



Water Quality Monitoring using Aquatic Insects in Streams in the Wuling Area of Shei-Pa National Park 【Scientific note】

以水棲昆蟲監測雪霸國家公園武陵地區溪流水質【科學短訊】

Mei-Hwa Kuo*, Ming-Chin Chiu and Yih-Lin Shieh
郭美華、丘明智、謝易霖

*通訊作者E-mail: mhkuo@dragon.nchu.edu.tw

Received: 2004/10/5 Accepted: 2004/12/23 Available online: 2004/12/01

Abstract

This study was conducted to survey aquatic insects by Surber sampler and water quality monitoring at 8 sampling sites in the Wuling area of Shei-Pa National Park in 2003. The inventory of aquatic insects revealed 44 taxa, 35 genera, 27 families, and 6 orders, including 11 species of Ephemeroptera, 11 species of Trichoptera, 5 species of Plecoptera, 3 species of Coleoptera, 13 species of Diptera, and 1 species of Odonata. The total collected number of aquatic insects was 102,855 individuals. Ephemeroptera as the dominant order accounted for 63.21% of individuals at all sampled sites, and the next most abundant Diptera accounted for 24.27% of individuals. The Family-level Biotic Index (FBI) was applied to test the water quality of the Wuling area. Values of the FBI for all sites were between 3.134 and 5.580 in 2003, and therefore evaluations of water quality were between excellent and fair. Values of the EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera) taxa richness ranged from 19 to 27 at all sites in 2003.

摘要

本研究於雪霸國家公園武陵地區5條溪流設置水棲昆蟲長期監測站有8站，並自2003年1月至12月的監測期間，各站於每月以舒伯氏水網採集6次樣本並攜回實驗室鑑定，統計分析水棲昆蟲種類、數量及群聚組成。調查結果顯示，此流域共有水棲昆蟲6目27科35屬44種（Taxa），共採獲102,855個體數。調查期間44種水棲昆蟲分別為蜉蝣目有11種、毛翅目有11種、𫌀翅目有5種、鞘翅目有3種、雙翅目有13種、蜻蛉目有1種。水棲昆蟲群聚組成以蜉蝣目約佔63.21%為最多，其次為雙翅目佔24.27%。以科級生物指標（Family-level Biotic Index, FBI）評估武陵地區水質約在3.134~5.580之間，分別為excellent（特優）與fair（尚可）之間，而EPT（蜉蝣目、𫌀翅目及毛翅目）豐度指標介於19到27之間。

Key words: aquatic insects, water quality monitoring, Hisenhoff's Family-level Biotic Index, EPT taxon richness index

關鍵詞: 水棲昆蟲、水質監測、Hisenhoff's科級生物指標、EPT 豐度指標

Full Text: [PDF\(0.69 MB \)](#)

下載其它卷期全文 Browse all articles in archive: <http://entsocjournal.yabee.com.tw>

以水棲昆蟲監測雪霸國家公園武陵地區溪流水質

郭美華* 丘明智 謝易霖 國立中興大學昆蟲系 台中市南區國光路 250 號

摘要

本研究於雪霸國家公園武陵地區 5 條溪流設置水棲昆蟲長期監測站有 8 站，並自 2003 年 1 月至 12 月的監測期間，各站於每月以舒伯氏水網採集 6 次樣本並攜回實驗室鑑定，統計分析水棲昆蟲種類、數量及群聚組成。調查結果顯示，此流域共有水棲昆蟲 6 目 27 科 35 屬 44 種 (Taxa)，共採獲 102,855 個體數。調查期間 44 種水棲昆蟲分別為蜉蝣目有 11 種、毛翅目有 11 種、襍翅目有 5 種、鞘翅目有 3 種、雙翅目有 13 種、蜻蛉目有 1 種。水棲昆蟲群聚組成以蜉蝣目約佔 63.21% 為最多，其次為雙翅目佔 24.27%。以科級生物指標 (Family-level Biotic Index, FBI) 評估武陵地區水質約在 3.134~5.580 之間，分別為 excellent (特優) 與 fair (尚可) 之間，而 EPT (蜉蝣目、襍翅目及毛翅目) 豐度指標介於 19 到 27 之間。

關鍵詞：水棲昆蟲、水質監測、Hilsenhoff's 科級生物指標、EPT 豐度指標

前言

水棲昆蟲為水域生態系的重要成員 (Merritt and Cummins, 1984)，且具有豐富的種類和數量，所以各類型的淡水域生態系幾乎都有水棲昆蟲的分布，然而各種水棲昆蟲對於各項水文因子的感受具異質性，因而所能棲息的水質廣泛不同 (Campbell and Denno, 1978; Rutz *et al.*, 1980; Glazier, 1991; Leeper and Taylor, 1998; Schütz *et al.*, 2001; Butcher *et al.*, 2003)，十分適合作為水質變化與集水區經營管理績效之指標。雖然直接量測各項水文因子可以獲得精確的數值，但僅是取自某時間點的取樣資料，易受暫

時或局部性的環境變化而改變，如此一來便造成水質評估的誤差，然而水棲昆蟲長期處於各項物理及化學因子的綜合影響環境下，較能表現出長期的累積效應及衝擊的程度，所以於環境管理層面上，水棲昆蟲已廣泛被應用於水質的評估，以及監測水域生態系的變化 (Zamora-Munoz and Alba-Tercedor, 1996; Hsu and Yang, 1997; Shieh and Yang, 2000)。

Hsu and Yang (1997) 於「應用水棲昆蟲生物指標評估基隆河水質之研究」文章中曾評估不同指標方法，認為 Hilsenhoff 科級生物指標 (Hilsenhoff, 1988) 較適用來評估基隆河水質，過去政府及學者們曾於 1985 至 1986

*論文聯繫人
e-mail: mhkuo@dragon.nchu.edu.tw

及 1995 至 1996 年這兩個年份，針對雪霸國家公園武陵區溪流中櫻花鉤吻鮭的主要食物水棲昆蟲進行調查，並以 Hilsenhoff 科級生物指標監測七家灣溪的水質 (Yang *et al.*, 1986; Shieh and Yang, 2000)。雪霸國家公園武陵地區近幾十年來，因經濟發展及集水區的農業開發間接破壞了溪流植被的遮陰效果，導致溪水溫度升高，而使用農藥，水質優氧化，興建攔砂壩等等原因，使得國寶魚櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus masou formosanus*) 的生存棲地只剩武陵地區的七家灣溪，因而政府於 1989 年時明定櫻花鉤吻鮭為瀕臨絕種的魚類 (Yang *et al.*, 1986; Shieh and Yang, 2000)。由過去傳統農業到現今兼具觀光旅遊的時空變遷下，如何歸納出一個具體及精確的管理方針，並對變動的水質環境持續監測，是當今所想要得知的重要課題。本研究針對雪霸國家公園武陵地區的 5 條溪流即桃山西溪、桃山溪、七家灣溪、高山溪及有勝溪等，調查這些溪流的水棲昆蟲種類及數量，並以 Hilsenhoff 科級生物指標及 EPT 豐度指標 (Plafkin *et al.*, 1989) 進行溪流水質監測，來探討水棲昆蟲資源組成及水質變化。

