

## МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА БАЙКАЛ: ВЧЕРА, СЕГОДНЯ, ЗАВТРА<sup>1</sup>

© 2006 Е.А. Зилов

НИИ биологии при Иркутском государственном университете, г. Иркутск

Кратко рассмотрены первые математические модели экосистемы оз. Байкал. Описана модель антропогенных возмущений экосистемы оз. Байкал, построенная на основе полевых натурных экспериментов. Результаты моделирования указывают на большую устойчивость летнего планктонного комплекса, чем подледного, качественное сходство реакции экосистемы планктона на эвтрофирование и токсификацию, способность сообщества справляться с разовыми повышениями концентраций загрязняющих веществ без необратимых последствий, но неизбежность перестройки сообщества при хроническом поступлении загрязняющих веществ. Экосистема оз. Байкал практически функционирует уже на другом уровне, отличном от невозмущенного состояния, хотя и характеризующемся пока орбитальной устойчивостью.

Экосистема озера Байкал стала одним из первых объектов математического моделирования экологических процессов в нашей стране.

Модель сезонной динамики пелагического сообщества оз. Байкал была разработана Л.Я. Ащепковой, О.М. Кожовой и В.В. Меншуткиным [1, 2]. Она состояла из ряда субмоделей: «Планктонное сообщество», «Макрогектопус», «Желтокрылка», «Длиннокрылка», «Омуль», «Нерпа» и «Бентос». В модели использовался диапазон изменений каждой величины от 0 до +1, где 0 соответствует «исчезающе мало», а +1 – «необыкновенно велико», значению «средний», соответственно, приписывается величина 0,5, взаимовлияния отражаются шкалой, где «отсутствие влияния» соответствует точке 0, «сильнейшее отрицательное влияние» соответствует точке –1, «сильнейшее положительное влияние» –

точке +1.

В субмодели «Планктонное сообщество» год разделялся на 6 биологических сезонов: февраль-апрель, май-июнь, июль-август, август-сентябрь, октябрь-ноябрь, декабрь-январь. В течение каждого из сезонов действуют с определенной интенсивностью вынуждающие абиотические факторы, такие как солнечная радиация, ветер, толщина льда и снега и другие, которые вызывают изменение прогревания верхнего слоя воды, перемешивания его, турбулентности в пограничном слое вода- воздух, испарения, потерю тепла, сроков вскрытия озера и ледостава. Концентрация биогенных элементов определяется как гидродинамическими, так и биотическими факторами. Под действием всех вышеперечисленных факторов происходят сезонные изменения численности диатомовых, перидиниевых и других водорослей, бактерий, питающихся ими и водорослями коловраток, циклопа, последовательных стадий развития эпишуры и концентрации детрита.

Остальные подмодели не имеют сезонной динамики. На подмодель «Макрогектопус» влияют подмодели «Планктонное сообщество» среднегодовыми количествами эпишуры и циклопа, служащими ему пищей и «Желтокрылка», «Длиннокрылка», «Голомянка» и

---

<sup>1</sup> Работа выполнена при частичной финансовой поддержке РФФИ, грант № 02-04-49362, программы «Университеты России» и ФЦНТП «Исследования и разработки по приоритетным направлениям развития науки и техники» на 2002-2006 гг. по мероприятию 1.9 «Проведение молодыми учеными научных исследований по приоритетными направлениям науки, высоких технологий и образования» и представлена на конференции «Чтения памяти профессоров-гидробиологов Михаила и Ольги Кожовых (к 115- и 75-летию со дня рождения)», Тольятти, 20 февраля 2006 г.

«Омуль» среднегодовыми количествами рыб, поедающих рачка.

