

*Жань-жань Хуан, Г.Т. Фрумин*

## **ТРОФИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПРЭСНОВОДНЫХ ОЗЕР КИТАЯ**

*Zhan-zhan Khuan, G.T. Frumin*

### **TROPIC STATUS OF FRESH-WATER LAKES OF CHINA**

*Методом Карлсона проведена оценка трофического состояния 31 пресноводного озера Китая. На основе математической модели Фолленвайдера для пяти крупнейших озер Китая рассчитаны величины критических фосфорных нагрузок. Выявлено количественное соотношение между средними и максимальными глубинами 141 озера.*

*Ключевые слова: озера Китая, эвтрофирование, трофический уровень, метод Карлсона, модель Фолленвайдера*

*In the article the trophic status of thirty one fresh-water lakes of China is described. Four lakes are characterized as mesotrophic, seventeen as eutrophic and ten as hypertrophic. Critical phosphorus loading for five biggest fresh-water lakes are calculated. The relationship between average and maximal depth of lakes is revealed.*

*Key words: lakes in China, eutrophication, critical phosphorus loading, Carlson's trophic state index, Vollenweider's model.*

На территории Китая расположены 2800 озер площадью более 1 км<sup>2</sup> каждое и 130 озер площадью более 100 км<sup>2</sup> каждое. Кроме того, на территории страны расположено множество искусственных водоемов и водохранилищ. Их можно разделить на пресноводные и соленые. Крупные озера находятся, главным образом, в среднем и нижнем течении Янцзы и Цинхай-Тибетском нагорье. Самое большое пресноводное озеро Китая Поянху, самое большое соленое Цинхайху.

Каждый год в Китае пересыхают 20 озер. За последние 50 лет страна потеряла более 1000 природных водоемов. Это почти 10 000 км<sup>2</sup>. Основная причина – активное развитие промышленности. В Китае уже сейчас наблюдается чрезмерное потребление пресной воды. Происходит осушение озер для создания новых сельскохозяйственных территорий. На берегах водоемов вырубается леса, что приводит к обмелению озер.

Промышленные сточные воды, поступающие в озера, содержат химические соединения текстильной, фармацевтической, металлургической, пищевой и целлюлозно-бумажной отраслей народного хозяйства. Наряду с ними в озера поступают соединения азота и фосфора, содержащиеся в коммунально-бытовых и сельскохозяйственных стоках. В результате в озерах накапливается значительное количество загрязняющих и биогенных веществ. Уже сегодня 80 % озер в долинах реки Янцзы «цветут». В их водах активно размножаются водоросли. При отмирании они поглощают много кислорода из водной массы. Из-за его нехватки гибнут моллюски, рыбы и другие обитатели озер. В результате озера превращается в болота. Таким образом, основные экологические проблемы озер Китая – это токсикофикация и эвтрофикация.

Типичная причина эвтрофирования водоемов – увеличение нагрузки по соединениям фосфора, а типичное последствие – бурное «цветение» цианобактерий с последующим отмиранием их избыточной биомассы, выделением токсинов, нарушением кислородного режима, проявлениями гниения и т.д.

Эвтрофикация представляет собой естественный процесс эволюции водоема. С момента «рождения» водоем в естественных условиях проходит несколько стадий в своем развитии: на ранних стадиях – от ультраолиготрофного до олиготрофного, далее становится мезотрофным и, в конце концов, водоем превращается в эвтрофный и гиперэвтрофный – происходит «старение» и гибель водоема с образованием болота. Однако под воздействием хозяйственной деятельности этот естественный процесс приобретает специфические черты, становится антропогенным. Резко возрастают скорость и интенсивность повышения продуктивности экосистем. Так, если в естественных условиях эвтрофикация какого-либо озера протекает за время 1000 лет и более, то в результате антропогенного воздействия это может произойти в сто и даже тысячу раз быстрее. Такие крупные водоемы, как Балтийское море, озера Эри, Тахо и Ладожское перешли из одного трофического состояния в другое всего за 20–25 лет. Данный процесс охватил многие крупнейшие пресноводные озера Европы, США (Великие Американские озера), Канады и Японии [4]. Поскольку эвтрофикация водоемов стало серьезной глобальной экологической проблемой, по линии ЮНЕСКО начаты работы по мониторингу внутренних вод, контролю за эвтрофикацией водоемов земного шара.