材料與方法

一、樣區設置

雪霸國家公園武陵地區內的溪流有桃山西溪、桃山溪、七家灣溪、高山溪及有勝溪，為調查水棲昆蟲及監測水質，由北而南選定 8 站，各採樣站的分布位置詳見圖一。表一為各站照相觀測初步主觀判定之底質狀態及 GPS 座標。

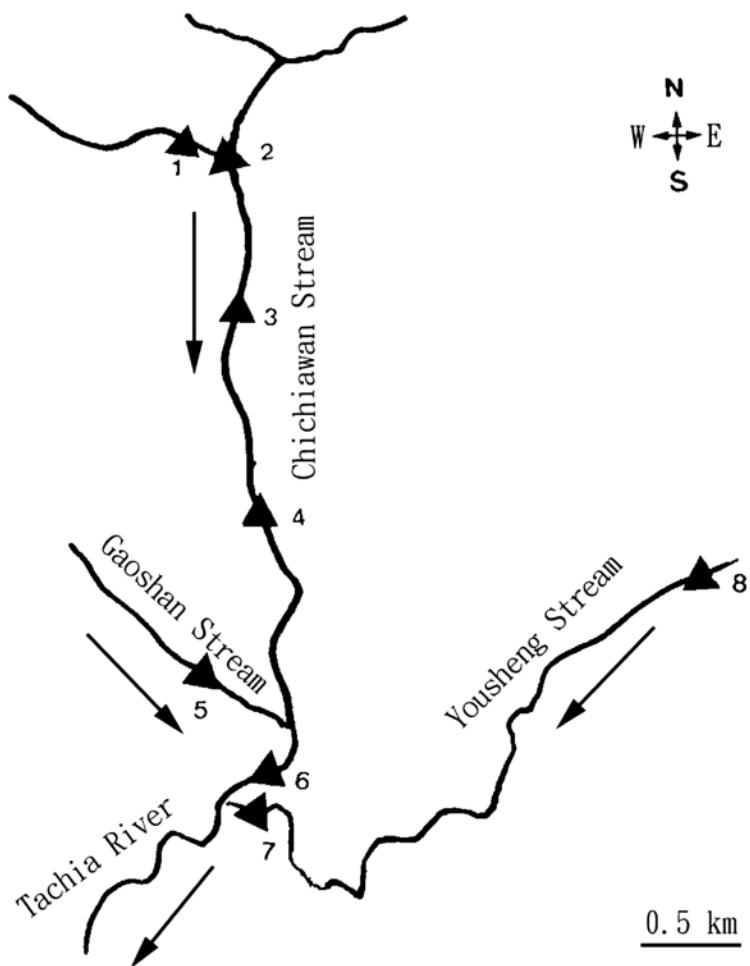
第 1 站位於桃山西溪之武陵吊橋前方約 50 公尺處，兩岸有高大林木及灌叢遮蔽，岸邊植物以水麻、芒草居多，無農業行為，上游

處有一攔砂壩。第 2 站位於桃山西溪、桃山溪的匯流處，僅有一岸有高大林木及灌叢遮蔽，無農業行為，下游處有一攔砂壩。第 3 站位於武陵區農業區旁，有農業經營的桃樹區、蘋果樹區、梨樹區及蔬菜區，以及濱岸保護區的草原區，無甚蔽蔭而日照直射入溪。第 4 站位於武陵地區農業區的下游處，雪霸國家公園往上游方向 100 m 左右的河段，岸邊植物以栓皮、水麻等，水道中亦有生長茂盛的水芹菜，但無甚蔽蔭而日照直射入溪。第 5 站位於高山溪已拆攔砂壩上游方向 50 m，且兩岸岩壁的植被較密，陽光不易透入，此站於調查期間正在進行攔砂壩拆除後的改善工程。第 6 站位在高山溪及七家灣溪的匯流處，新繁殖場旁的河段，河道較為寬闊且分流成二水道，岸邊植物以楓香、栓皮櫟、二葉松居多。第 7 站位在有勝溪旁之農業區（種植高山蔬菜）的下游處，岸邊植物以大多為芒草或是赤揚。第 8 站位於思源壩口，有勝溪旁之農業區的上游處，河寬較為狹窄，溪面大多布滿水芹菜，岸邊植物多為芒草。

二、野外調查採樣

每次調查時先測量各站的水溫、水流速度、溶氧量及 pH 等水文資料，設備如下：溫度計使用攝氏溫度，量測溫度範圍涵蓋 -10°C 至 110°C，刻度精密至 0.1°C，外殼有金屬保護裝置，以防破裂。流速計使用攜帶式 Global water 800-875-1172 數位式流速計。使用攜帶式 LT-PH 207 量測 pH，範圍涵蓋 0 至 14，刻度精密至 0.01，在 25°C 下，有溫度自動補償裝置。使用攜帶式 LT-DO 5510 氧氣濃度計，量測水中溶氧範圍涵蓋 0 至 20 mg/l，解析度 0.1 mg/l，有溫度自動補償裝置。

於各樣區 50 m 範圍內以定面積之舒伯氏水網 (Surber sampler) (網框面積為 30.48 x



圖一 武陵地區的8個採樣站相關位置圖。

Fig. 1. Location map of the 8 sampling sites in the Wuling area. Arrows indicate the direction of stream flow.

30.48 cm，網框材質為銅合金制，網袋近框處以尼龍網製成，溪流底棲網以金屬網製成，網目大小為 0.248 mm) 在溪流中擾洗表層沙石，將水棲昆蟲擾出並隨水流進入網袋內，如此動作為取樣一次。從 2003 年 1 月至 2003 年 12 月，每月各站皆逆流地隨機重複取樣六次，且每個取樣位置不重複，並將 6 次取樣視為一個樣本單位 (Sample unit)。將採獲之水棲昆蟲以水盤承接並置入 70% 酒精中，攜回實

驗室鑑定種類 (Taxa)，並且量測每樣本單位所採獲之每一種類的個體數，而水棲昆蟲分類主要參考 Tsuda (1962)、Merritt 和 Cummins (1984)、Kawai (1985) 及 Kang 和 Yang (1994a, 1994b)。

三、資料分析

將 8 個不同採樣站於 12 個月份所採獲每單位樣本的個體數，同月份樣本配對後，以無

母數分析中的 Friedman's test 進行 8 個不同採樣站之卡方分析 (Chi-Square test)，以檢定 8 個不同採樣站彼此間是否有顯著差異 (Rohlf and Sokal, 1995)，若拒絕假說 H_0 ($p < 0.05$)，再以 Nonparametric multiple comparison test 分析兩兩樣站間之顯著差異 (Rohlf and Sokal, 1995)。

各採樣站皆以扁蜉蝣 *Rhithrogena ampla* 及四節蜉蝣 *Baetis* spp. 採獲數量較高，因此進一步計算出其相對豐度，並以上述方法進行分析兩兩樣站間是否差異顯著。

