农业环境科学学报 2011,30(3):539-547
Journal of Agro-Environment Science

太湖南泉水域水体及水华蓝藻中常量元素 Ca Na Mg K 和 Al 的特征和变化

苏彦平，杨　健*，刘洪波

（中国水产科学研究院内陆渔业生态环境与资源重点开放实验室，中国水产科学研究院淡水渔业研究中心，江苏 无锡 214081）

摘　要：近年来以微囊藻为优势种的太湖蓝藻水华持续暴发，已经成为严重的环境问题之一。本文通过现场采样及室内分析，研究了 2009 年太湖南泉水域蓝藻发生过程中藻类群落组成的变化，并同步研究了蓝藻体内及其水环境中常量元素 Ca、Na、Mg、K 和 Al 元素浓度的周年变化，分析了三者之间可能的相关性。研究显示，太湖蓝藻发生时间为 6—10 月，期间水温保持在 20 ℃以上，pH 值在水华发生后期可升高至 9.8；水体中元素浓度依次为 Na>Ca>Mg>K>Al，而水华蓝藻中元素浓度依次为 Ca>K>Mg>Na>Al；藻体对水体环境中元素的富集系数大小依次为 Al>K>Mg>Ca>Na。研究结果既为选择最佳物理除藻时期来有效降低湖泊中常量元素的负荷量，从而进行水华控制提供了支撑，也为今后将富含元素的水华蓝藻作为“生物矿源”加以利用提供了理论依据。

关键词：太湖；常量元素；蓝藻；富集
中图分类号：X835　　文献标志码：A　　文章编号：1672-2043(2011)03-0539-09

Characteristics and Variation of Major Element Ca, Na, Mg, K, Al in Waters and Water-bloom-forming Cyanobacteria in Nanquan Area of the Taihu Lake, China

SU Yan-ping, YANG Jian*, LIU Hong-bo

(Key Laboratory of Ecological Environment and Resources of Inland Fisheries, Freshwater Fisheries Research Center, Chinese Academy of Fishery Science, Wuxi 214081, China)

Abstract: The Taihu Lake is the third largest freshwater lake in China. Recently, heavy cyanobacterial blooms, being dominated by microcystis, have broken out frequently in this lake every year, and therefore, become a serious environmental problem.In the present work, a year-round study was conducted to investigate the variations of the community composition of waterbloom-forming cyanobacteria, the concentrations of major element Ca, Na, Mg, K, Al in the cyanobacteria and ambient water, and the changes in water temperature and pH at Nanquan area of the Taihu Lake from March 2008 to February 2009. Results showed that the most intense waterbloom happened from May to October during the study period with the water temperature maintained above 20 ℃ and the pH increased distinctly in October. The concentrations of the major elements in water samples were follow the order Na>Ca>Mg>K>Al, and those in cyanobacterial samples were Ca>K>Mg>Na>Al. The calculated bioaccumulation factors of cyanobacteria were in the following order Al>K>Mg>Ca>Na. The concentration of Na in the cyanobacterial samples was even lower than that in water samples. In addition, the highest bioaccumulation factor was documented for Al in water-bloom cyanobacteria, which was as high as 19 194 in July. The results of the present study could serve as fundamental insights for further investigation on the functional significance of these element to the occurrence and development of cyanobacterial water blooms, and furthermore, provided important evidence for the potential apporach of water-bloom control by removing major element burden. This study also suggested that water-bloom-forming cyanobacteria could be used as an important "bio-mine" resource, due to its huge amount of biomass and extreme accumulation of these major elements.

Keywords: Taihu Lake; major element; cyanobacteria; bioaccumulation

---

收稿日期：2010-09-14
基金项目：中央级公益性科研院所基本科研业务费专项(2009JBFB12)
作者简介：苏彦平(1981—)，女，硕士，研究实习员，研究方向为水体富营养化和渔业环境评价与保护。
* 通讯作者：杨　健　E-mail：jiany@ffrc.cn

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

近年来，随着环境污染和富营养化程度加剧，太湖地区以微囊藻为主的蓝藻水华频繁暴发，不但破坏了健康平衡的水生生态系统，降低水资源利用效能，引起严重的生态破坏及巨大的经济损失[1-2]，而且因藻细胞破裂释放出的蓝藻毒素可以引起水生物中毒，给公众健康带来极大隐患[3-4]。因此，如何有效治理大型湖泊中的蓝藻水华成为世界性难题[5]。

如 Ca、K、Na、Mg 等常量元素是生物体基本的营养物质[6]，在新陈代谢中发挥重要作用，比如，构成电解质、维持渗透压、产生能量、作为大分子结构材料、激活酶系统[7-8]，是生命中不可或缺的营养成分。足够的 Ca、Mg 和 K 是维持细胞正常机能，促进植物生长发育的必要条件[9]，Ca 在植物生理活动中参与细胞内各种生长发育调控，又能作为偶联胞外信号与胞内生理生化反应的第二信使[10-11]，Na、K 元素在植物体细胞内的物质传输中有重要作用[12-13]，Mg 在植物体内是许多酶的活化剂，其中特别是与碳水化合物代谢，磷酸转化以及脱羧作用关系密切[14-15]。Al 通常认为可与蛋白质结合，也可与脂类、糖类、核酸等结合，干扰植物细胞内一些离子代谢，影响各种生理生化过程正常进行[16-17]，然而 Al 在茶叶中有较高的含量[18]。常量元素通常认为是生命的必需元素，然而淡水湖泊中关于这类元素在水体或藻体内的存在组成等基本资料严重缺乏[14]，研究常量元素在蓝藻水华发生和发展中所起的作用也很缺乏，作者所在研究室曾对蓝藻高发期 7—10 月太湖水华蓝藻中元素组成做调研研究，初步发现藻体中 K、Na、Mg 浓度在水华发生过程中逐月增高，Al 则降低[19]。为了进一步揭示常量元素在水华发生过程中可能起到的重要作用，本研究以太湖南泉水域周年同步采集的水样、藻样样品为对象，利用电感耦合等离子体质谱仪来测定其中多种元素的含量，确定了太湖水体及水华蓝藻中多种元素的组成和周年变化特征，并结合太湖藻类群落变化情况及基本物理条件水温、pH 的周年变化，同步研究了太湖不同时间藻体及水体内元素浓度的变化，以期一方面为进一步探索关键元素在蓝藻水华暴发过程中的限制作用及其机制提供基础数据，同时也为今后寻找通过调控相关限制因子来控制蓝藻水华新途径，为有效保护渔业环境提供重要的理论依据。