В связи с изложенным цель данного исследования заключалась в оценке трофического состояния некоторых пресноводных озер Китая. Для проведения исследования были использованы данные ИЛЕС (Международный лимнологический комитет), а также данные, заимствованные из книги [11] и статьи [14]. Исследование состояло из трех этапов.

На первом этапе была проведена оценка распределения озер Китая по категориям трофического состояния. В качестве показателя (индикатора) трофического состояния была использована глубина видимости диска Секки (SD). При этом, согласно [9] ультраолиготрофному трофическому состоянию соответствует осредненная глубина видимости диска Секки  $\geq 12,0$  м, олиготрофному –  $> 6$  м, мезотрофному – 6–3 м, эвтрофному – 3–1,5 м и гипертрофному –  $< 1,5$  м.

Результаты анализа данных для 164 озер Китая показали, что 69,5 % озер характеризуются как гипертрофные, 18,9 % – как эвтрофные, 4,9 % – как мезотрофные, 4,9 % – как олиготрофные и 1,8 % – как ультраолиготрофные.

На втором этапе исследования был проведен анализ данных для тридцати одного озера Китая (табл. 1). Как следует из приведенных данных, 29 рассмотренных озер по величине видимости диска Секки характеризуются как гипертрофные ( $SD < 1,5$  м) и 2 озера (Niushan и Junshan) – как эвтрофные ( $SD = 1,5 - 3$  м).

**Лимнологические характеристики озер Китая**

Озеро	<i>Chl a</i> , мг·м <sup>-3</sup>	SD, м	TP, мг·м <sup>-3</sup>
Poyang	1,34	1,1	97
Dongting	0,6	0,8	119
Taihu	47	0,8	52
Hongze	3,4	0,2	140
Chaohu	15	0,2	105
Tianezhou	3,1	0,63	23
Zhangdu	3,8	0,85	46
Moshui	81,7	0,33	1448
Longyang	85,5	0,48	955
Sanjiao	75,5	0,77	326
Dongdongt	3,2	0,75	50
Laojiang	13,9	0,66	80
Shijiu	6,3	1,04	66
Niushan	2,9	2,60	44
Longgan	0,8	0,50	49
Junshan	1,3	2,18	32
Sanligi	41,1	0,51	176
Qingling	146,1	0,46	230
Nanhu	126,4	0,33	333
Dianshan	17,1	0,51	255
Hongxing	74,8	0,52	249
Huama	19,1	0,70	63
Wuchang	7,1	0,91	62
Yangcheng	16,7	0,77	108
Gehu	41,3	0,47	248
Honghu	46,5	1,24	75
Baoan	28,6	1,24	95
Houguan	18,0	1,27	61
Banghu	1,3	1,15	8
Dahuchi	0,7	1,37	11
Dachahu	3,4	0,69	17

Примечания: *Chl a* – концентрация хлорофилла «а», SD – глубина видимости диска Секки, TP – содержания общего фосфора.

В работе [3] по литературным обобщениям приведены критерии трофности водных экосистем, список которых включает 51 критерий.