生物指標分析以科級生物指數 (Family-level Biotic Index, FBI) (Hilsenhoff, 1988) 及 EPT 豐度指標 (EPT taxa richness) (Plafkin et al., 1989) 作為水質評價標準。根據附表一 FBI 的數值來評定水質的有機汙染程度及水質等級，計算公式如下：

$$FBI = \sum \frac{n_i a_i}{N}$$

a_i = 第*i*科的忍受值

n_i = 第*i*科的個體數

N = 總個體數 = $\sum n_i$

EPT 豐度指標 (EPT taxa richness) 既為所有蜉蝣目、𫌀翅目和毛翅目之分類群的總合。

結 果

由表一可看出 8 個不同採樣站中，位於桃山西溪的第 1 站與位於七家灣溪的第 3 站、第 4 站溪流底質，皆具有礫石 (cobbles) 及卵石 (boulders)；位於桃山溪的第 2 站與位於高山溪第 5 站，具有砂石 (gravel) 及礫石 (cobbles)；位於有勝溪的第 7 站、第 8 站，則具有沙質 (sand) 底質。各站的年平均水溫、水

流速度、溶氧量及 pH 見表二。表二顯示武陵地區溪流 2003 年平均水溫約在 12~17°C 左右，與過去相同測站相比，1995~1996 年時第 1 站均溫為 10.38°C (Shieh and Yang, 2000)，如今上升至 11.27°C，第 4 站均溫由為 11.78°C 上升至今的 12.83°C，約上升 1°C；溶氧量則較過去略為下降。由表二得知 8 個不同採樣站 pH 質在 8~9 之間，七家灣溪水流速度越往下游越快，有勝溪則相反。

表三為各站 2003 年所採得之水棲昆蟲資源組成，得知 2003 年 1 至 12 月為止，共計調查水棲昆蟲已知有 6 目 27 科 35 屬 44 種分類群 (Taxa)，共採獲 102,855 個體數。四十四種水棲昆蟲分屬於蜉蝣目有 11 種分類群、毛翅目有 11 種分類群、𫌀翅目有 5 種分類群、鞘翅目有 3 種分類群、雙翅目有 13 種分類群、蜻蛉目有 1 種分類群 (表三)。各站皆以蜉蝣目為最優勢的分類群，其中四節蜉蝣 *Baetis* spp. 採獲數量最高，可達 42,247 個體數，佔全數之 41.07%；扁蜉蝣 *Rhithrogena ampla* 採獲數次之，達 16,064 個體數，佔全數之 15.62%。毛翅目以沼石蛾科 *Uenoa taiwanensis*、流石蛾科 *Rhyacophila nigrocephala* 及角石蛾科 *Stenopsyche* sp. A 這三個物種數量最多，*U. taiwanensis* 在第 1 站採獲量較其他 7 站多，此結果與過去研究相同 (Shieh and Yang, 2000)。𫌀翅目以石蠅科 *Neoperla* spp. 採獲量最高，除有勝溪外，其他三條溪流皆可採到不少數目。鞘翅目過去記錄到三個物種，記錄中扁泥蟲科之 *Eubrianax* sp. 在調查期間未被採集到 (2004 年有被採集到)，而在第 1 站、第 2 站及第 7 站則採到新物種為龍蝨科之 *Deronectes* sp.，記錄中的長角泥蟲科 *Zaitzevia* sp. 及圓花蚤科 *Cyphon* sp. 在 8 個不同採樣站皆可採到。雙翅目以搖蚊科 Chironomidae 為該目之優勢物種，此結果與

表一 武陵地區各站的底質及 GPS

Table 1. Substrate and GPS readings at each site in the Wuling area

| Sample site | Substrate | GPS |
|-------------|---|---------------------------------|
| Site 1 | Cobbles (< 1.6~6.4 cm) and Boulders (< 6.4~25.6 cm) | (121° 17'57.0"E, 24° 23'58.3"N) |
| Site 2 | Gravel (< 0.2~1.6 cm) and Cobbles | (121° 18'01.2"E, 24° 23'58.5"N) |
| Site 3 | Cobbles and boulders | (121° 18'06.2"E, 24° 23'01.6"N) |
| Site 4 | Cobbles and boulders | (121° 18'12.2"E, 24° 21'51.7"N) |
| Site 5 | Gravel and cobbles | (121° 17'58.2"E, 24° 21'38.0"N) |
| Site 6 | Gravel, cobbles, and boulders | (121° 18'17.2"E, 24° 21'18.4"N) |
| Site 7 | Sand (< 0.2 cm), and gravel | (121° 18'08.7"E, 24° 21'59.0"N) |
| Site 8 | Sand, gravel, and cobbles | (121° 20'49.6"E, 24° 22'57.8"N) |

表二 2003 年武陵地區各站的平均溫度、流速、溶氧量及 pH

Table 2. Mean values of temperature, velocity, dissolved oxygen, and pH at each site in the Wuling area in 2003.
Numbers in parentheses are standard deviations ($N = 12$)

| Sample site | Temperature (°C) | Velocity (m/s) | Dissolved oxygen (ppm) | pH |
|-------------|------------------|----------------|------------------------|-------------|
| Site 1 | 11.27 (2.80) | 0.98 (0.32) | 8.96 (0.60) | 8.59 (0.33) |
| Site 2 | 11.36 (2.83) | 0.67 (0.52) | 9.23 (0.48) | 8.35 (0.36) |
| Site 3 | 12.44 (2.11) | 1.37 (0.54) | 9.08 (0.65) | 8.49 (0.37) |
| Site 4 | 12.83 (2.15) | 1.38 (0.51) | 9.31 (0.54) | 8.65 (0.37) |
| Site 5 | 11.98 (2.87) | 1.41 (0.77) | 9.22 (0.57) | 8.50 (0.31) |
| Site 6 | 13.59 (2.83) | 1.46 (0.69) | 8.91 (0.69) | 8.57 (0.32) |
| Site 7 | 16.53 (4.16) | 0.44 (0.29) | 8.91 (0.82) | 8.90 (1.01) |
| Site 8 | 12.63 (2.00) | 0.64 (0.33) | 8.25 (0.82) | 8.06 (0.33) |

過去研究相同 (Shieh and Yang, 2000)。

所採得 6 目水棲昆蟲群聚組成詳見圖二。圖中得知武陵地區水棲昆蟲群聚組成分別為蜉蝣目佔 63.21% 為優勢，而雙翅目佔 24.27% 次之，毛翅目佔 6.48%、續翅目佔 2.60%、鞘翅目佔 3.40%、蜻蛉目佔 0.04%。此結果與 1985~1986 及 1995~1996 兩個年度之結果略有不同 (附表二)，較大差異在 2003 年調查得知，蜉蝣目及雙翅目所佔比例增多了，但毛翅目所佔比例大幅減少了。上野 (1937) 的研究指出櫻花鉤吻鮭胃內含物毛翅目種類佔 32%，蜉蝣目種類佔 20%，雙翅目種類只佔 5%。毛翅目為所採獲物種中，體型最大之物種，能提供櫻花鉤吻鮭的食餌生物量較大，所佔比例減少直接衝擊到櫻花鉤吻鮭的食餌需求量及整個