1 材料和方法

1.1 样品采集及前处理

本研究于 2009 年 3 月至 2010 年 2 月间于无锡市南泉附近的太湖贡湖湾水域(如图 1 所示)逐月采集水样及水华蓝藻样品。藻华样本先经 200 目尼龙网筛过滤浓缩，再用 Mili-Q 水(电阻率 18.2 MΩ·cm^{-1})冲洗 6 遍，置于 80 ℃干燥箱中干燥 24 h 至恒重。太湖水样经针头式过滤器 (Milipore 公司，Millex 0.22 μm 型) 过滤，制得水样 30 mL 至样品瓶中。每月水样均取 6 个平行。其中水样在 2009 年 3 月至 2010 年 2 月间周年可采集到，而藻样仅在 2009 年 5 至 11 月间可采集到。

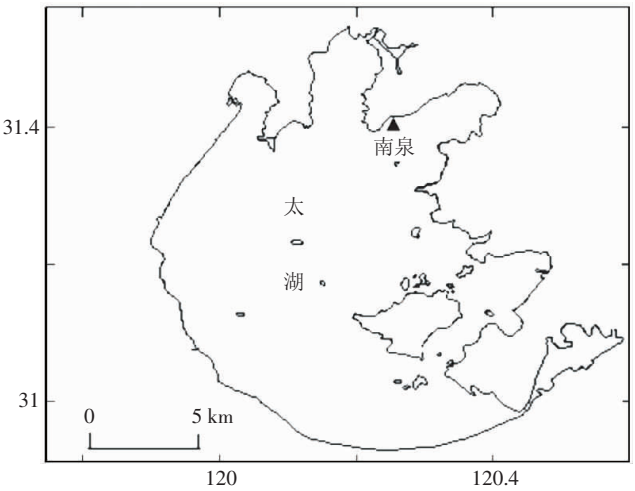

图 1 太湖南泉水域采样点(▲)

Figure 1 Sampling site in Nanquan area Taihu Lake(▲)

1.2 样本研磨和微波消解

用玛瑙研钵将干燥后的藻样研磨使其均一化，每月藻样均取 6 个平行，称取 0.1 g 干样装入消解管，每个消解管中加入 10 mL 浓 HNO_3(MOS 级，国药集团化学试剂有限公司，金属离子含量≤0.000 2%)，利用意大利 Milestone ETIIOS A T260 型微波消解仪进行消解。消解好的样品小心转移至定量瓶中，定量至 200 mL，称重，计算稀释倍数。

1.3 元素的测定

以元素 Li、Sc、Ge、Y、In、Bi 作为内标准，用 Agilent 电感耦合等离子体质谱仪 (7500 ICP-MS ce 型) 测定藻样及水样中 K、Ca、Na、Mg、Al 元素的含量。每月均用添加回收法测定元素回收率。水样回收率范围为 96.2%~104.9%，藻样回收率范围为 82.2%~105.7%。本文中藻样中元素浓度数据除特别声明外均为干重浓度。

1.4 藻类计数

在水面 0.5 m 水深处用采水器采集水样，量取 500 mL，加入 1%(5 mL) 鲁哥氏液固定，静置沉淀48 h，

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

浓缩后，取 0.1 mL 于浮游植物记数框内镜检计数[20]。

1.5 统计方法

文中描述性统计值用平均值±标准偏差表示，“—”表示该元素浓度低于检测限。数据间的差异性及相关性分析利用 SPSS 18 统计软件（美国 SPSS 公司）进行，用 Mann-Whitney U 检验进行差异性显著分析。

2 结果与分析

2.1 太湖藻类生物量及理化指标的周年变化

取藻华样本 0.1 mL，根据光学显微镜下的形态学特征进行种类鉴定及生物量计算[20]，经鉴定，太湖水华发生过程中微囊藻占绝对优势，其藻类生物量变化详见图 2。太湖 1—4 月藻类生物量极低，从 5 月开始藻类开始较快增长，6 月后生物量急剧升高，在太湖南泉水域形成表面蓝藻水华，严重时透明度为零。水华持续到 10 月，11 月后逐渐消退，至 12 月生物量急剧下降，水华消失。故本周年试验中，采集到蓝藻水华样品的时间为 5—11 月。

表 1 显示太湖水体中蓝藻占总藻类生物量百分比 2009 年 3 月—2010 年 2 月周年变化，图 3 则为太湖各门藻类百分比周年变化。研究发现在 5—11 月份，蓝藻占藻类生物量百分比较高，在 91.35%~99.84%间；而 12—4 月较低，在 35.29%~77.45%间。在蓝藻百分比较低的 12—4 月，硅藻和绿藻百分比相对较高。

以 2009 年 3 月—2010 年 2 月太湖中蓝藻细胞生物量和太湖藻类总细胞生物量做散点图，研究两者之间的相关性（见图 4），相关系数接近 1。

表 2 为太湖水体 pH 值、水温的周年变化。太湖中 pH 值波动在 6.7~9.8 间波动，2—9 月波动较小，pH 值范围为 7.3~8.0，10 月陡然再升高至9.8，11 月又迅速降至 6.7，12—2 月维持在 7.3~7.6 间。太湖水温