В данном исследовании для оценки трофического состояния рассматриваемых озер был использован индекс Карлсона [10]. Этот индекс представляет собой среднее арифметическое (TSI) трех индексов, учитывающих содержание хлорофилла «а» – TSI(*Chl*), глубину видимости диска Секки – TSI(SD) и содержание общего фосфора – TSI(TP). Расчеты индексов проводили по формулам:

$$TSI(Chl) = 30,6 + 9,81 \cdot \ln[Chl] , \quad (1)$$

$$TSI(SD) = 60 - 14,14 \cdot \ln[SD] , \quad (2)$$

$$TSI(TP) = 4,15 + 14,42 \cdot \ln[TP]. \quad (3)$$

Согласно шкале Р. Карлсона, олиготрофному состоянию соответствует величина TSI < 30, мезотрофному TSI = 40–50, эвтрофному интервал варьирования TSI от 50 до 70, а гипертрофному – от 70 и более. Результаты расчетов и оценки трофического состояния приведены в табл. 2. Среди рассмотренных 31 озер 4 характеризуются как мезотрофные (12,9%), 17 – как эвтрофные (54,8%) и 10 – как гипертрофные (32,3%).

Таблица 2

**Трофическое состояние озер Китая**

Озеро	TSI(Chl)	TSI(SD)	TSI(TP)	TSI	Трофическое состояние
Poyang	33,5	58,7	70,1	54,1	эвтрофное
Dongting	25,6	63,2	73,1	54,0	эвтрофное
Taihu	68,4	63,2	61,1	64,2	эвтрофное
Hongze	42,6	82,8	75,4	66,9	эвтрофное
Chaohu	57,2	82,8	71,3	70,4	гипертрофное
Tianezhou	41,7	66,5	49,4	52,5	эвтрофное
Zhangdu	43,7	62,3	59,4	55,1	эвтрофное
Moshui	73,8	75,7	109,1	86,2	гипертрофное
Longyang	74,2	70,4	103,1	82,6	гипертрофное
Sanjiao	73,0	63,7	87,6	74,8	гипертрофное
Dongdongt	42,0	64,1	60,6	55,6	эвтрофное
Laojiang	56,4	65,9	67,3	63,2	эвтрофное
Shijiu	48,7	59,4	64,6	57,6	эвтрофное
Niushan	41,0	46,5	58,7	48,7	мезотрофное
Longgan	28,4	69,8	60,3	52,8	эвтрофное
Junshan	33,2	49,0	54,1	45,4	мезотрофное
Sanligi	67,1	69,5	78,7	71,8	гипертрофное
Qingling	79,5	71,0	82,6	77,7	гипертрофное
Nanhu	78,1	75,7	87,9	80,6	гипертрофное
Dianshan	58,5	69,5	84,1	70,7	гипертрофное
Hongxing	72,9	69,2	83,7	75,3	гипертрофное
Huama	59,5	65,0	63,9	62,8	эвтрофное
Wuchang	49,8	61,3	63,7	58,3	эвтрофное
Yangcheng	58,2	63,7	71,7	64,5	эвтрофное
Gehu	67,1	70,7	83,7	73,8	гипертрофное
Honghu	68,3	57,0	66,4	63,9	эвтрофное
Baoan	63,5	57,0	69,8	63,4	эвтрофное
Houguan	59,0	56,6	63,4	59,7	эвтрофное
Banghu	33,2	58,0	34,1	41,8	мезотрофное
Dahuchi	27,1	55,5	38,7	40,4	мезотрофное
Dachahu	42,6	65,2	45,0	50,9	эвтрофное

На третьем этапе исследования была проведена оценка величин критических фосфорных нагрузок на пять наиболее крупных озер. Исследование зависимости трофического уровня водоема от количества поступающего в него фосфора привело к развитию так называемой нагрузочной концепции, в основу которой положено представление о существовании количественной связи между величиной поступления фосфора и реакцией водоема. Результатом этого, как

правило, является изменение положения водоема на трофической шкале. Фолленвайдером [13] предложено первое приближение величины фосфорной нагрузки ( $L_{кр}$ , гР/м<sup>2</sup>·год), позволяющей водоему оставаться в олиготрофном состоянии, в расчете которой в качестве стандартного параметра используется только средняя глубина водоема ( $H_{ср}$ , м) [2]:

$$L_{кр} = 0,025 \cdot H_{ср}^{0,6} . \quad (4)$$

Результаты расчетов по формуле (4) приведены в табл. 3.

