

水盾草(*Cabomba caroliniana*)入侵对沉水植物群落物种多样性组成的影响*

丁炳扬¹ 金孝锋² 于明坚³ 俞 建³ 沈海铭⁴ 王月丰⁴

(1. 温州大学生命与环境科学学院 温州 325027; 2. 杭州师范大学生命与环境科学学院 杭州 310036;

3. 浙江大学生命科学院 杭州 310012; 4. 绍兴文理学院生物科学系 绍兴 312000)

提要 采用群落样方调查法, 对中国的水生入侵种水盾草所侵入的沉水植物群落进行研究。主要以 28 个样地(包括 4 个对照样地)为调查对象, 并将道场、太湖、陶堰、柯岩、方桥和五常 6 个作为固定样地进行每个季度的调查。 α 、 β 多样性测度公式分析, 结果表明, (1) 各个调查群落的物种组成差异都较大, 物种数目不等; 固定样地大多在不同季节中物种数目有所变化, 春夏季多, 冬季少。(2) 一般样地的 3 个 α 多样性指数中, Simpson 指数和 Shannon-Wiener 指数变化较为一致, Pielou 均匀度指数变化不太一致。物种多样性与水盾草的入侵程度有关, 水盾草优势程度越高, 物种多样性就越低。(3) 对照样地 α 多样性指数与相应的一般样地比较, 多样性也与优势度相关。(4) 固定样地 α 多样性指数一般冬季较其他三个季度低, 但 2001 年与 2002 年没有大的差异。(5) β_r 多样性指数显示, 在 0.4—2.4m 水深, 种类组成都有所改变, 在 0.4—0.8m 和 0.8—1.2m 种类改变较多, 且以稀有种类为主。水盾草对本土水生植物有负面影响, 应引起高度重视, 进行相关研究。

关键词 水盾草, 生物入侵, 入侵程度, α 多样性, β 多样性, 乡土种

中图分类号 Q948

物种多样性是生物多样性研究的一个层次, 物种多样性的维持或下降是生态学中的一个关键问题(Hillebrand *et al*, 2000)。生物多样性对于维持生态系统功能非常重要(Naeem *et al*, 1994; Tilman *et al*, 1994)。而外来种入侵是继生境破坏和片段化而严重影响生物多样性的又一大威胁因素(陈良燕等, 2001)。外来种在成功侵入后, 有的种在短时间内能大量繁殖并且疯狂扩散, 占据很大的空间, 从而导致乡土种的消失与灭绝(李博等, 2001)。

我国对于水生生态系统植物物种多样性的研究, 近年来也有一些, 但主要是侧重于大江或大湖植物物种多样性研究或人为干扰对其影响(简永兴等, 2001a, b, 2002; 吴中华等, 2002; 彭映辉等, 2003), 而植物外来种入侵对水生生态系统

物种多样性影响的研究却不多, 只有凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)和水花生(*Alternanthera philoxeroides*)等植物的报道(强胜等, 2001; 林金成等, 2003), 沉水的外来入侵植物却仍是空白。

水盾草(*Cabomba caroliniana*)是近年来入侵我国的水生植物之一(丁炳扬, 2000), 该种原产南美(Madsen, 1994), 已在日本和澳大利亚成为归化种(Mackey *et al*, 1997)。在国外, 因水盾草的大量繁殖而产生了許多负面影响, 例如: 导致美国很多州灌溉渠道堵塞、影响航运、造成水体二次污染等(Sander, 1979; Gracia, 1966; Hearne, 1966); 在澳大利亚, 水盾草已经大规模取代土著种(Mackey *et al*, 1997)。虽然水盾草目前对我国水生生物物种多样性影响还不明显, 但它已经在浙北、苏南和上海西部局部水域成为优势种, 并有

*国家自然科学基金资助项目, 39970145 号; 浙江省自然科学基金资助项目, 302002 号。丁炳扬, 教授, E-mail: dby@wzu.edu.cn

收稿日期: 2006-01-21; 收修改稿日期: 2006-05-31

进一步扩散的趋势(丁炳扬等, 2003)。因此, 对其群落物种多样性进行研究非常必要。

1 样地设置、采样及数据处理

1.1 样地设置

在我国水盾草分布范围内(丁炳扬等, 2003), 选择了 24 个样地(下称“一般样地”, No.1—24)和 4 个水盾草未入侵的对照样地(No.25—28), 均于夏季进行群落学的调查, 其地理位置和生境概况见表 1。然后基于调查的结果, 根据群落结构、物种组成以及水盾草的优势度等因素, 选择太湖(乡)、道场、陶堰、柯岩、方桥和五常作为固定样地, 从 2000 年冬季(五常从 2001 年夏季开始)至 2002 年冬季, 每个季度均进行一次群落学调查。