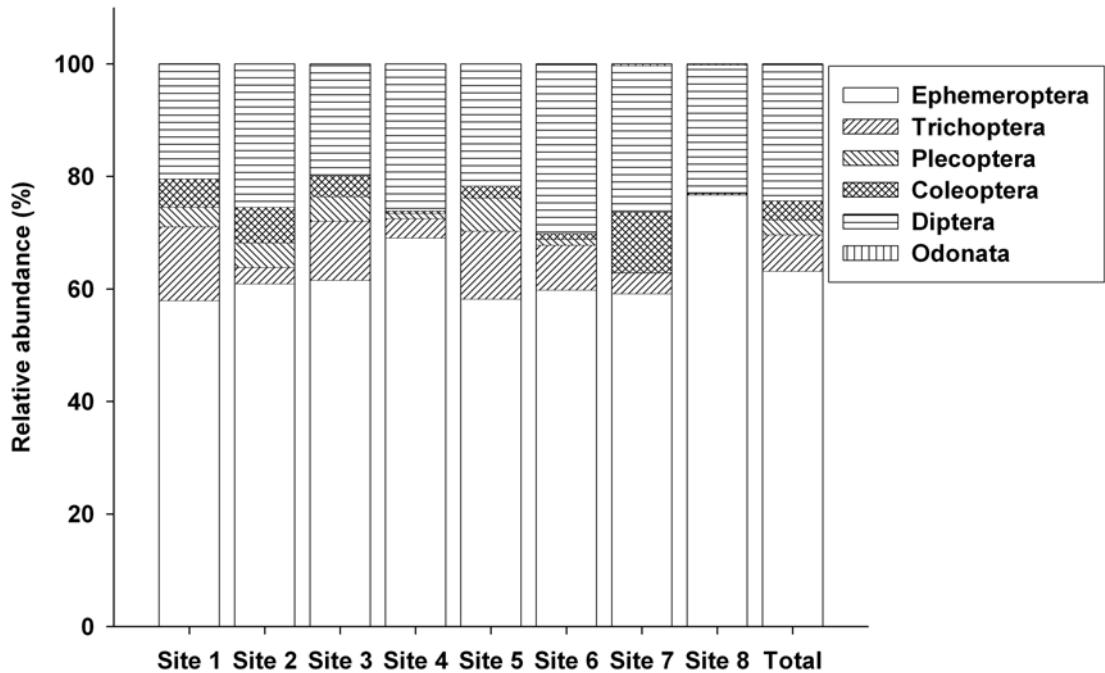
河川生態系統物種間之營養關係，此隱憂不容忽視。

不同採樣站所採獲水棲昆蟲數量經由 Friedman's test 分析結果有顯著差異 ($X^2_{[7]} = 42.44, p < 0.0001$)，以及各採樣站中之 *Rhithrogena ampla* 和 *Baetis spp.* 之相對豐度也有顯著差異 ($X^2_{[7]} = 68.30, p < 0.0001$; $X^2_{[7]} = 29.42, p = 0.0001$)。各站於 2003 年每樣本單位所採獲水棲昆蟲之平均數量列於表四，由表中結果可看出位於桃山西溪、桃山溪、七家灣溪各站所採獲水棲昆蟲數量明顯較高山溪及有勝溪為多，第 5 站高山溪只採獲 537.7 隻及第 7 站有勝溪下游只採獲 512.3 隻明顯低於其他各站。第 2 站桃山溪平均可採獲 1644.9 隻個體為最多，第 4 站七家灣溪一號壩

表三 2003 年武陵地區各站的水棲昆蟲資源組成及個體數 (每樣本單位)

Table 3. Composition and no. of individuals per sample unit of the aquatic insect fauna at each site in the Wuling area in 2003

