueza específica en el área, cubriendo la mayor variabilidad espacial posible (recorridos muy largos).

En función a estos resultados y abundante información teórica con respecto al tema (Downing, 1984; Morin, 1985; Rosenberg & Resh, 1993) y al análisis de casos recurrentes en el uso de estimaciones artificiales de densidad por parte de investigadores peruanos en este tema, convendría señalar que los valores de densidad debe utilizarse únicamente en aquellos estudios en los que dicho parámetro sea estrictamente necesario, y por tanto la estrategia muestral contemple la obtención de datos confiables.

### Agradecimientos.

A Mariajosé Deza Bouroncle y Julio Martín Rivera Castillo por la revisión de versiones preliminares de este manuscrito, la traducción del resumen y sus valiosas sugerencias, a César Alfredo Malaspina Pando y Mario Cajacuri Suárez por su colaboración en la fase de campo y en el procesamiento preliminar de las muestras biológicas.

### Literatura citada.

- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. & Stribling J.B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Blettler M., Amsler M., Ezcurra de Drago I. & Marchese M. 2008. Effects of Stream Hydraulics and other Environmental Variables on Density of *Narapa bonettoi* (OLIGOCHAETA) in the Parana River system. *River Research and Applications*. 24: 1124-1140
- Clarke K.R. & Gorley R.N. 2006. PRIMER version 6: User Manual/Tutorial. Plymouth UK.
- Downing J.A. 1984. Chapter 1. Assessment of Secondary Production: The First Step. Páginas 1-18. *En*: Downing J.A. & Rigler F.H. (editores) *A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, England
- D&E Desarrollo y Ecología S.A.C. 2006. Modificatoria del Proyecto de Exploración Las Bambas. Xstrata (Peru) S.A.
- EcoMetrix Incorporated. 2005. Resumen del Programa de Monitoreo de Efectos Ambientales de Antamina para el Emplazamiento de la Mina, 1998 a 2005. Compañía Minera Antamina.
- Elliot J.M. 1977. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic macroinvertebrates. *Sciences Publication # 25 freshwater Biological Association, Ambleside, England*.
- Ferraro S., Cole F. & Olsen A. 2006. A More Cost-Effective Emap Benthic Macrofaunal Sampling protocol. *Environmental Monitoring and Assessment*. 116: 275-290.
- Glantz S.A. 2006. Bioestadística. Primera edición en español, sexta edición en inglés. McGraw-Hill Interamericana, México.
- Krebs C.J. 1999. *Ecological Methodology*. Segunda edición. Addison-Wesley Educational Publishers, California.
- Le C.T. 2003. *Introductory Biostatistics*. Wiley-Interscience, New Jersey.
- Morin A. 1985. Variability of Density Estimates and the Optimization of Sampling Programs for Stream Benthos. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 42: 1530-1534.
- Navidi W. 2006. *Estadística para Ingenieros y Científicos*. Primera edición en inglés y español. McGraw-Hill Interamericana, México.
- Ortega H., Rengifo B., Samanez I. & Palma C. 2007. Diversidad y el estado de conservación de cuerpos de agua Amazónicos en el nororiente del Perú. *Revista Peruana de Biología*. 13: 189-193.
- Prepas E.E. 1984. Chapter 8. Some Statistical Methods for the Design of Experiments and Analysis of Samples. Páginas 266-336. *En*: Downing J.A. & Rigler F.H. (editores) *A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, England.
- Resh V. & Price D. 1984. Sequential sampling: A cost-effective approach for monitoring benthic macroinvertebrates in environmental impact assessments. *Environmental Management*. 8: 75-80.
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Vannote R., Minshall G., Cummins K., Sedell J. & Cushing C. 1980. The river Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37: 130-137.
- Wetzel R.G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Tercera edición. Academic Press, San Diego CA.
- \_\_\_\_\_. & Likens G.E. 1991. *Limnological Analyses*. Segunda edición. Springer-Verlag, New York.
- Zar J.H. 1998. *Biostatistical Analysis*. Cuarta edición. Prentice-Hall, New Jersey.

**Tabla 1.** Valores de distancia Euclidiana estimados con los datos de calidad de hábitat para las 20 estaciones de evaluación del río Colorado, Abril 2009.

	RC01	RC02	RC03	RC04	RC05	RC06	RC07	RC08	RC09	RC10	RC11	RC12	RC13	RC14	RC15	RC16	RC17	RC18	RC19	
RC02	3,00																			
RC03	4,90	3,87																		
RC04	4,58	5,10	5,74																	
RC05	5,48	4,58	5,10	4,12																
RC06	4,12	4,47	5,39	4,47	3,32															
RC07	4,58	5,10	5,74	3,46	3,61	2,83														
RC08	4,12	3,74	4,12	5,10	5,00	4,69	4,24													
RC09	4,12	4,24	4,36	4,47	3,61	3,74	4,24	4,24												
RC10	4,12	4,00	5,74	4,69	3,00	3,46	4,47	4,90	3,16											
RC11	4,00	4,58	4,69	4,58	4,24	3,61	4,47	4,90	4,12	4,58										
RC12	4,90	4,80	5,29	3,87	2,83	3,87	3,00	5,20	3,87	3,87	2,45									
RC13	5,57	5,83	5,74	3,74	3,61	4,47	3,46	4,90	3,74	4,47	5,20	4,12								
RC14	5,00	4,90	5,00	4,90	3,32	4,00	4,47	4,90	3,46	3,46	4,80	4,36	2,83							
RC15	5,48	4,58	3,74	5,74	4,69	5,39	5,57	3,61	4,36	5,00	5,83	5,66	4,58	3,32						
RC16	5,48	4,12	4,90	5,74	4,00	4,36	4,58	4,36	5,00	4,58	4,47	4,24	5,92	5,00	4,24					
RC17	6,16	5,20	6,16	5,92	5,10	5,39	5,20	6,08	6,56	5,74	4,47	4,24	7,14	6,86	6,78	3,46				
RC18	5,00	5,10	6,86	4,47	3,32	2,83	3,16	5,66	5,10	3,46	4,12	3,32	4,90	4,69	6,40	4,58	4,58			
RC19	4,36	4,24	5,57	3,74	2,65	3,16	3,46	4,90	4,24	2,83	4,12	3,32	3,46	2,83	4,80	4,58	5,20	2,45		
RC20	5,74	5,29	6,40	5,10	2,65	4,00	4,69	6,00	4,47	2,83	5,00	3,87	4,00	2,83	5,20	5,00	5,92	3,16	2,00	

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Agraria La Molina, Av. La Molina S/N, La Molina-Lima. eopassuni@gmail.com.