1.2 采样

在所选择的样地中, 视样地范围大小, 距离 20—50m 不等选择 10 个代表性的剖面分别采样(每一剖面代表一个样方)。每个剖面从岸边开始到水体的中央, 每隔 0.4m 左右水深用采草器(50cm×50cm)采样(每一次采样作为一个小样方), 直至肯定没有沉水植物的水深处为止。每次采样用采草器将植物连根拔起, 马上洗净、分种类、称其鲜重, 并取每一种植物 250g 作为样品带回, 在 80℃条件下烘干至恒重并称重, 以此换算每一种植物的干重。

1.3 数据处理

1.3.1 优势度分析 重要值是表示物种在群落中的优势程度的常用指标(宋永昌, 2001)。因为沉水植物的个体计数比较困难, 而且其密度和盖度也很难获得(崔心红等, 1999a; 吴中华等, 2003), 因此要根据每一种植物的频度和生物量来确定其在群落中的重要值:

$$IV = [(RF + RB) \times 100\%] / 2 \quad (\text{吴中华等, 2003})$$

式中, IV 表示重要值(Important value), RF 表示相对频度(Relative frequency), RB 表示相对生物量(Relative biomass)。

1.3.2 多样性指数 α 多样性分别采用 Simpson 指数(D_s)、Shannon-Wiener 指数(H')和 Pielou 均匀度指数(J)。

$$D_s = 1 - \sum_{i=1}^S P_i^2; H' = -\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i; J = H' / \ln S$$

式中, P_i 表示种 i 的重要值; S 表示样地内的物种数(马克平等, 1994)。

β 多样性根据 Wilson 和 Shmida 指数(β_T), 即:

$$\beta_T = \frac{[g(H) + l(H)]}{2a}$$

式中, $g(H)$ 为沿生境梯度 H 增加的物种数目, $l(H)$ 为沿生境梯度 H 减少的物种数目, a 为样方内的平均物种数目(马克平等, 1995)。

表 1 调查样地地理位置及生境概况
Tab.1 Localities and habitat conditions of investigation

样地号	地理位置	水域类型	水的流速	样地号	地理位置	水域类型	水的流速
1	宁波, 东钱湖(镇)	镇边小河	很慢	15	余姚, 河姆渡	村边小河	很慢
2	奉化, 方桥	镇边小河	慢	16	德清, 雷甸	村边小河	很慢
3	绍兴, 陶堰	村边中河	很慢	17	杭州, 三墩	镇边小河	慢
4	绍兴, 柯岩	田边小河	很慢	18	杭州, 五常	镇边小河	很慢
5	绍兴, 兰亭	村边小河	很慢	19	萧山, 城厢	镇边小河	慢
6	绍兴, 斗门	镇边小河	很慢	20	长兴, 后漾	村边小河	慢
7	绍兴, 湖塘	镇边中河	慢	21	宜兴, 新庄	村边中河	很慢
8	绍兴, 鉴湖	镇边小河	慢	22	无锡, 闾江	镇边小河	很慢
9	嘉兴, 南湖	湖泊	静止	23	常熟, 沙家浜	村边小河	慢
10	苏州, 阳澄湖(镇)	湖边小河	很慢	24	湖州, 东林	村边小河	很慢
11	吴县, 太湖(乡)	湖边小河	很慢	25	湖州, 黄市	田边小河	很慢
12	吴江, 庙港	镇边小河	很慢	26	湖州, 八里店	镇边小河	慢
13	湖州, 道场	田边小河	慢	27	萧山, 许贤	村边小河	慢
14	建德, 梅城	镇边大河	慢	28	杭州, 余杭	镇边小河	慢

2 研究结果

2.1 群落的组成及季节变化

水盾草入侵的水域, 沉水植物物种数目、组成有所不同。就 24 个一般样地的群落学调查来看, 物种丰富度最高的样地是道场, 有 13 种, 太湖次之, 为 9 种; 最低的为东钱湖, 仅水盾草一种, 为单优群落。此外, 兰亭的物种也很少, 仅水盾草、黑藻(*Hydrilla verticillata*)和金鱼藻(*Ceratophyllum demersum*)3 种。水盾草入侵群落的沉水植物一般在 4—7 种, 常见的土著种是苦草(*Vallisneria spiralis*)、金鱼藻、黑藻、菹草(*Potamogeton crispus*)和竹叶眼子菜(*P. malainus*)等, 少数样地有水车前(*Ottelia alismoides*)、小茨藻(*Najas minor*)、大茨藻(*N. marina*)、澳古茨藻(*N. oguraensis*)和弯果茨藻(*N. ancistrocarpa*)。