| Order | Family | Taxa | Site 1 | Site 2 | Site 3 | Site 4 | Site 5 | Site 6 | Site 7 | Site 8 | Total | % |
|---------------|------------------|---------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|
| Ephemeroptera | Baetidae | <i>Baetiella bispinosa</i> | 543 | 58 | 579 | 269 | 92 | 392 | | 114 | 2,047 | 1.99 |
| | | <i>Baetis</i> spp. | 6,303 | 9,781 | 4,510 | 6,091 | 887 | 4,199 | 2,748 | 7,728 | 42,247 | 41.07 |
| | | <i>Pseudocloeon latum</i> | 219 | 49 | 218 | 551 | 230 | 307 | 6 | 547 | 2,127 | 2.07 |
| | Caenidae | <i>Caenis</i> sp. | 4 | 59 | 17 | 1 | 2 | 4 | 3 | | 90 | 0.09 |
| | | <i>Acerella glebosa</i> | 38 | 17 | 14 | 4 | 11 | 116 | 3 | 13 | 216 | 0.21 |
| | Ephemerellidae | <i>Acerella Montana</i> | 29 | 12 | 49 | 8 | 7 | 124 | 9 | 1 | 239 | 0.23 |
| | | <i>Ephemerella sauteri</i> | 23 | 60 | 45 | 24 | 29 | 65 | 746 | 1 | 993 | 0.97 |
| | Heptageniidae | <i>Afronurus nanhuensis</i> | 57 | 39 | 84 | 13 | 1 | 37 | 13 | 10 | 254 | 0.25 |
| | | <i>Epoerus erratus</i> | 36 | | 6 | 1 | 2 | 4 | 2 | 1 | 52 | 0.05 |
| | | <i>Rhithrogena ampla</i> | 1,224 | 1,574 | 2,387 | 4,912 | 2,490 | 3,350 | 88 | 39 | 16,064 | 15.62 |
| | Leptophlebiidae | <i>Paraleptophlebia</i> sp. | 265 | 383 | 10 | | 4 | 1 | 19 | | 682 | 0.66 |
| Trichoptera | Glossosomatidae | <i>Glossosoma</i> sp. | 6 | 6 | 15 | 8 | 169 | 106 | | | 310 | 0.30 |
| | Hydropsychidae | <i>Arctopsyche</i> sp. | 7 | | 4 | | 2 | 3 | | | 16 | 0.02 |
| | | <i>Hydropsyche</i> spp. | 68 | 23 | 186 | 88 | 140 | 126 | 19 | 1 | 651 | 0.63 |
| | Lepidostomatidae | <i>Goerodes</i> sp. | 7 | 19 | 6 | 5 | 7 | 82 | 20 | | 146 | 0.14 |
| | Limnephilidae | <i>Uenoa taiwanensis</i> | 1,457 | 134 | 263 | 8 | 111 | 20 | 6 | 1 | 2,000 | 1.94 |
| | Rhyacophilidae | <i>Apsilochorema</i> sp. | 12 | 50 | 32 | 86 | 24 | 9 | | 8 | 221 | 0.21 |
| | | <i>Himalopsyche</i> sp. | 3 | 8 | 19 | 4 | 37 | 2 | | | 73 | 0.07 |
| | | <i>Rhyacophila nigrocephala</i> | 90 | 145 | 214 | 193 | 151 | 428 | 5 | 2 | 1,228 | 1.19 |
| | | <i>Rhyacophila</i> spp. | 16 | 10 | 16 | 19 | 7 | 7 | 1 | 2 | 78 | 0.08 |
| | Sericostomatidae | <i>Gumaga</i> sp. | 112 | 89 | 110 | 70 | 111 | 285 | 175 | 9 | 961 | 0.93 |
| Plecoptera | Stenopsychidae | <i>Stenopsyche</i> sp. A | 203 | 82 | 484 | 107 | 24 | 79 | 1 | 2 | 982 | 0.95 |
| | Leuctridae | <i>Rhopalopsole</i> sp. | 8 | 30 | 6 | 30 | 3 | 22 | 2 | | 101 | 0.10 |
| | | <i>Amphinemura</i> sp. | 97 | 305 | 99 | 77 | 92 | 50 | 4 | 10 | 734 | 0.71 |
| | | <i>Protonemura</i> spp. | 4 | | 4 | | 5 | 1 | | 1 | 15 | 0.01 |
| | Perlidae | <i>Neoperla</i> spp. | 329 | 460 | 434 | 48 | 267 | 76 | | 3 | 1,617 | 1.57 |
| Coleoptera | Styloperidae | <i>Cerconychia</i> sp. | 89 | 79 | 19 | 2 | 13 | 4 | | 1 | 207 | 0.20 |
| | Dytiscidae | <i>Deronectes</i> sp. | 4 | 1 | | | | | 39 | | 44 | 0.04 |
| | Elmidae | <i>Zaitzevia</i> sp. | 75 | 345 | 212 | 20 | 76 | 121 | 602 | 8 | 1,459 | 1.42 |
| Diptera | Helodidae | <i>Cyphon</i> sp. | 677 | 891 | 261 | 58 | 61 | 24 | 17 | 2 | 1,991 | 1.94 |
| | Athericidae | <i>Atherix</i> sp. | 6 | 58 | 8 | 5 | 6 | 7 | | 3 | 93 | 0.09 |
| | Blepharoceridae | <i>Bibiocephala</i> sp. | 2 | 1 | 12 | 1 | 15 | 3 | | | 34 | 0.03 |
| | Ceratopogonidae | <i>Bezzia</i> sp. | 24 | 44 | 28 | 20 | 27 | 146 | 9 | 2 | 300 | 0.29 |
| | Chironomidae | <i>Chironomidae</i> sp. C | 86 | 416 | 295 | 357 | 296 | 413 | 18 | 180 | 2,061 | 2.00 |
| | | <i>Chironomidae</i> sp. D | 4 | 20 | 8 | 7 | 39 | 41 | 2 | 1 | 122 | 0.12 |
| | | <i>Chironomidae</i> sp. E | | | 2 | | 18 | | | 20 | 0.02 | |
| | | <i>Chironomidae</i> spp. | 2,267 | 2,426 | 1,291 | 2,490 | 380 | 2,175 | 816 | 1,520 | 13,365 | 12.99 |
| | | <i>Tanypodinae</i> sp. A | 146 | 1,251 | 223 | 813 | 46 | 522 | 565 | 254 | 3,820 | 3.71 |
| | Simuliidae | <i>Simulium</i> sp. | 20 | 3 | 96 | 558 | 182 | 288 | 8 | 449 | 1,604 | 1.56 |
| Odonata | Tipulidae | <i>Antocha</i> sp. | 16 | 23 | 141 | 121 | 12 | 106 | 138 | 73 | 630 | 0.61 |
| | | <i>Eriocera</i> sp. A | 189 | 468 | 214 | 17 | 226 | 426 | 41 | 4 | 1,585 | 1.54 |
| | | <i>Eriocera</i> sp. B | 81 | 150 | 139 | 82 | 84 | 147 | 4 | 6 | 693 | 0.67 |
| | | <i>Eriocera</i> sp. C | 235 | 170 | 103 | 8 | 84 | 37 | | 1 | 638 | 0.62 |
| | Gomphidae | <i>Sinogomphus formosanus</i> | | | 1 | 1 | | 4 | 18 | 21 | 45 | 0.04 |
| Total | | | 15,081 | 19,739 | 12,862 | 17,179 | 6,452 | 14,377 | 6,147 | 11,018 | 102,855 | 100.00 |



圖二 武陵地區各採樣站 2003 年水棲昆蟲 6 目相對組成百分比。

Fig. 2. Relative composition (%) of 6 orders aquatic insects of the Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera, Coleoptera, Diptera, and Odonata at each site and summary of the Wuling area in 2003.

平均可採獲 1431.6 隻個體次之，兩者間經分析並無顯著差異。表四同時可看出各站所採獲之 *R. ampla* 及 *Baetis* spp. 的平均相對豐度，結果顯示 *R. ampla* 平均相對豐度以第 4 站及第 5 站各佔 31.31% 及 36.97%，明顯高於其他各站，且第 7 站的 1.80% 及第 8 站的 0.30% 顯然是 8 站中最低者；*Baetis* spp. 的平均相對豐度則以第 8 站有 68.81% 為最高，而以第 5 站的 17.64% 為最低。

圖三為以 Hilsenhoff 科級生物指數 (FBI) 評估武陵地區 8 站永久樣區 2003 年 1 到 12 月監測每月每站之水質變化，茲將各採樣站之調查結果分敘如下。第 1 站桃山西溪的 FBI 值於 6 月有一高峰值為 5.106，水質等級為 fair (尚可)，其他各月約在 3.838~4.431 之間，分

別為 vry good (非常良好) 與 good (良好) 之間；EPT 豐度指數為 27。第 2 站桃山溪於 1 到 12 月，FBI 值約在 3.826~4.361 之間，水質等級分別為 very good (非常良好) 與 good (良好) 之間；EPT 豐度指數為 24。第 3 站七家灣溪二號壩於 1 到 12 月，FBI 值約在 3.629~4.290 之間，水質等級分別 excellent (特優) 與 good (良好) 之間；EPT 豐度指數為 27。第 4 站七家灣溪一號壩的 FBI 值於 1 月到 3 月，以及 11 月到 12 月呈現較高值，為在 4.331~4.781 之間，水質等級為 good (良好)，之間各月份則為 4.019~4.222，為 very good (非常良好)；EPT 豐度指數為 24。第 5 站高山溪於 1 到 12 月以 FBI 評估水質，各月呈現大幅變動，介在 3.134~4.360 之間；水質

表四 2003 年武陵地區各站之平均個體數、*Rhithrogena ampla* 及 *Baetis* spp. 的平均相對豐度

Table 4. Mean number of individuals per sample unit, and mean relative abundances of *Rhithrogena ampla* and *Baetis* spp. at each site in the Wuling area in 2003. Numbers in parentheses are standard deviations ($N = 12$)

| Sample site | No. of individuals per sample unit | Relative abundance of | | Relative abundance of | |
|-------------|------------------------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|----------|
| | | <i>R. ampla</i> (%) | <i>Baetis</i> spp. (%) | | |
| Site 1 | 1256.8 ab ¹⁾ | (924.5) | 9.78 c | (4.37) | 35.77 bc |
| Site 2 | 1644.9 a | (903.5) | 10.32 c | (11.24) | 44.41 ab |
| Site 3 | 1071.8 bc | (475.5) | 21.15 b | (11.40) | 32.55 cd |
| Site 4 | 1431.6 a | (687.5) | 31.31 a | (17.61) | 34.83 bc |
| Site 5 | 537.7 d | (366.0) | 36.97 a | (11.36) | 17.64 d |
| Site 6 | 1198.1 ab | (496.1) | 22.82 b | (15.64) | 30.62 cd |
| Site 7 | 512.3 d | (357.9) | 1.80 d | (1.89) | 37.83 c |
| Site 8 | 918.2 c | (402.9) | 0.30 d | (0.44) | 68.81 a |

¹⁾ Within columns, means with the same letter do not significantly differ at $p > 0.05$ (by the nonparametric multiple comparison test).