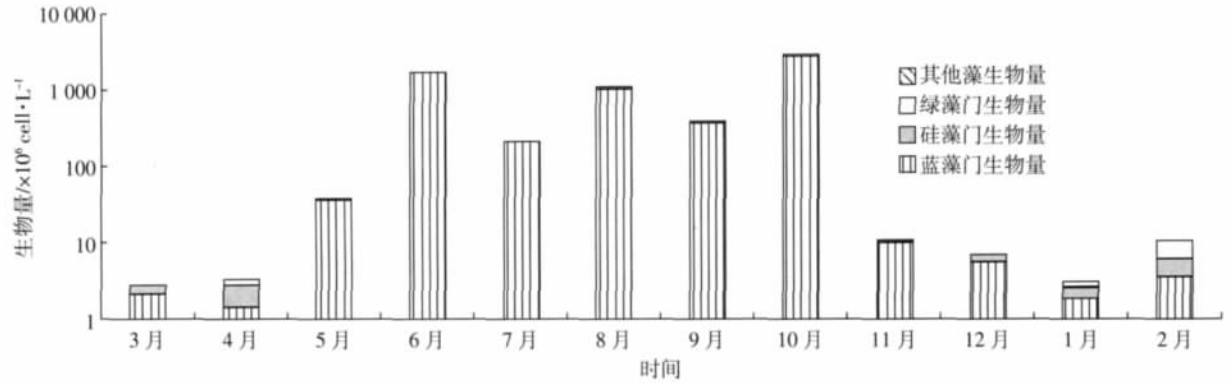

图 2 太湖南泉水域藻类生物量的周年变化

Figure 2 Annual variations of algae biomass in Nanquan area of the Taihu Lake

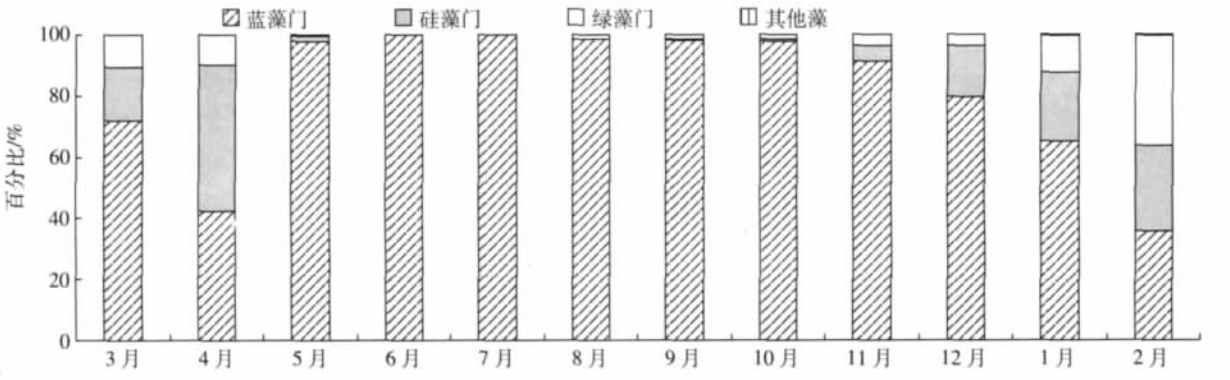

图 3 太湖南泉水域藻类群落组成的季节变化

Figure 3 Annual variations of algal community composition in Nanquan area of the Taihu Lake

表 1 太湖南泉水域蓝藻百分比的周年变化

Table 1 Seasonal variations of the percentage of water-bloom-forming cyanobacteria in Nanquan area of the Taihu Lake

时间	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月	1 月	2 月
蓝藻/%	71.88	42.34	97.83	99.84	99.82	98.36	98.15	97.85	91.35	79.49	64.86	35.29

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

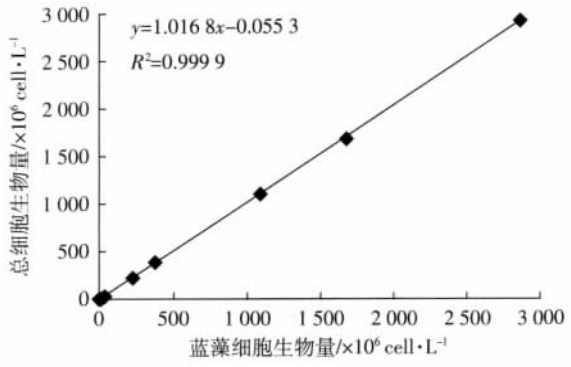

图 4 太湖南泉水域蓝藻生物量和藻类总生物量间的相关性

Figure 4 Correlation of cyanophyta to total algae biomass in Nanquan area of the Taihu Lake

度有明显的季节性变化,其中 2—3 月在6.3~10.8 ℃,4 月后水温上升至 20.1 ℃,然后持续上升至 8 月达周年最高温度 31.3 ℃,9 月开始下降为 24.8 ℃,随后水温持续下降,11—12 月温度在 9 ℃上下,1 月温度最低为 2.5 ℃,2 月上升为 6.3 ℃。

2.2 水样中常量元素的浓度变化

如表 3 所示,太湖水体中 Ca 浓度 3 月份最高 65.2 μg·mL^{-1},显著地高于其他月份(P<0.05),而后在 4—5 月显著降低(P<0.05);在水华发生高峰的 6—10 月中(除 8 月),一般为极显著升高,而 11—1 月里的浓度继续明显降低(P<0.05)。Na 浓度周年波动不大,总体表现为 1、2、4、5 月份浓度较高,3 月、7—9 月和 11、12 月份显著降低(P<0.05),而 6 月和 10 月显著低于其他月份(P<0.05)。Mg 浓度 1—5 月份浓度较高,6—8 月份显著低于前些月份,10—11 月最低。K 浓度在水华发生的前期(6 月)和后期(10—11 月)显著地低于其他月份(P<0.05),而其最高值(5.95 μg·mL^{-1})出现在 5 月,其次为水华发生中后期的 8—9 月。Al 浓度在水华发生的前期 4、5、7 月浓度显著升高,均显著地高于其他月份,在水华发生的后半期的 10 月会显著降低(P<0.05),1 月为最低点,0.011 μg·mL^{-1}。

2.3 水华蓝藻中常量元素浓度及富集系数变化

如表 4 所示,Ca 浓度在太湖藻体中的变化较大,6 月最高达 32 211 μg·g^{-1},显著高于其他月份(P<0.05);太湖藻体内 Na 元素在水华发生初期的 5 月和末期 11 月极显著高于其他月份(P<0.05)。该现象与水体中 Na 元素的相反。后者 7—9 月在藻体中的浓度会逐月显著上升(P<0.05)。Mg 浓度在 7 月和 11 月较高,而 6 月和 8 月较低(P<0.05);K 浓度在 7 月浓度最低,且 7—9 月显著低于其他月份(P<0.05);Al 浓

表 2 太湖南泉水域 pH 值和水温的周年变化

Table 2 Annual variations in pH and water temperature in Nanquan area of the Taihu Lake