对照样地中, 种类最多的是余杭, 有 7 种, 最少的是黄市(4 种), 八里店和许贤均为 5 种。从种类上看, 金鱼藻、苦草、黑藻是共同出现的种, 也是最常见的沉水植物, 许贤有小叶眼子菜(*P. cristata*), 余杭有少量黄花狸藻(*Utricularia aurea*)和水蓼衣(*Hydrophila* sp.)。

各个固定样地的物种组成也不相同, 6 个样地共有的种为水盾草、金鱼藻、黑藻、苦草、菹草和穗花狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*), 而道场在夏季、太湖乡在春季时有水车前, 杭州五常样地每个季度均有水蓼衣, 与其他样地不同。物种数目及其季节变化在各个样地也不同, 物种数目最多的是太湖 2002 年夏季(9 种), 最少的是方桥 2001 年和 2002 年冬季均只有水盾草 1 种。各固定样地的物种数目季节变化, 一般而言, 物种数目最多出现在春季或夏季, 冬季时最少, 柯岩和五常物种数目随季节变化波动不明显(图 1)。

2.2 一般样地和对照样地的物种多样性分析

2.2.1 α 多样性指数 从图 2 可见, 24 个一般样地 Simpson 指数范围 0—0.7952 之间, 平均值 0.5409, 最高为道场乡, 其次为柯桥(0.7465)和太湖(0.7006), 最低的三个样地为东林(0.2773)、方桥(0.2619)和东钱湖。Shannon-Wiener 指数范围在 0—1.9263 之间, 平均值 1.0474, 变化幅度比 Simpson 指数大, 变化趋势和 Simpson 指数基本一致, 太湖和兰亭变化趋势较 Simpson 指数略上升。Pielou 均匀度指数范围在 0.3797—0.8978 之间(东钱湖只有 1 种, 未统计在内), 平均值 0.6643,

变化幅度略大于 Simpson 指数, 但变化趋势与 Simpson 指数和 Shannon-Wiener 指数不太一致, 表现在兰亭、斗门、雷甸、三墩和五常变化趋势上升, 而鉴湖、太湖和道场变化趋势下降, 这主要是因为群落组成, 种类多少差异较大。

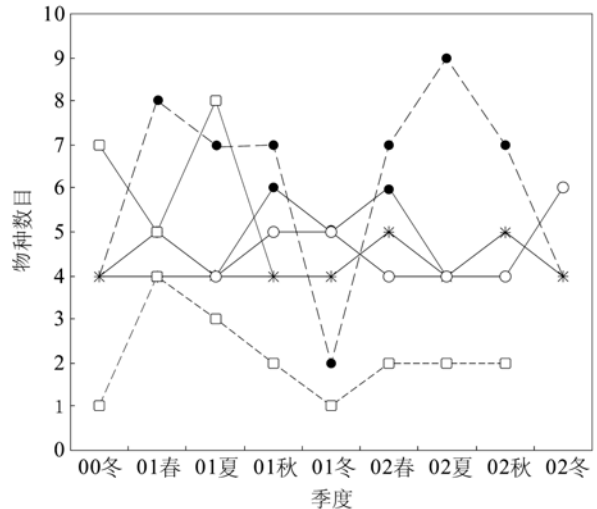


图 1 6 个固定样地不同季节物种数目的变化

Fig.1 Change in species number of six regular sites in different seasons

—□—道场, ---●---太湖, —●—陶堰, —*—柯岩, ---□---方桥, —○—五常

对照的 4 个样地, Simpson 指数范围在 0.4187—0.7545 之间, Shannon-Wiener 指数范围在 0.8068—1.5430 之间, Pielou 均匀度指数范围在 0.5681—0.7929 之间。基本上种类丰富的余杭各个指数均较高, 但许贤种类较丰富, Shannon-Wiener 指数和 Pielou 均匀度指数偏低, 这与其优势种的优势度及分布状况有关。