Таблица 3

**Величины критических фосфорных нагрузок для пяти наиболее крупных озер Китая**

Озеро	Средняя глубина, $H_{ср}$ , м	Площадь озера, км <sup>2</sup>	$L_{кр}$ , гР/м <sup>2</sup> ·год	Критическая нагрузка, т Р/год
Поянху	8,4	3210	0,090	288
Дунтинху	6,7	2740	0,078	214
Тайху	1,9	2428	0,037	89
Хунцзэху	1,8	1580	0,036	56
Чаоху	4,4	820	0,061	50

Как следует из формулы (4), для расчета величины критической фосфорной нагрузки на озеро необходимы данные о средней глубине водоема ( $H_{ср}$ ). Однако для большинства озер Китая такие данные в литературе отсутствуют. Для частичной ликвидации этого пробела и в сугубо первом приближении нами было выявлено количественное соотношение между средней глубиной ( $H_{ср}$ ) и максимальной глубиной ( $H_{макс.}$ ) для 141 озера Китая. Выявленная зависимость описывается следующей формулой:

$$H_{ср} = -0,0088 + 0,5723 \cdot H_{макс.} \quad (5)$$

$$N = 141; r = 0,98; r^2 = 0,96; \sigma_{Y(X)} = 2,64; F_p = 3820; F_T = 3,92; F_p/F_T = 974.$$

Здесь  $N$  – количество наблюдений;  $r$  – коэффициент корреляции (теснота связи между переменными);  $r^2$  – коэффициент детерминации (объяснимая доля разброса);  $\sigma_{Y(X)}$  – стандартная ошибка;  $F_p$  – расчетное значение критерия Фишера,  $F_T$  – табличное значение критерия Фишера для уровня значимости 95%.

Как следует из приведенных статистических характеристик, математическая модель (5) адекватна, так как  $F_p > F_t$  и, кроме того, может быть использованы для предсказания величины средней глубины других озер при наличии данных об их максимальных глубинах, поскольку  $F_p > 4F_t$  [Ландау, 1981].

Как следует из вышеприведенного, большинство из рассмотренных озер Китая находятся в эвтрофном или гипертрофном состоянии. Для снижения трофического статуса озер Китая возможно использование различных подходов. Один из основных – очистка (доочистка) коммунально-бытовых и промышленных сточных вод от соединений азота и фосфора. Следует, однако, учитывать, что типичный путь преодоления эвтрофирования – снижение фосфорной нагрузки на водоемы, – как правило, трудноосуществим.

В работе [8] отмечено, «что для использования в водоемах бытового, рекреационного, водохозяйственного, энергетического и комплексного назначения предложена концепция направленного регулирования типов “цветения”. С эколого-трофической точки зрения накопление в водоемах избыточной биомассы сине-зеленых при эвтрофировании есть следствие того, что большинство таксонов цианобактерий является трофическим тупиком в пищевых цепях гидробионтов».

Предлагаемый автором [Левич, 2000] экологический путь избавления от избыточной (вследствие фосфорного обогащения) продукции трофически неиспользуемых цианобактерий включает два шага экосистемного управления. Первый шаг – биогенное манипулирование состоит в увеличении в воде отношения количеств азота и фосфора. Нетрадиционность метода заключается в том, что необходимое увеличение достигается не за счет снижения количества фосфора, а за счет добавления в уже эвтрофированный водоем соединений азота. Такая биогенная манипуляция приводит к подавлению цветения цианобактерий и доминированию хлорококковых микроводорослей. Второй шаг управления – биоманипулирование заключается в интродукции в водоем потребителей фитопланктона – мирного зоопланктона или фитопланктоядных рыб, переводящих избыточную первичную продукцию активно потребляемых ими хлорококковых во вторичную продукцию консументов. Именно поэтому вслед за пиком «цветения» водорослей следуют пики численности зоопланктона и т. д. Таким образом, парадоксальное добавление азотных форм в обогащенный фосфором водоем приводит не к усугублению, а к ликвидации нежелательных последствий эвтрофирования [7, 12].