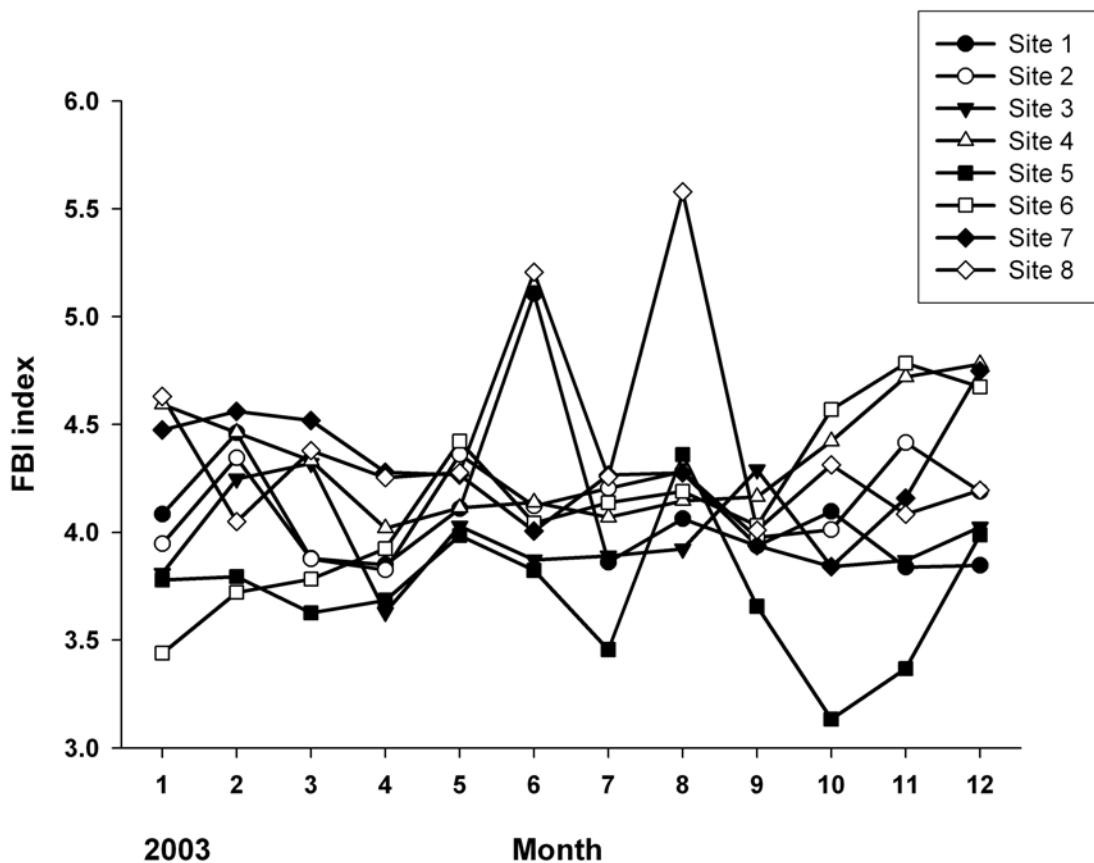
等級分別為 excellent (特優) 與 good (良好) 之間 (圖三)。EPT 豐度指數為 27。第 6 站新繁殖場於 1 到 12 月以 FBI 評估水質，波動的上升勢趨呈現於 1 月的 3.439 至 11 月及 12 月的 4.784 及 4.674，水質等級由 excellent (特優) 降至 good (良好)。EPT 豐度指數為 27。第 7 站有勝溪靠收費站於 1 到 12 月以 FBI 評估水質，於 6 月及 9 月到 11 月有較低值為 3.840~4.158，水質等級則為 very good (非常良好)，其餘月份介在 4.265~4.748 之間，水質等級為 good (良好)；EPT 豐度指數為 19。第 8 站思源壩口以 FBI 評估 1 到 12 月的水質，於 6 月及 8 月呈現高峰值，為 5.206 及 5.576，水質等級為 fair (尚可)，其他月份介於 4.011~4.630 之間，水質等級分別為 very good (非常良好) 與 good (良好) 之間；EPT 豐度指數為 20。

討 論

第 1 站及第 2 站經 FBI 值之水質評比於 1985 到 1986 年皆為 very Good，1995 到 1996

年則為 excellent (Shieh and Yang, 2000)，相比於本研究於 2003 年間所做結果，第 1 站水質評比為 Very good 與 Fair 之間，第 2 站則介於 very good 與 good 之間，都未達 excellent。而本研究第 4 站七家灣溪一號壩水質評比，一年有 7 個月皆為 very good，相較於過去曾進行過研究之七家灣溪一號壩附近的地點，為文獻中的第 3 站，於 1985-86 及 1995-96 年皆為 very Good (Shieh and Yang, 2000)。

各站皆以蜉蝣目為最優勢的分類群，與 1985 至 1986 及 1995 至 1996 年的調查結果相同 (Shieh and Yang, 2000)，且國外許多溪流也有相同的結果 (Suren, 1994; Brammer and MacDonald, 2003)。除了第 5 站以扁蜉蝣 *R. ampla* 為優勢種，其他 7 站皆以四節蜉蝣 *Baetis* spp. 的相對豐度為最大，且由上游至下游的平均相對豐度逐漸減少，由第 1 站、第 2 站的 35.77% 及 44.41%，經第 3 站及第 4 站的 32.55% 及 34.83%，最後減少至第 6 站的 30.62%，以及由第 8 站的 68.81% 顯著減少至第 7 站的 37.83% (表四)，然而 *R. ampla* 由第 1 站及第 2 站的 9.78% 及 10.32%，經第 3 站的 21.15%，



圖三 武陵地區 8 個採樣站 2003 年各月之 FBI index。

Fig. 3. Monthly values of the FBI index at the 8 sites in the Wuling area in 2003.