时间	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月	1 月	2 月	平均
pH 值	7.6	7.5	7.6	8.0	7.8	7.9	7.7	9.8	6.7	7.7	7.6	7.3	7.8±0.7
水温/℃	10.8	20.1	20.5	27.6	31	31.3	24.8	22.9	8.8	9.2	2.5	6.3	18.0±10

表 3 太湖南泉水样中 Ca、Na、Mg、K、Al 浓度的周年变化(μg·mL^{-1})

Table 3 Annual variations of Ca, Na, Mg, K and Al concentrations in water samples from Nanquan area of the Taihu Lake (μg·mL^{-1})

时间	Ca	Na	Mg	K	Al
3 月	65.2±4.30a	45.5±1.83bc	9.34±0.38c	5.20±0.29c	0.024±0.011cdef
4 月	42.9±4.01c	51.8±3.96a	9.85±0.81abc	5.27±0.15c	0.035±0.006abc
5 月	45.7±1.49c	53.6±1.81a	10.27±0.35a	5.95±0.19a	0.043±0.009a
6 月	56.3±1.19b	35.3±0.96d	8.35±0.24ef	4.34±0.12d	0.012±0.001f
7 月	55.2±1.32b	44.8±1.58bc	8.26±0.24fg	5.36±0.12c	0.038±0.004ab
8 月	36.9±2.27d	44.6±2.33 bc	7.99±0.09g	5.67±0.30ab	0.019±0.004e
9 月	55.2±2.06b	46.9±2.93b	8.84±0.54de	5.68±0.34ab	0.026±0.013bcde
10 月	55.8±1.27b	36.0±0.62d	7.39±0.13i	4.42±0.07d	0.013±0.006ef
11 月	29.7±0.30e	45.8±0.63b	7.75±0.14h	4.41±0.07d	0.020±0.003e
12 月	24.6±1.04f	43.3±1.37c	8.86±0.31d	5.12±0.19c	0.026±0.004d
1 月	17.1±0.43g	53.7±1.22a	9.76±0.18bc	5.72±0.15ab	0.011±0.001f
2 月	45.8±1.36c	55.7±1.34a	9.94±0.24ab	5.59±0.18b	0.030±0.002c

注:同一列中无相同角标字母者表示差异显著(P<0.05),下同。

Notes: The data with different superscripts in same row are significantly different (P<0.05). The same below.

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

表 4 太湖南泉水域藻体常量元素浓度的季节变化（μg·g^{-1}）

Table 4 Seasonal variations in concentration of major elements in water-bloom-forming cyanobacteria from Nanquan area of the Taihu Lake（μg·g^{-1}）

时间	Ca	Na	Mg	K	Al
5 月	5154±147g	615±27.2b	1533±69.0d	7379±408a	999±63.5c
6 月	32211±796a	159±4.98e	1718±44.1c	7149±209a	1383±116b
7 月	6810±184e	140 ±10.9f	2091±46.5b	4851±186c	12064±2281a
8 月	11167±295b	340±28.2d	1417±31.9e	6220±298b	482±59.6f
9 月	9298±93.4c	419±16.3c	1556±11.8d	6434±193b	829±51.5d
10 月	5580±91.6f	327±19.0d	1503±25.2d	7005±209a	23.4±6.70g
11 月	7694±81.3d	765±15.9a	2319±65.5a	6948±129a	622±48.3e

度变化较大，7 月最高（12 064 μg·g^{-1}），且 8 月后显著下降（P<0.05），10 月为最低点（23.4 μg·g^{-1}）。

根据前处理过程中藻样干燥所得的每月含水率，可逐月计算出 5—11 月水华蓝藻平均湿干重比分别为 24.31、15.50、16.54、25.76、22.76、32.48、38.50。应用这些数据可以将表 4 的干重浓度换算成湿重浓度，用于进一步计算水华蓝藻对各元素的富集系数（表 5）。表5 所示，Na 在水华藻样中富集系数为 0.19~0.47，Ca 元素在水华藻样中富集系数为 3.08~36.9，波动范围较大，在 6 月最高，10 月最低。Mg 各月变化不大，范围为 6.14~15.3，K 元素和 Al 元素在藻体内富集系数最高的均在 7 月，为 54.7 倍和 19 194 倍。对 2009 年 5—11 月不同元素在太湖南泉水域水体和藻体中浓度进行相关回归分析，结果显示太湖水体与藻体各元素含量相关系数分别为：Ca，0.149；Na，0.359；Mg，0.273；K，0.937；Al，0.772。

3　讨论

3.1　水华蓝藻群落组成特点及与水温、pH 值的关系

贡湖位于太湖东北部，是太湖众多湖湾中最大的一个湖湾，面积 147 m^2，平均水深 2 m 左右[21]。太湖风浪较大，浊度波动在 50~100 FTU[22]。南泉水域位于贡湖的东北角，水深 1~2 m 受降水影响较大，受风浪影响，容易成为蓝藻集聚的湖湾。2009 年太湖南泉水域藻类生物量变化为 1—4 月生物量较低（10^7 cell·L^{-1}），4 月后进入快速生长阶段，到 6 月达到较高的生物量（高达 10^9 cell·L^{-1}），6—10 月生物量都在一个较高的水平，10 月后生物量迅速下降，11 月降至较低浓度（10^7 cell·L^{-1}），而 1—4 月生物量全年较低。2009 年太湖蓝藻暴发仍集中在 6—10 月[23-24]，而 2009 年太湖蓝藻群落占总细胞百分比从 5 月开始占据绝对优势，一直持续到 11 月均保持了较高的百分比（91.35%~99.84%），只有 12—4 月较低，在 35.29%~77.45%间。该结果比此前研究中太湖微囊藻高比例存在的时间更为长些[24-25]。12 月蓝藻在藻类群落中细胞百分比开始有所下降，12—4 月百分比相对较低（35.29%~79.49%），其中 2 月和 4 月蓝藻百分比均低于 50%。这说明到冬季藻类生物量下降的同时，藻类群落种类有所增加，微囊藻所占比例有所降低，水质有所好转。由图 2 可看出，本研究中太湖藻类 2009 年 3 月—2010 年 2 月生物量变化主要取决于蓝藻生物量的变化，相关系数接近 1，显示出太湖藻类细胞总数应该主要由蓝藻细胞总数所决定。

表 5 太湖南泉水域藻样中常量元素富集系数的季节变化

Table 5 Seasonal variations in bioaccumulation factor in water-bloom cyanobacteria from Nanquan area of the Taihu Lake

元素	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月
Ca	4.64	36.9	7.46	11.7	7.40	3.08	6.73
Na	0.47	0.29	0.19	0.30	0.39	0.28	0.43
Mg	6.14	13.3	15.3	6.88	7.73	6.26	7.77
K	51.0	106	54.7	42.6	49.8	48.8	40.9
Al	956	7 435	19 194	985	1 401	55.4	808

注：富集系数=元素在水华蓝藻体内的湿重浓度/该元素在水体中的浓度。

Note:Bioaccumulation factor=the concentration of a element in water-bloom-forming cyanobacteria/the concentration in water.