2.2.2 β 多样性指数 表 2 为沿水深梯度的 β_T 多样性指数。可见, 除了东钱湖和兰亭 2 个样地不同水深(以 0.4m 为一个梯度单位)没有发生任何种类变化以外, 其他样地都发生了不同程度的物种替代现象。一般物种的数目变化 1—2 种, 其中变化最大的是道场, 随着水的深度增加, 在 0.4—0.8m 和 0.8—1.2m 处, 种类变化(增加和减少)分别达到 6 种和 5 种。在调查中作者也发现, 在 0—2.4m 水域, 水盾草没有被替代, 种类改变的只是那些在样方中优势度小的种。不常见的种如: 水车前、大茨藻、小茨藻、弯果茨藻等, 以及一些常见种如: 黄花狸藻、密齿苦草(*Vallisneria denseserrulata*)、竹叶眼子菜和菹草等。个别样地如梅城, 在水深 2.8m 以下, 可能由于基底是以沙为主, 水盾草和黑藻、金鱼藻则都不生长, 只有苦草。

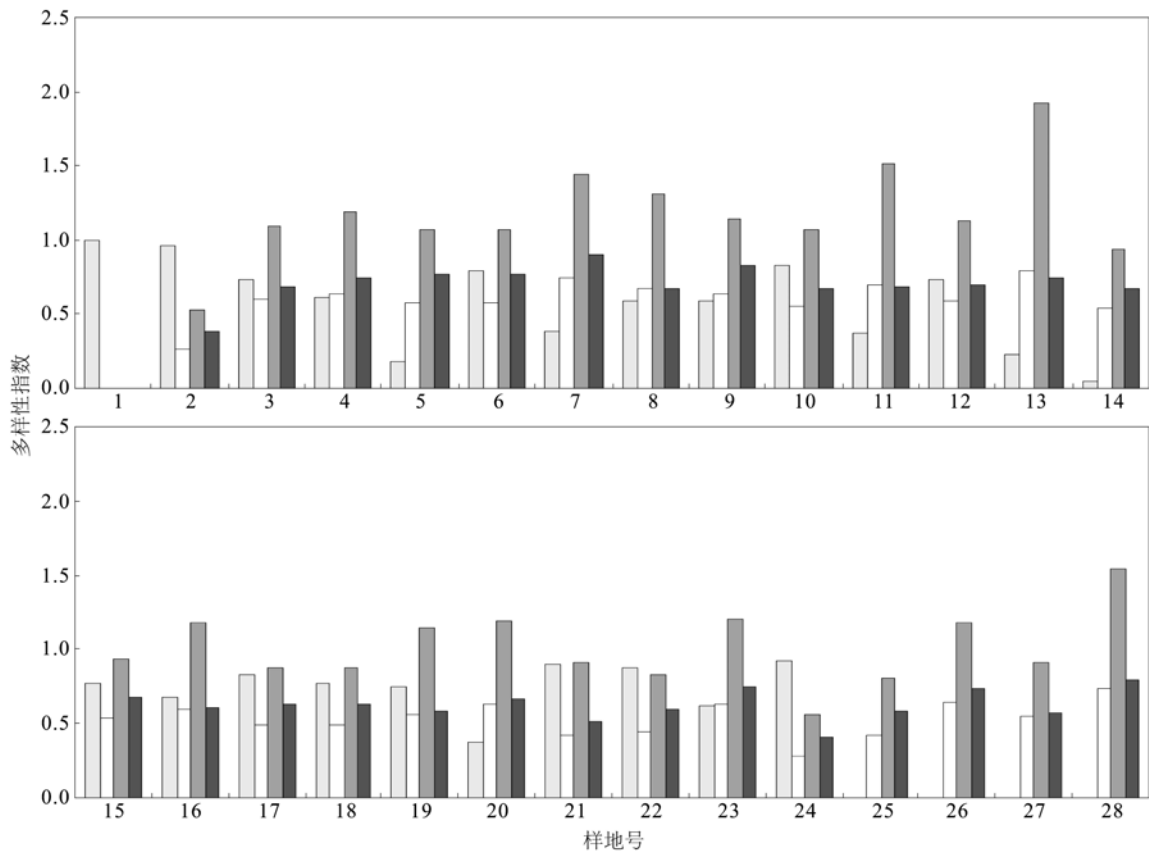


图 2 24 个一般样地和 4 个对照样地的多样性指数及水盾草相应的重要值
Fig.2 Diversity indexes of 24 regular sites and 4 control sites, and relevant key indices of *C. caroliniana*
各柱自左至右分别为水盾草 IV、Simpson 指数、Shannon-Wiener 指数、Pielou 均匀度指数

表 2 24 个一般样地和 4 个对照样地沿水深梯度的 β_T 多样性指数
Tab. 2 β_T -diversity indices in gradient of water depth in the 24 regular sites and 4 control sites