Согласно [1], отношение общего азота ( $N_{\text{общ}}$ ) к общему фосфору ( $P_{\text{общ}}$ ) в водоеме указывает на степень эвтрофикации его водной экосистемы. Для самых чистых олиготрофных и мезотрофных озер  $N_{\text{общ}}:P_{\text{общ}} = 30-40$ , для эвтрофных водоемов, находящихся под очевидным антропогенным воздействием, – 15–25, для гипертрофных водоемов – 12–18 (до 3–5). Из этого следует, что введение соединений азота в водоем приведет к изменению соотношения  $N_{\text{общ}}:P_{\text{общ}}$  и, следовательно, к изменению его трофического состояния. Другие варианты возможной деэвтрофикации озер изложены в работе [5].

### Литература

1. Алевин Ю. А., Дрabbкова В. Г., Коплан-Дикс И. С. Проблема эвтрофирования континентальных вод // Антропогенное эвтрофирование природных вод. Черноголовка, 1985, с. 25-34.
2. Гусаков Б.Л. Критическая концентрация фосфора в озерном притоке и ее связь с трофическим уровнем водоема / В сб. научн. тр. «Элементы круговорота фосфора в водоемах» / Под ред. Н.А. Петровой и Б.Л. Гутельмахера. – Л.: Наука, 1987, с. 7-17.
3. Дмитриев В.В. Методика диагностики состояния и устойчивости водных экосистем // Эколого-географический анализ состояния природной среды: проблема устойчивости геоэкосистем. – СПб.: 1995, с. 41-67.
4. Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. – СПб.: СПбГУ, РГМУ, 2004. – 294 с.

5. *Измайлова А.В.* Зарубежный опыт восстановления внутренних водоемов (по материалам электронной базы данных «Озера Земли»). Сборник трудов международной научно-практической конференции «Теория и практика восстановления внутренних водоемов». – СПб.: Ин-т озера-ведения РАН, 2007, с. 153-162.
6. *Ландау М.А.* Молекулярные механизмы действия физиологически активных соединений. – М.: Наука, 1981, с. 164-165.
7. *Левич А.П.* Экологические подходы к регулированию типов цветения эвтрофных водоемов // Доклады Академии наук, 1995, т. 341, № 1, с. 130-133.
8. *Левич А.П.* Управление структурой фитопланктонных сообществ (эксперимент и моделирование). Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. – М.: МГУ им. М.В. Ломоносова. 2000. – 37с.
9. *Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х.Р.* Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 280 с.
10. *Carlson, R.E.* A trophic state index for lakes // *Limnology and Oceanography* (1977) 22: 361-369.
11. *Jin Xiangcan.* Lakes in China – Research of their Environment. Volume one. China Ocean Press. 1995. – 585 p.
12. *Levich A.P.* The role of nitrogen-phosphorus ratio in selecting for dominance of phytoplankton by cyanobacteria or green algae and its application to reservoir management // *J. of Aquatic Ecosystem Health*. 1996, vol. 5. p. 1-7.
13. *Vollenweider R.A.* Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication // *Tech. Rep. Organiz. Econom. Cooper. Devel*, 1968, vol. 27. - 159 p.
14. *Wang Songbo, Xie Ping, Wu Shikai, Wang Haijun.* Crustacean zooplankton size structure in aquaculture lakes: is larger size structure always associated with higher grazing pressure // *Hydrobiologia* (2007) 575: 203-209.