每年 2 月和 4 月微囊藻并不占据绝对优势，由于总生物量也很低，其他藻类百分比的上升对总生物量影响不大。整体来看，太湖蓝藻生物量的变化与藻类总生物量的变化呈良好的线性关系。本研究中5—11 月采集到的藻华样品中以蓝藻为主，所测定出的元素含量主要由蓝藻所贡献。因此，控制太湖水华的发生应把重点放在控制蓝藻的生长上。

太湖南泉水域年平均水温为 18 ℃，年最低水温为 1 月份（2.5 ℃），最高水温为 8 月 31.3 ℃。其中

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

11—3 月温度范围为 2.5~10.8 ℃,4 月快速升温至 20.1 ℃,4—10 月温度范围为 20.1~31.3 ℃。以往的研究发现底泥中微囊藻一般在 15 ℃时开始复苏,生长开始加速[26],当温度达到 20 ℃时,微囊藻生长较快,而微囊藻水华的暴发温度一般高于 20 ℃[27]。当温度降低至 13 ℃以下,水华微囊藻又开始下沉趋于休眠[28]。由此可见,太湖水体 4 月份后藻类生物量开始快速增长,而 11 月温度降至 8.8 ℃,蓝藻水华迅速消失,藻类生物量急剧下降。这也说明温度在太湖蓝藻暴发中必然有重要作用。

太湖南泉水域 pH 值年波动不大,为 7.77±0.7,中性偏弱碱。其中 6—10 月 (7.7~9.8) 高于其他月份 (6.7~7.6),这可能是由于水华蓝藻本身具有高效吸收利用外源无机碳的功能——无机碳浓缩机制 (Ci-Concentrating Mechanism,CCM)[29]。Paerl 和 Huisman 认为藻类在快速增长过程中利用水体中的 CO_2 和 HCO_3^- 从而提升了水体 pH 值[30]。在太湖中,6—10 月藻类快速生长时消耗了水体里大量的 CO_2,从而致使水体 pH 陡然上升至 9.8。研究发现 2009 年太湖蓝藻 4 月后进入快速生长期,而 6—10 月保持较高生物量,11 月后蓝藻生物量下降与水体的理化指标密切相关,水体中存在的其他各种营养元素可能在蓝藻生物量变化过程中起到重要作用。

3.2 水体及水华蓝藻中常量元素的浓度特征

Ca 是植物生长发育必需的营养元素之一,在植物生理活动中起着结构成分的作用,也具有酶的辅助因素功能;既能维持细胞壁、细胞膜及膜结合蛋白的稳定性,参与细胞内各种生长发育调控,又能作为偶联胞外信号与胞内生理生化反应的第二信使[10],足够的 Ca 可以使一些植物避免某些疾病[11]。本研究水样中 Ca 在水华高峰期的 6—10 月整体浓度水平升高,只有 8 月份显著降低 ($P<0.05$),而水华消失后的 11—1 月则显著低于其他月份 ($P<0.05$)。Ca 在藻体内的浓度 6 月最高,其次为 8—9 月。这与藻体对水体中 Ca的富集系数变化趋势相似(表 5)。值得注意的是,藻体中 Ca 浓度与水体中 Ca 浓度相关性不显著 ($P>0.05$),因此,藻体中 Ca 元素浓度可能主要取决于不同时期藻体对 Ca 不同的主动吸收能力 (富集系数由高至低依次为 6 月>8 月>7 月>9 月>11 月>5 月>10 月)。研究发现,溶液中 Ca 的浓度不仅可以影响植物对 Ca 本身的吸收,也会影响植物对其他阴阳离子的吸收[31]。因此,在藻华发生高峰的 6—10 月水体及藻体中 Ca 元素的浓度普遍较高,而初期 6 月藻类对水体中 Ca 积累浓度最高,可能与藻类的快速繁殖,藻华暴发对 Ca 的特殊需求有关。

Na 在植物体细胞内的物质传输中有重要作用[12],而有益元素之间在植物体内可能存在交互作用,有些元素可代替某种必需元素的部分生理功能。如对于某些嗜 Na 植物(甜菜等),Na 可以在渗透调节等方面代替 K 的作用[13],如调节细胞渗透压,调节保卫细胞运动,作为长距离运输的反向离子,参与光电合成和酶促反应等。水样中 Na 在水华暴发期间的高峰期 7—9月维持在较稳定浓度(44.56~46.94 $\mu g \cdot mL^{-1}$),水华发生的初期 6 月和末期 10 月浓度则显著降低 ($P<0.05$);而藻体中 Na 浓度变化却不同,在水华发生初期的 5 月和末期 11 月会显著地高于其他月份 ($P<0.05$)。此外,藻体中 Na 的富集系数为 0.19~0.47,均小于 1,可见藻体对水体中的 Na 元素无富集作用。藻体中 Na 元素与水体中 Na 浓度亦相关不显著 ($P<0.05$),可见在太湖水体中 Na 源充足,藻华对水体中 Na 的吸收主要取决于藻体自身生长的需求。