样地号	水深(m)						
	0.4—0.8	0.8—1.2	1.2—1.6	1.6—2.0	2.0—2.4	2.4—2.8	2.8—3.2
1	0.00	0.00	0.00				
2	0.167	0.333					
3	0.00	0.119	0.00	0.00	0.119		
4	0.00	0.107					
5	0.00						
6	0.00	0.308	0.154				
7	0.00	0.111	0.00				
8	0.109	0.217	0.109	0.109			
9	0.333	0.00					
10	0.125	0.125	0.125				
11	0.167	0.333					
12	0.250	0.250	0				
13	0.429	0.357					
14	0.167	0.167	0.167	0.333	0.333	0.500	0
15	0.167	0.167					
16	0.395	0.132	0.263	0.00			
17	0.167	0.167	0.167				
18	0.00	0.167	0.333				
19	0.316	0.158	0.474	0.158	0		
20	0.500	0.167	0.167	0.00	0.452		
21	0.133	0.267	0.267				
22	0.154	0.00	0.00				
23	0.00	0.00	0.125	0.125			
24	0.400	0.00	0.400	0.725			
25	0.00	0.136					
26	0.286	0.00	0.286				
27	0.250	0.125					
28	0.235	0.235	0.353				

对照样地除了黄市 0.4—0.8m 和许贤 0.8—1.2 m 水深没有种类变化外, 其他样地沿水深梯度都发生了种类替代, 种数 1—2 种, 所替代的种在样地内优势度很小, 如菹草、狐尾藻和水蓼衣。

Pielou 均匀度指数就是以 Shannon-Weiner 指数与物种数目的对数比率得到的(马克平等, 1994)。6 个固定样地 9 个季度的 Simpson 指数和 Pielou 均匀度指数的变化见图 3 和图 4。Pielou 均匀度指数与 Simpson 指数和 Shannon-Wiener 指数的变化不太一致, 表现在大多样地都比较平稳, 只有湖州的 2001 年春季、太湖的 2001 年冬季及方桥变化很大, 因为这些样地所处的季节种类增减很大。