顯著增加至第4站的31.31%，但第6站則明顯減少至22.82%。第3站位於七家灣溪農業區，第4站和第6站都位七家灣溪下游處，這些站農業輸入的營養鹽可供藻類生長（林，2003）。由McCormick等人（1996）的研究顯示藻類生產力與營養鹽濃度呈現顯著的正相關，再者*Rhithrogena* sp.以刮食藻類為生（Merritt and Cummins, 1984），而七家灣溪下游處採獲*R. ampla*比例較上游處為大，推論七家灣溪下游因農業輸入的營養鹽使得下游處藻類生長可能較上游佳。

在快速生物評估法 (Rapid Bioassessment Protocol III, RBP III) 的種級生物指標(Hilsenhoff Biotic Index, HBI) 中扁蜉蝣*Rhithrogena* sp.對於有機汙染之容忍值定為最小值，數值為 0，而四節蜉蝣*Baetis* spp. 的容忍值則定為 4 (Bode *et al.*, 1996)，因此以這兩個物種之相對豐度變化來跟過去研究作進一步探討，發現第 1 站桃山西溪 *R. ampla* 佔 8.12%，較 1995~1996 之 11.12% 為低。第 2 站桃山溪 *R. ampla* 佔 7.97% 與過去 1985~1986 之 7.41% 及 1995~1996 之 6.89% 相較之

附表一 依據科級生物指數的水質等級評估 (Hilsenhoff, 1988)

Appendix table 1. Evaluation of water quality using the Family-level Biotic Index (FBI) (Hilsenhoff, 1988)

| FBI | Water quality | Degree of organic pollution |
|------------|---------------|-------------------------------------|
| 0.00~3.75 | Excellent | Organic pollution unlikely |
| 3.76~4.25 | Very good | Possible slight organic pollution |
| 4.26~5.00 | Good | Some organic pollution probable |
| 5.01~5.75 | Fair | Fairly substantial pollution likely |
| 5.76~6.50 | Fairly poor | Substantial pollution likely |
| 6.51~7.25 | Poor | Very substantial pollution likely |
| 7.26~10.00 | Very poor | Severe organic pollution likely |

附表二 1985~1986 及 1995~1996 位於七家灣溪各站的水棲昆蟲相對組成百分比

Appendix table 2. Relative composition (%) of the total aquatic insect fauna at each site of Chichiawan Stream in 1985~1986 and 1995~1996

| | Site 1 | | Site 2 | | Site 3 | | Site 4 | |
|---------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | 1995~96 | 1985~86 | 1995~96 | 1985~86 | 1995~96 | 1985~86 | 1995~96 | 1985~86 |
| Ephemeroptera | 46.06 | 51.99 | 40.52 | 47.35 | 58.67 | 73.08 | 58.92 | 52.30 |
| Plecoptera | 14.97 | 7.41 | 14.15 | 11.84 | 8.68 | 1.16 | 3.44 | 3.84 |
| Odonata | 0.06 | 0.04 | 0 | 0.20 | 0 | 0.14 | 0 | 1.01 |
| Trichoptera | 19.51 | 17.20 | 30.29 | 24.61 | 14.53 | 6.42 | 17.20 | 21.59 |
| Coleoptera | 6.00 | 1.92 | 2.37 | 1.03 | 1.14 | 0.59 | 1.25 | 1.14 |
| Diptera | 13.30 | 21.43 | 12.29 | 14.97 | 17.00 | 18.64 | 18.90 | 20.12 |

Source: Data from Shieh and Yang, 2000.

下，顯示 *R. ampla* 的比例略增。第 4 站七家灣溪一號壩 *R. ampla* 佔 28.59% 與過去研究之第 3 站於 1995~96 為 19.43%相比，顯示 *R. ampla* 的比例略增。第 1 站及第 2 站之 *Baetis*. spp.的相對豐度為 1995 至 1996 年的 1.5 倍以上 (Shieh and Yang, 2000)。相較 1995 至 1996 年而言，第 1 站、第 2 站及第 4 站於 2003 年的水質等級雖然多為 good 以上，但位於上游的第 1 站及第 2 站的水質等級似有劣於 1995 至 1996 年的水準。

第 7 站及第 8 站都位於有勝溪，為過去所沒有研究過的新採樣點，此 2 站調查期間採集到種類數僅 30 種及 32 種為最少，但其餘 6 站皆可採到 39 至 43 種不等，與 Shieh and Yang (2000)報告的 40 種相比變化不大。Yang et al. (1990) 認為不同的河床底質環境，水棲

昆蟲種類會不同，且較單調的泥沙底質，所採獲水棲昆蟲種類數較少。所調查的 5 條溪流，有勝溪具有泥沙底質，而調查結果也顯現出與 Yang et al. (1990) 調查北勢溪之情況相似，河床底質會影響水棲昆蟲的分布。蜉蝣科 *Ephemera* 屬喜沙質底質環境 (Ban and Kawai, 1986)，第 7 站所採獲 *E. sauteri* 為 8 站中出現最多的採樣站，顯現出水棲昆蟲對底質環境的反應。比對過去在七家灣溪所做的調查 (Shieh and Yang, 2000)，自 1985 至今，於七家灣溪上所採獲 *E. sauteri* 的相對豐度比例，逐漸下降，顯示河床底質獲得改善且經營管理不錯。

第 7 站位居有勝溪下游處，其一年所採獲數量由上游第 8 站的 11,018 個體數減少至 6,147 個體數 (表三)，且由表四結果顯示，平

均個體數有顯著差異。由 FBI 值可得知第 7 站及第 8 站的水質評估仍在尚可 (Fair) 以上，但 EPT 豐度指數為 19 及 20，小於其他六站之 24 到 27，且調查期間發現除了水棲昆蟲外，這二站可採集到為數不少之顫蚓類，尤以第 7 站為甚。顫蚓類泛指貧毛綱 (Oligochaeta) 顫蚓科 (Tubificidae) 的水生蚯蚓，顫蚓類聚集在水流動的地方，它以河床之沈積有機物為生，可在溶氧極低的河底生存，數量極多，常聚集生存 (Leynen *et al.*, 1999)。顫蚓科於 RBP III 的 HBI 容忍值被訂定為最大值 (Barbour *et al.*, 1999)。第 7 及第 8 站 *R. ampla* 平均相對豐度 (< 2%)，明顯低於其他各站。有勝溪溪邊已開發成菜園且無緩衝區，農藥及肥料可直接輸入溪流造成水質變差，因農業區是由上游往下游的連續區域，越往下游方向，則受輸入物累積更多，本研究結果可看出有勝溪相對其他 4 條溪流，其水質較差。水棲昆蟲幼蟲具有往下游泊集而成蟲往上游產卵的拓殖循環特性，有勝溪與七家灣溪匯流同一下游處，而有勝溪水質較差，可能會影響到七家灣溪下游處，而使七家灣溪水棲昆蟲數量減少，羽化成蟲數量也就減少，最後可能會導致七家灣溪上游處水棲昆蟲新生幼蟲數量下降，增添櫻花鉤吻鮭搜尋及取食水棲昆蟲的困難，所以經營管理上需考量到這方面的影響。

在櫻花鉤吻鮭棲息地中設置永久樣區，瞭解七家灣溪流域中河川生態系統內群聚結構與組成、更新機制，及在逆境環境下之反應等是必須的，不僅可永續長期進行監測，並可在不同的時、空下見證七家灣溪流域變遷，及進一步探討在保護區內櫻花鉤吻鮭的生存受到直接或間接危害，如颱風、森林火災、林木砍伐、坡地崩坍、農業耕作及人類活動等之影響。