太湖南泉水样中 K 浓度的周年变化明显,在水华发生的初期(6 月)和末期(10、11 月)浓度显著低于其他月份。而藻体中 K 浓度在 7 月最低,且显著低于其他月份 ($P<0.05$)。K 在藻体中富集系数 6 月最高,其他月份均较低。藻体中 K 与水体中 K 浓度呈显著正相关 ($R=0.937$, $P<0.01$),藻体中 K 元素浓度随水体中 K 元素浓度上升而上升,显示出藻体对环境中 K 的被动积累不容忽视。此外,在植物体内,K 元素通常与 Na 元素形成较高的 K/Na 比,这种 K/Na 比或交互作用是受细胞膜上的转运蛋白所调控的[32]。植物细胞质液内通常维持一个较高的 K/Na 比,如较高的 K (100~200 $mmol \cdot L^{-1}$) 和较低的 Na (1~10 $mmol \cdot L^{-1}$)[33]。不同的植物体内 K/Na 比不尽相同,胞外胞内不同的 K/Na 比对物质的运输有重要作用,本研究中发现整个藻体中 K/Na 比在水华发生的前期较高,因而进一步确认胞内和胞外不同 K/Na 比在水华发生不同时期的变化及作用应作为一个考虑的重点。

Mg 也是植物生长的必需元素。Mg 参与了物质吸收与运转、光合作用和蛋白质合成,在植物体内 Mg 是许多酶的活化剂,其中特别是与碳水化合物代谢、磷酸转化以及脱羧作用关系密切[14-15]。水样中 Mg 在水华后期的 10—11 月浓度显著地低于其他月份 ($P<0.01$);而藻体中 Mg 浓度在 7 月 (253.2 $\mu g \cdot g^{-1}$)、11 月 (299.4 $\mu g \cdot g^{-1}$) 显著地升高 ($P<0.05$),富集系数的最高值出现在 7 月。藻体与水体中 Mg 的浓度亦不相关

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

(P>0.05)，因此藻体为自身的需求可能有主动获取足够量 Mg 的能力。

Al 可与蛋白质结合，也可与脂类、糖类、核酸等结合，干扰植物细胞内一些离子代谢，影响各种生理生化过程正常进行。在积累敏感性植物中 Al 可高含量存在于其根部组织，并抑制根的生长[16]。不同 Al 富集植物表现出的抗 Al 毒性能力存在显著的遗传差异，且应对 Al 毒性的途径亦不同[17]。有关太湖水域（即使是沉积物方面）Al 的研究很少[34]。本研究发现 Al 元素在湖水中的浓度为 10.5~43.4 μg·L^{-1}，在藻体中则为 23.4~12 064 μg·g^{-1}。水体中 Al 浓度最高为 5 月（43 μg·L^{-1}），其次为 7 月（38 μg·L^{-1}）。而藻体对水体环境中 Al 元素的富集浓度最高值出现在 7 月（12 064 μg·g^{-1}），而后逐月下降，最低为 10 月（23.4 μg·g^{-1}）。藻体中 Al 的富集系数波动剧烈，7 月最高为 19 194，10 月最低为 55.4。藻体中 Al 与水体中 Al 相关不显著（P>0.05），可见不同生长时期藻体对 Al 的积累能力相差极大。2008 年太湖蓝藻体内元素研究中发现 Al 元素亦存在 7 月明显高于其他月份的现象（P<0.05）（7 月 2 210 g·g^{-1}，9 月、10 月为 179.2~229.9 μg·g^{-1}）[19]。推测可能在蓝藻的暴发期藻类细胞在快速繁殖中具有高浓度积累 Al 的特殊机制，也可能在该时间段有特殊的外源 Al 污染。其原因尚待查明。

总体来看，常量元素在太湖水体中浓度依次为 Na >Ca > Mg> K> Al，在太湖蓝藻中浓度依次为 Ca > K>Mg>Na>Al。藻体对水体环境中元素的富集系数依次为 Al>K>Mg>Ca>Na。而太湖蓝藻中高含量 Al 存在及剧烈变化的原因及其对微囊藻生长的影响机制等尚待进一步研究。

3.3 太湖水华藻样对常量元素的积累及应用意义

生物富集是生物有机体及处于同一营养级上的生物种群从周围环境中蓄积某种元素或难分解的化合物，从而使生物体内该物质浓度超过环境中该物质浓度的现象[34]。本研究发现水华蓝藻可不同程度地富集 Ca、Na、Mg、K 和 Al。这一方面可能是因为其自身生长的需要，另一方面也可能是由于藻类细胞壁主要由多糖、蛋白质和脂肪的网状结构组成，细胞壁上有许多官能基团（例如–NH–、–OH–、–CO–、–NH–、–SH–）形成的螯合物，可以对某些离子具有强烈的吸附富集作用[36–37]。

近年来，物理除藻在应对水华暴发中得到越来越广泛的应用。太湖水域 2008—2010 年通过物理打捞分别移除蓝藻达 60 万 t、43 万 t 和 15.6 万 t[38–40]。运用藻类的富集机制，一方面，通过除藻应该可以有效消减湖泊中对蓝藻发生、发展起重要促进作用的常量营养元素及其负荷量，从而有益于修复水体环境[41–42]；另一方面，利用藻类可富集的较高浓度矿物质元素的特性，将其作为今后潜在的生物矿源资源，有可能获取或回收大量高价值的常量元素，实现循环利用。因此近年来，对于藻类对某些金属元素的富集及再回收利用研究也逐渐引起人们的注意[43]。本研究显示，太湖藻类对各元素的富集浓度最高分别可达Ca 32 211 μg·g^{-1}、Na 764 μg·g^{-1}、Mg 2 318.9 μg·g^{-1}、K 7 378.9 μg·g^{-1} 和 Al 12 064 μg·g^{-1}。若根据最佳富集时间对太湖藻类进行物理打捞，每年从太湖蓝藻“生物矿源”中利用回收可获取的 Ca、Na、Mg、K、Al 元素资源及其可达到的社会效益和经济效益将非常可观。因此，将物理移藻后的藻类作为一种“生物矿源”来开发，相关的工艺和方法值得今后作为研究的一个重点方面加以考虑。

4　结论

（1）太湖水体中 2009 年太湖蓝藻暴发集中在 6—10 月，蓝藻从 5 月到 11 月起均保持较高的百分比（91.35%~99.84%），该结果比以往蓝藻水华持续的时间区域延长。太湖水温长时间（2009 年 4 月—10 月）维持在 20 ℃以上，为微囊藻的快速繁殖及水华暴发期延长提供了基础条件，而藻细胞的大量生长消耗了水体中 CO_2，致使水体 pH 在 10 月份陡然升高至 9.8。本研究监测了 2009 年太湖蓝藻水华暴发情况及水体基础理化指标变化，为进一步寻找水华发生过程中的关键因子寻求控制蓝藻水华新途径提供基础依据。