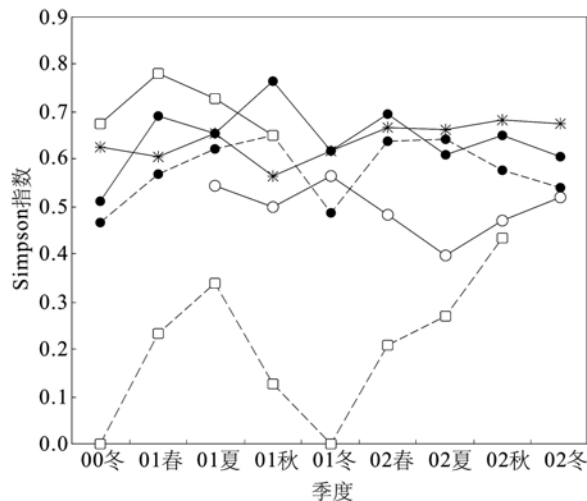


图 3 6 个固定样地 9 个季度 Simpson 指数的变化情况

Fig.3 Seasonal change of Simpson Index in six regular sites

—□—道场, ---●---太湖, —●—陶堰, —*—柯岩,
---□---方桥, —○—五常

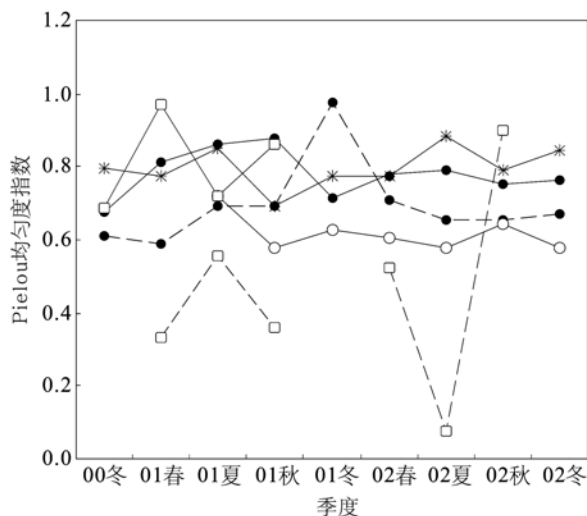


图 4 6 个固定样地 9 个季度 Pielou 均匀度指数的变化情况

Fig. 4 Seasonal change of Pielou Index in six regular sites

—□—道场, ---●---太湖, —●—陶堰, —*—柯岩,
---□---方桥, —○—五常

3 讨论

3.1 水盾草入侵沉水群落物种多样性的季节变化

就 6 个固定样地来看, 水盾草的优势度和物种多样性指数随季节都有不同程度的变化, 但波动幅度大多不大。对 2001 年和 2002 年度进行比较, 水盾草的优势度增加并不明显, 多样性指数虽有波动, 但差异不大, 可见短时间内水盾草对物种多样性的影响不大。但季节之间有明显变化, 一般来说, 冬季较其他三个季节小, 因为到了冬季, 苦草、黑藻、竹叶眼子菜等多以冬芽或地下茎的形式休眠, 次年早春萌发(崔心红等, 1999b; 熊秉红等, 2002), 而且其他水生植物(除菹草外)在春、夏、秋三个季节生物量也比冬季大(俞建等, 2004), 从而使物种多样性上升。值得一提的是方桥样地, 冬季时只有水盾草, 其他各个季节还有苦草, 2001 年和 2002 年多样性指数没有很大变化, 可见水盾草对苦草影响不大。

3.2 水盾草不同入侵程度对物种多样性的影响

在 24 个一般样地当中, 物种数 4 种的 8 个, 5 种的 7 个。而重要值是用以表示物种在群落中的优势程度的。从多样性指数和水盾草的重要值来看, 即水盾草优势度越高的样地, 物种多样性指数值就低; 反之, 多样性指数值就越高。如 4 种植物的方桥样地, 水盾草优势度达到 96.71%, 而其 Simpson 指数、Shannon-Wiener 指数和 Pielou 均匀度指数分别只有 0.2618、0.5263 和 0.3797, 明显低于同样只有 4 种植物的斗门、南湖、河姆渡、三墩、五常、闸江和东林样地(图 2)。基于此的相关性分析, 三个多样性指数均达到了极显著水平 ($P=0.003$)。同样, 含有 5 种植物的湖塘, 水盾草优势度只有 39.99%, 3 个多样性指数就明显高于其他 5 个样地(梅城除外), 相关性分析也达到极显著水平 ($P<0.001$), 梅城水盾草优势度只有 5.38%, 其多样性指数却是 7 个样地中最低的, 主要是与所处的环境有关, 因为梅城样地位于三江(富春江、新安江和兰江)交汇处的水库尾部, 水流速度、底部基质等均与其他样地有很大不同, 在这种生境当中, 可能苦草适宜生长, 因此所占比例极大, 而其他几种植物比例很小。水盾草的优势程度也代表了其不同的入侵程度, 由此可见, 随着水盾草在其所处的群落中增多, 群落的物种多样性则受着较大的威胁。

对照样地从种数上看, 黄市为 4 种, 其多样性指数与同是 4 种的样地比较, 斗门、南湖、河姆渡 3 个样地高于黄市, 三墩、閭江等 4 个样地与其相当, 而东林则低于黄市。从水盾草已入侵的这 8 个样地来看, 水盾草的优势度东林最大, 而南湖、河姆渡相对较小。八里店和许贤(含 5 种), 与湖塘、柯岩、阳澄湖、新庄等比较, 余杭(含 7 种)与雷甸和城厢的比较, 结果也相似。对照样地的乡土种, 长期以来构成了相对稳定的群落, 而水盾草入侵以后, 开始可能对群落的多样性影响很小, 但当其大量生长时, 必将带来很大的负面影响。

3.3 水盾草对乡土种的影响

入侵植物对生态系统、生境或物种造成不同程度的威胁, 可以引起生态系统破坏, 生物多样性降低, 甚至物种灭绝(SSC, 2000)。42% 土著生物多样性的丧失以及 80% 的濒危物种均受到入侵物种的威胁(Pimentel *et al.*, 2000)。而在一个群落中, β 多样性是物种沿着环境梯度, 从一个生境到另一个生境的变化速率和差异程度(Whittaker, 1972; 马克平等, 1995)。从 β_T 多样性指数随水深梯度的变化来看, 绝大多数样地在 0.4—2.4m 处均发生了变化, 种类改变有水车前、大茨藻、小茨藻、澳古茨藻、黄花狸藻、密齿苦草等, 这些种类大多为偶见种, 甚至是稀有种。水盾草一般分布于 <2.4 m 的浅水区域, 其繁殖能力很强, 任何一个带有一对开展叶片的节都能长成一个个体(Sander, 1979; Hanlon, 1990), 因此水盾草大量繁殖后可占据极大的空间, 对某些种类带来负面影响, 尤其是澳古茨藻, 按照受危种的划分, 已经是濒危种, 弯果茨藻和水车前, 则处于易危种状态(于丹等, 1998), 水车前曾是我国东部常见的沉水植物, 现在却很少看到(Zhang *et al.*, 2003), 可见其极易受到影响。水盾草入侵这些群落(道场、太湖和后漾), 很可能导致澳古茨藻和水车前在这些群落消失。