誌謝

本研究承蒙內政部營建署雪霸國家公園管理處 092-301020500G-012 之經費資助，及兩位審查委員不吝指導與修正，特此致謝。

引用文獻

- 上野益三。1937。台灣大甲溪の鱈の食性と寄生蟲。台博報 27: 153-159。
- 林幸助。2003。武陵地區溪流藻類生產力之限制營養鹽。內政部營建署雪霸國家公園管理處印行。34 頁。
- Ban, R., and T. Kawai.** 1986. Comparison of the life cycles of two mayfly species between upper and lower parts of the same stream. *Aquat. Insect* 8: 207-216.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder, and J. B. Stribling.** 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. 2nd ed. EPA 841-B-99-002. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC. 339 pp.
- Bode, R. W., M. A. Novak, and L. E. Abele.** 1996. Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 89 pp.
- Brammer, C. A., and J. F. MacDonald.** 2003. Benthic insect fauna of a clean-water stream on Utah's Colorado

- Plateau, USA. West. N. Am. Nat. 63: 21-34.
- Butcher, J. T., P. M. Stewart, and T. P. Simon.** 2003. A Benthic Community Index for streams in the Northern Lakes and Forests Ecoregion. *Ecol. Indicat.* 3: 181-193.
- Campbell, B. C., and R. F. Denno.** 1978. The structure of the aquatic insect community associated with intertidal pools on a New Jersey salt marsh. *Ecol. Entomol.* 3: 181-187.
- Hsu, C.-B., and P.-S. Yang.** 1997. Study on the assessment of water quality with biological indicator of aquatic insects in the Keelung River. *Chinese J. Entomol.* 17: 152-162 (in Chinese).
- Glazier, D. S.** 1991. The fauna of North American temperate cold springs: patterns and hypotheses. *Freshw. Biol.* 26: 527-542.
- Hilsenhoff, W. L.** 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7: 65-68.
- Kang, S.-C., and C.-T. Yang.** 1994a. Three new species of the genus *Ameletus* from Taiwan (Ephemeroptera: Siphlonuridae). *Chinese J. Entomol.* 14: 261-269.
- Kang, S.-C., and C.-T. Yang.** 1994b. Heptageniidae of Taiwan (Ephemeroptera). *J. Taiwan Mus.* 47: 5-36.
- Kawai, T.** 1985. An illustrated book of aquatic insects of Japan. Tokyo Uni-versity, Tokyo. 409 pp (in Japanese).
- Leeper, D. A., and B. E. Taylor.** 1998. Insect emergence from a South Carolina (USA) temporary wetland pond, with emphasis on the Chironomidae (Diptera). *J. N. Am. Benthol. Soc.* 17: 54-72.
- Leynen, M., T. V. d. Berckt, J. M. Aerts, B. Castelein, D. Berckmans, and F. Ollevier.** 1999. The use of Tubificidae in a biological early warning system. *Environ. Pollut.* 105: 151-154.
- McCormick, P. V., P. S. Gawlik, K. Lurdong, E. P. Smith, and F. H. Sklar.** 1996. Periphyton-water quality relationships along a nutrient gradient in the northern Florida Everglades. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15: 433-449.
- Merritt, R. W., and K. W. Cummins.** 1984. An introduction to the aquatic insects of North America. 2nd ed. Kendall and Hunt, Dubuque, IA. 722 pp.
- Plafkin, J. L., M. T. Barbour, K. D. Porter, S. K. Gross, and R. M. Hughes.** 1989. Rapid assessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA 440-4-89-001. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, DC. 177 pp.
- Rohlf, F. J., and R. R. Sokal.** 1995. Biometry. 3rd ed. WH Freeman, New York. 887 pp.
- Rutz, D. A., R. C. Axtell, and T. D.**

- Edwards.** 1980. Effect of organic pollution levels on aquatic insect abundance in field pilot-scale anaerobic animal waste lagoons. Mosq. News 40: 403-409.
- Schütz, C., M. Wallinger, R. Burger, and L. Fureder.** 2001. Effects of snow cover on the benthic fauna in a glacier-fed stream. Freshw. Biol. 46: 1691-1704.
- Shieh, S.-H., and P.-S. Yang.** 2000. Community structure and functional organization of aquatic insects in an agricultural mountain stream of Taiwan: 1985-1986 and 1995-1996. Zool. Stud. 39: 191-202.
- Suren, A. M.** 1994. Macroinvertebrate communities of streams in western Nepal: effects of altitude and land use. Freshw. Biol. 32: 323-336.
- Tsuda, M.** 1962. Aquatic entomology. Hokuryu-kan, Tokyo, Japan. 269 pp (in Japanese).
- Ward, J. V.** 1992. Aquatic Insect Ecology, Part I, Biology and Habitat. Wiley, New York. 456 pp.
- Yang, P.-S., S.-H. Shieh, and K.-C. Wong.** 1990. Survey on the resource and ecology of aquatic insects in Pei-Shih stream. II. The hydrodynamic factors of the stream and the community structure of the aquatic insects. Chinese J. Entomol. 10: 249-269 (in Chinese).
- Yang, P.-S., Y.-S. Lin, K.-C. Huang, S.-H. Liang, S.-H. Shieh, and C.-S. Tzeng.** 1986. Investigations of aquatic insect fauna and ecology of the streams in the Wulin Farm. Ecologic Research Report No. 001, Council of Agriculture, Taipei, Taiwan. 40 pp (in Chinese).
- Zamora-Munoz, C., and J. Alba-Tercedor.** 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. J. N. Am. Benthol. Soc. 15: 332-352.

收件日期：2004年10月5日

接受日期：2004年12月23日

Water Quality Monitoring using Aquatic Insects in Streams in the Wuling Area of Shei-Pa National Park

Mei-Hwa Kuo*, Ming-Chin Chiu and Yih-Lin Shieh

Department of Entomology, National Chung-Hsing University, 250, Kuo-Kuang Road,
Taichung 402, Taiwan

ABSTRACT

This study was conducted to survey aquatic insects by Surber sampler and water quality monitoring at 8 sampling sites in the Wuling area of Shei-Pa National Park in 2003. The inventory of aquatic insects revealed 44 taxa, 35 genera, 27 families, and 6 orders, including 11 species of Ephemeroptera, 11 species of Trichoptera, 5 species of Plecoptera, 3 species of Coleoptera, 13 species of Diptera, and 1 species of Odonata. The total collected number of aquatic insects was 102,855 individuals. Ephemeroptera as the dominant order accounted for 63.21% of individuals at all sampled sites, and the next most abundant Diptera accounted for 24.27% of individuals. The Family-level Biotic Index (FBI) was applied to test the water quality of the Wuling area. Values of the FBI for all sites were between 3.134 and 5.580 in 2003, and therefore evaluations of water quality were between excellent and fair. Values of the EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera) taxa richness ranged from 19 to 27 at all sites in 2003.

Key words: aquatic insects, water quality monitoring, Hisenhoff's Family-level Biotic Index, EPT taxon richness index