（2）Ca、K、Na、Mg、Al 在太湖南泉水域藻体及水体中分布组成并不相同。藻体中 Na 元素浓度低于水体，说明水体中 Na 源充足，足够藻体生长需要。藻体对 Ca、Mg 的富集更多为主动获取，对 K 元素则更多是被动积累。而藻体对 Al 的上万倍富集显示出水华蓝藻对 Al 具有特殊的吸收机制及解毒机制。

（3）藻体对水体环境中元素的富集系数依次为 Al>K>Mg>Ca>Na，不同生长时期的水华蓝藻对元素的积累能力不同，对 Ca 和 K 的富集最高为 6 月，对 Mg 和 Al 的富集最高为 7 月。根据最佳富集时间对太湖藻类进行物理打捞，为有目的的减少太湖水体营养元素负荷量和利用太湖蓝藻回收提取 Ca、Mg、K、Al 元素作为新生生物矿源开发制备提供理论支持，具有

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

重要环境学、社会学及经济学意义。

参考文献:

[1] Qin B Q, Zhu G W, Gao G, et al. A Drinking water crisis in Lake Taihu, China: Linkage to climatic variability and Lake Management [J]. *Environmental Management*, 2010, 45(1): 105–112.

[2] Gkelis S, Lanaras T, Sivonen K. The presence of microcystins and other cyanobacterial bioactive peptides in aquatic fauna collected from Greek freshwaters[J]. *Aquatic Toxicology*, 2006, 1(78): 32–41.

[3] 许晨红, 赵庆顺, 王晓琳, 等. 藻华暴发期太湖不同湖区水样对斑马鱼胚胎发育及仔鱼生长毒性研究 [J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(8): 1443–1447.
XU Chen–hong, ZHAO Qing–shun, WANG Xiao–lin, et al. Toxic effect of water contained cyanobacterial bloom on embryo development and surviving activity of Zebrafish in Lake Taihu, China[J]. *Journal of Agro–Environment Science*, 2010, 29(8): 1443–1447.

[4] Song L R, Chen W, Peng L, et al. Distribution and bioaccumulation of microcystins in water columns: A systematic investigation into the environmental fate and the risks associated with microcystins in Meiliang Bay, Lake Taihu[J]. *Water Research*, 2007, 41(13): 2853–2864.

[5] Smith J L, Boyer G L, Zimba P V. A review of cyanobacterial odorous and bioactive metabolites: Impacts and management alternatives in aquaculture[J]. *Aquaculture*, 2008, 280(1–4): 5–20.

[6] Belitz H D, Grosch W, Schieberle P. Food chemistry (4th Edition) [M]. Springer, Berlin Heidelberg New York, 2009: 421–428.

[7] Mertz W. The essential trace elements[J]. *Science*, 1981, 213(4514): 1332–1338.

[8] Barroso M F, Silva A, Ramos S, et al. Flavoured versus natural waters: Macromineral (Ca, Mg, K, Na) and micromineral (Fe, Cu, Zn) contents [J]. *Food Chemistry*, 2009, 116(2): 580–589.

[9] 陈继侠, 任艳华. 植物缺氮、磷、钾元素症状及防治技术[J]. 中国农村小康科技, 2008, 9: 51–52.
CHEN Ji–xia, REN Yan–hua. The symptom and control technique of plant lack of nitrogen, phosphate and potassium[J]. *Chinese Countryside Well–off Technology*, 2008, 9: 51–52.

[10] 何龙飞, 沈振国, 刘友良. 铝胁迫下钙对小麦液泡膜功能和膜脂组成的影响[J]. 南京农业大学学报, 2000, 23(1): 10–13.
HE Long–fei, SHEN Zhen–guo, LIU You–liang. Effects of calcium on the function and lipid composition of tonoplast from two wheat (*Triticum æstivum* L.) cultivar roots under aluminum stress[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2000, 23(1): 10–13.

[11] Amor F M, Marcelis L M. Differential effect of transpiration and Ca supply on growth and Ca concentration of tomato plants[J]. *Scientia Horticulturae*, 2006, 111(1): 17–23.

[12] Blumwald E, Aharon G S, Apse M P. Sodium transport in plant cells[J]. *Biochimica et Biophysica Acta*, 2000, 1(465): 140–151.

[13] 王家玉. 植物营养元素交互作用研究[J]. 土壤学进展, 1992, 20(2): 1–10.
WANG Jia–yu. Research on interaction among plant nutrient elements [J]. *Progress in Soil Science*, 1992, 20(2): 1–10.

[14] Lavon R, Goldschmidt E E, Salomon R, et al. Effect of potassium, magnesium and calcium deficiencies on carbohydrate pools and metabolism in citrus leaves[J]. *American Society for Horticultural Science*, 1995, 20(1): 54–58.

[15] Riens B, Heldt H W. Decrease of nitrate reductase activity in spinach leaves during a Light—dark transition[J]. *Plant Physiology*, 1992, 98: 573–577.

[16] Samuels T D, Küçükakyüz K, Rincón–Zachary M. Al partitioning patterns and root growth as related to Al sensitivity and Al tolerance in wheat[J]. *Plant Physiology*, 1997, 113(2): 527–534.

[17] Ma J F, Ryan P R, Delhaize E. Aluminium tolerance in plants and the complexing role of organic acids[J]. *Trends in Plant Science*, 2001, 6(61): 273–278.

[18] Xie Z L, Chen Z, Sun W T, et al. Distribution of aluminum and fluoride in tea plant and soil of tea garden in central and southwest China[J]. *Chinese Geographical Science*, 2007, 17(4): 376–382.

[19] 苏彦平, 杨 健, 陈修报, 等. 太湖水华蓝藻中元素的组成研究及环境意义[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(6): 558–563.
SU Yan–ping, YANG Jian, CHEN Xiu–bao, et al. Elemental bioaccumulation in the water–bloom cyanobacteria from the Taihu Lake, China [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2010, 26(6): 558–563.