此外, 浅水区生长的金鱼藻和黑藻等, 水盾草的繁殖也会对其产生不良影响, 虽然从陶堰一个样地看, 水盾草生长的最适水深在 1.6m 左右, 金鱼藻在 0—0.4m, 苦草和黑藻等最适水深在 0.8—1.0m(俞建等, 2004)。但从 24 个样地来看, 水盾草在垂直分布上, 水深宽度比它们宽得多。种间关联程度体现了物种之间对生境需求的一致程度, 研究表明, 水盾草与金鱼藻的关联程度最高, 其次是苦草和黑藻(丁炳扬等, 2003)。可见, 水盾草

对于这些乡土常见种也具有潜在的负面影响。

致谢 复旦大学生命科学学院陈家宽教授对实验设计提出有益建议; 参加野外调查的有浙江大学生命科学院符翔、方洁、盛文龙、王鹏、傅海龙、杨旭、徐学红、杜良平、霍俊峰, 绍兴文理学院生化系李卫东, 杭州万向职业技术学院金明龙等; 浙江大学吴斐婕、林谊协助处理数据; 浙江大学李伟成对本文提出宝贵意见, 谨致谢忱。

参 考 文 献

- 丁炳扬, 2000. 中国水生植物一新归化属——水盾草属(莼菜科). 植物分类学报, 38(2): 198—200
- 丁炳扬, 于明坚, 金孝锋等, 2003. 水盾草在中国的分布特点和入侵途径. 生物多样性, 11(3): 223—230
- 于 丹, 钟云霄, 涂芒辉等, 1998. 中国水生高等植物受危种的研究. 生物多样性, 6(1): 13—21
- 马克平, 刘玉明, 1994. 生物多样性的测度方法: I α 多样性的测度方法(下). 生物多样性, 2(4): 231—239
- 马克平, 刘玉明, 1995. 生物多样性的测度方法: II β 多样性的测度方法. 生物多样性, 3(1): 38—43
- 李 博, 徐炳声, 陈家宽, 2001. 从上海外来杂草区系剖析植物入侵的一般特征. 生物多样性, 9(4): 446—457
- 吴中华, 于 丹, 王 东等, 2003. 汉江水生植物群落的结构与数量特征. 植物生态学报, 27(1): 118—124
- 吴中华, 于 丹, 涂芒辉等, 2002. 汉江水生植物多样性研究. 水生生物学报, 26(4): 348—356
- 宋永昌, 2001. 植被生态学. 上海: 华东师范大学出版社, 35—54
- 陈良燕, 徐海根, 2001. 澳大利亚外来入侵物种管理对策及对我国的借鉴意义. 生物多样性, 9(4): 466—471
- 林金成, 强 胜, 吴海荣等, 2003. 水花生[*Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb.]. 杂草科学, (3): 36—38
- 俞 建, 丁炳扬, 于明坚等, 2004. 水盾草入侵沉水植物群落季节动态. 生态学报, 24(10): 2149—2156
- 崔心红, 陈家宽, 李 伟, 1999a. 长江中下游湖泊水生植被调查方法. 武汉植物学研究, 17(4): 357—361
- 崔红心, 蒲云海, 熊秉红等, 1999b. 水深梯度对竹叶眼子菜生长和繁殖的影响. 水生生物学报, 23(3): 269—272
- 彭映辉, 简永兴, 倪乐意等, 2003. 长湖水生植物多样性及其变化. 云南植物研究, 25(2): 173—180
- 强 胜, 曹学章, 2001. 外来杂草在我国的危害性及其管理对策. 生物多样性, 9(2): 188—195
- 简永兴, 王建波, 何国庆等, 2001a. 湖北省海口湖、太白湖与武山湖水生植物多样性的比较研究. 生态学报, 21(11): 1815—1824
- 简永兴, 王建波, 何国庆等, 2001b. 水深、基质、光和去苗对菹草石芽萌发的影响. 水生生物学报, 25(3): 224—229
- 简永兴, 王建波, 何国庆等, 2002. 洞庭湖三个湖泊水生

- 植物多样性的比较研究. 水生生物学报, 26(2): 160—167
- 熊秉红, 李 伟, 2002. 鄱阳湖自然保护区蚌湖和中湖池苦草冬芽的调整. 水生生物学报, 26(1): 19—24
- Gracia W H, 1966. The need for aquatic weed control in Puerto Rico. Proceeding of the 19th Southern Weeds Conference, 454—455
- Hanlon C, 1990. A Florida native—*Cabomba* (fanwort). Aquatics, 12: 4—6
- Hearne J S, 1966. The Panama Canal's aquatic plant problem. Hyacinth Control Journal, 5: 1—5
- Hillebrand H, Sommer U, 2000. Diversity of benthic microalgae in response to colonization time and eutrophication. Aquatic Botany, 67: 221—236
- Mackey A P, Swarbrick J T, 1997. The biology of Australian weeds. 32. *Cabomba caroliniana* Gray. Plant Protection Quarterly, 12(4): 154—165
- Madsen J D, 1994. Invasions and declines of submersed macrophytes in Lake George and other Adirondack lakes. Lake and Reservoir Management, 10(1): 19—23
- Naeem S, Thompson L J, Lawler S P *et al*, 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. Nature, 368: 734—737
- Pimentel D, Lach L, Zuniga R *et al*, 2000. Environmental and economic costs of non-indigenous species in the United States. Bioscience, 50: 53—65
- Sander D R, 1979. The Ecology of *Cabomba caroliniana*. In: Gangstad E O ed. Weed Control Methods for Public Health Applications. CRC Press, Boca Raton, Florida, 133—146
- Species Survival Commission (SSC), 2000. IUCN Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. Gland Switzerland, 1—18
- Tilman D, Downing J A, 1994. Biodiversity and stability in grasslands. Nature, 367: 363—365
- Whittaker R H, 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon, 21: 213—251
- Zhang X-Y, Zhong Y, Chen J-K, 2003. Fanwort in eastern China: An invasive aquatic plant and potential ecological consequences. Ambio, 32(2): 158—159

IMPACT TO NATIVE SPECIES BY INVADED SUBAQUEOUS PLANT *CABOMBA CAROLINIANA*

DING Bing-Yang¹, JIN Xiao-Feng², YU Ming-Jian³, YU Jian³, SHEN Hai-Ming⁴, WANG Yue-Feng⁴

(1. School of Life & Environment Science, Wenzhou University, Wenzhou, 325027; 2. School of Life & Environment Science, Hangzhou Normal University, Hangzhou, 310036; 3. College of Life Sciences, Zhejiang University, Hangzhou, 310012; 4. Department of Biological Sciences, Shaoxing University, Shaoxing, 312000)

Abstract *Cabomba caroliniana* (Fanwort) is an aquatic exotic species in China, and it has affected native subaqueous species in bio-diversity. A survey on plant community was carried out in 24 regular sites where *C. caroliniana* distributed and 4 control localities free of the species in the areas of Daochang, Taihu, Taoyan, Keyan, Fangqiao and Wuchang, Southeast China. Regular sampling was conducted seasonally between 2000 and 2002. Aqueous plant samples in these localities were collected in a designed procedure regarding area and depth at certain intervals from water margin onward until no subwater plant can be sampled. The collected sample were then cleaned and dried for chemical researches to determine the bio-diversity in study areas indicated by α - and β -diversity indices. The results show that the species composition and species number are different among regular and control sites. The number of species in most regular sites varies seasonally, greater in spring and summer than in winter. Species diversity in the 24 sites have shown clear influence by the invasion of *C. caroliniana*; the longer the invasion time, and the stronger the *C. caroliniana* dominance, and the lower the bio-diversity. In the invasion sites, α -diversity indices often show two peaks. Generally speaking, the α -diversity in winter is lower than the other three seasons. On the other hand, β_T -diversity indices show that the changes in diversity occur in 0.4—2.4-metre in water depth, especially in 0.4—0.8 and 0.8—1.2-metre in water depth. The easily affected species included some rare species, such as *Ottelia alismoides*, *Najas oguraensis* etc., and some incidental species, as *C. caroliniana* often grows in these water depths and has impact those previously lived plant species. The fast proliferation of *C. caroliniana* not only affects the existence of the rare species clearly, but also threaten *Ceratophyllum demersum* and *Hydrilla verticillata* potentially. In future, more studies should be carried out on this notorious invasive plant.

Key words *Cabomba caroliniana*, Biological invasion, Invasive degree, α -diversity, β -diversity, Native species