[20] 胡鸿均, 李尧英, 魏印心, 等. 中国淡水藻类[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1980.
HU Hong–jun, LI Rao–ying, WEI Yin–xin, et al. China freshwater algal[M]. Shanghai: Shanghai Scientific and Technology Press, 1980.

[21] 范成新, 季 江, 张文华, 等. 贡湖水质富营养化综合评价及初步预测[J]. 海洋湖沼通报, 1997, 3: 18–24.
FAN Cheng–xin, JI Jiang, ZHANG Wen–hua, et al. Comprehensive evaluation and preliminary prediction for water quality and eutrophication of Gonghu Bay [J]. *Transactions of Oceanology and Limnology*, 1997, 3: 18–24.

[22] 王建国, 钱 新, 张玉超, 等. 太湖悬浮物分布的现场监测研究[J] 环境保护科学, 2007, 33(4): 64–67.
WANG Jian–guo, QIAN Xin, ZHANG Yu–chao, et al. Field monitoring of distribution of suspended solid in Taihu Lake [J]. *Environmental Protection Science*, 2007, 33(4): 64–67.

[23] 吴生才, 陈伟民. 太湖浮游植物生物量的周期性变化[J]. 中国环境科学, 2004, 24(2): 151–154.
WU Sheng–cai, CHEN Wei–min. The periodic change of phytoplankton biomass in Taihu Lake[J]. *China Environmental Science*, 2004, 24(2): 151–154.

[24] Dokulil M, Chen W M, Cai Q M. Anthropogenic impacts to large lakes in China: The Taihu example[J]. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 2000, 3(1): 81–94.

[25] Chen Y W, Qin B Q, Teubner K, et al. Long–term dynamics of phytoplankton assembles: Microcystis—domination in Lake Taihu, a large shallow lake in China[J]. *Journal of Plankton Research*, 2003, 25(4): 445–453.

[26] 李阔宇, 宋立荣, 万 能. 底泥中微囊藻复苏和生长特性的研究[J]. 水生生物学报, 2004, 28(2): 113–118.
LI Kuo–yu, SONG Li–rong, WAN Neng. Study on recruitment and growth characteristic of *Microcystis* in sediment[J]. *Acta Hydrobiologi–*

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

ca Sinica, 2004, 28(2): 113-118.

[27] Hua J B, Zong Z X. Experimental research on formation of algae bloom in Yanghe Reservoir [J]. *Acta Scientiarum Naturalum Universitis Pekinesis*, 1994, 04(16): 476- 484.

[28] 金相灿, 储昭升, 杨　波, 等. 温度对水华微囊藻及孟氏浮游蓝丝藻生长、光合作用及浮力变化的影响[J]. 环境科学学报, 2008, 28(1): 50-55.
JIN Xiang-can, CHU Zhao-sheng, YANG Bo, et al. Effects of temperature on growth, photosynthesis and buoyancy regulation of the cyanobacteria *Microcystis flosaquae* and *Planktothrix mougeotii*[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(1): 50-55.

[29] Caldeira K, Wickett M E. Anthropogenic carbon and ocean pH[J]. *Nature*, 2004, 425: 365-365.

[30] Paerl H W, Huisman J. Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms[J]. *Environmental Microbiology Reports*, 2009, 1(1): 27-37.

[31] Haynes R J. Ion exchange proprieties of roots and ionic interactions within the root apoplasm: Their role in ion accumulation by plants[J]. *Botanical Review*, 1980, 46(1): 75-99.

[32] Apse M P, Blumwald D E. Na^+ transport in plants[J]. *FEBS Letters*, 2007, 581(12): 2247-2254.

[33] Binzel M L, Hess F D, Bressan R A, et al. Intracellular compartmentation of ions in salt adapted tobacco cells[J]. *Plant Physiology*, 1988 (86): 607-614.

[34] 袁旭音, 陈　骏, 吕宝源, 等. 太湖沉积物微量元素特征和变化: 自然与人类活动的影响[J]. 地质评论, 2003, 49(5): 552-560.
YUAN Xu-yin, CHEN Jun, LV Bao-yuan, et al. Characteristics and variation of trace elements in sediments from Taihu Lake: Effects of natural processes and human activities [J]. *Geological Review*, 2003, 49(5): 552-560.

[35] Chojnacka K. Biosorption and bioaccumulation-the prospects for practical applications[J]. *Environment International*, 2010, 36(3): 299-307.

[36] Gardea-Torresdey J L, Becker-Hapak M K, Hosea J M, et al. Effect of chemical, modifiation of algal carboxyl groups on metal ion binding[J]. *Environmental Science Technology*, 1990, 24(9): 1372-1378.

[37] 李建宏, 曾昭琪, 薛宇鸣, 等. 极大螺旋藻富积重金属机理的研究[J]. 海洋与湖沼, 1998, 29(3): 275-278.
LI Jian-hong, ZENG Zhao-qi, XUE Yu-ming, et al. Study on mechanism of heavy metal accumulation in *Spirulina maxima*, Cyanophyta[J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 1998, 29(3): 275-278.

[38] 江苏省人民政府. 我省累计打捞太湖蓝藻 60 万吨[EB/OL]//http://www. jiangsu. gov. cn/shouye/zfjd/hjbh/200811/t20081127_286353.html, 2008-11-27.

[39] 江苏省人民政府. 无锡太湖今年累计打捞蓝藻 43 余万吨[EB/OL]. http://www.jiangsu.gov.cn/shouye/zfjd/hjbh/200909/t20090924_386956.html, 2009-09-24.

[40] 无锡新传媒. 入夏后打捞蓝藻 15 万吨 专业吸藻有高招[EB/OL]. http://www. wxrb. com/szb/wxsb/html/2010-08/06/content_520132.htm, 2010-08-06.

[41] Alluri H K, Ronda S R, Settaluri V S, et al. Biosorption: An eco-friendly alternative for heavy metal removal[J]. *African Journal of Biotechnology*, 2007, 6(25): 2924-2931.

[42] Fjerdingstad E. Accumulated concentrations of heavy metals in red snow algae in Greenland[J]. *Hydrologie*, 1973, 35(2): 247-251.

[43] Wagner-Dŏler I. Pilot plant for bioremediation of mercury-containing industrial wastewater[J]. *Applied Microbiology Biotechnology*, 2003; 62(2-3): 124-133.

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net