Для подмоделей рыб среднегодовое количество макротопуса служит положительно действующим фактором, а для планктона – отрицательным. Субмодели рыб имеют возрастные группы: по 3 – у длиннокрылки и желтокрылки, 6 – у голомянки и 10 – у омуля. Каждая из них зависит от планктона и макротопуса, омуль – еще и от бентоса. Омуль и желтокрылка вылавливаются, причем вылов регулируется величиной промыслового усилия.

$$X(t) = Ax(t) + Bx(t-1) + Cu(t),$$

где

$u(t) = (u_1(t), \dots, u_{20}(t))$ ,  $u_i(t) \in [0,1]$  – вектор входных переменных для года  $t$ ,

$x(t) = (x_1(t), \dots, x_{120}(t))$ ,  $x_i(t) \in [0,1]$  – вектор фазовых переменных в тот же год,

$A$  – матрица коэффициентов влияния внутри года,

$B$  – матрица межгодовых связей,

$C$  – матрица зависимости переменных модели от внешних условий.

При этом:

$$\sum_{j=1}^{120} (|a_{ij}| + |b_{ij}|) + \sum_{k=1}^{20} |c_{ik}| = 1, i = 1, 2, \dots, 120.$$

У стандартной точки системы все координаты равны 0,5.

Эта модель самими авторами расценивалась как промежуточный этап в работе и позволяла получать только качественные результаты. Тем не менее ее исследование позволило найти ряд зависимостей между абиотическими факторами, обнаружить, что биотические компоненты мало зависят от температуры воздуха, но сильно зависят от инсоляции и ветровых условий, выделить наиболее чувствительные к солнечной радиации (фитопланктон, бактерии, коловратки, циклоп) и ветровой активности (фитопланктон) элементы сообщества. Ряд положений исходно полученных в экспериментах с моделью сейчас подтвержден анализом данных полевых наблюдений [9].

Следующей стала энергетическая модель пелагического сообщества оз. Байкал Л.Я. Ащепковой, В.И. Гурмана и О.М. Кожовой [1]. Модель, как и предыдущая, точечная. В модели рассматривались потоки энергии в слое

Желтокрылка, длиннокрылка и голомянка поставляют пищу нерпе, количество которой сказывается на них и определяется промыслом, который зависит от промыслового усиления. Наконец бентос зависит от температурных и кормовых условий через планктонный блок и от выедания омулем.

Всего в модели 120 переменных состояния, можно варьировать 20 входных переменных, 3 переменных – полезный выход в виде вылова желтокрылки и омуля, добычи нерпы.

Модель представлена системой линейных уравнений:

0-250 м.

В модель включены следующие компоненты: фитопланктон ( $x_1$ ), эпишупра ( $x_2$ ), циклоп ( $x_3$ ), макротопус ( $x_4$ ), омуль ( $x_5$ ), пелагические бычки ( $x_6$ ), голомянка ( $x_7$ ), нерпа ( $x_8$ ), бактерии ( $x_9$ ), детрит ( $x_{10}$ ). В модели приняты следующие обозначения:

$b_i$  – биомасса  $i$ -го компонента,

$r_{ij}$  – поток энергии от  $i$ -го компонента к  $j$ -му,

$q_i$  – энергетический обмен компонента  $i$ ,

$m_i$  – потери энергии со смертью  $i$ -го компонента,

$u_i$  – неусвоенные остатки пищи компонента  $i$ ,

$\kappa_i$  – напряженность трофических отношений компонента  $i$ ,

$l_{ij}$  – для  $i$ -го компонента в питании  $j$ -го,

$c_{max}^j$  – удельный максимальный рацион,

$A$  – годовой приток аллохтонной органики,

$S_1$  – седиментация органики,

$S_2$  – сток органики через Ангару.

Потоки энергии, представляющие собой функции биомасс вычислялись по формуле Меншуткина, так как применение формул Ильева и Вольтера не дали желательной устойчивости системы:

$$r_{ij}(b_i, b_j) = c_{\max}^j b_j \lambda_{ij} \frac{1 - e^{-\xi_i \kappa_i}}{\kappa_i},$$

$$\kappa_i = \frac{\sum_j c_{\max}^j b_j x_{ij}}{b_i},$$

$$c_{\max}^j(b_i) = \alpha_j e^{-\beta_j b_j}.$$

Средняя поправка Меншуткина (дробь в формуле для  $r_{ij}(b_i, b_j)$ ) была принята равной 0,8. Коэффициенты  $\alpha_j$  и  $\beta_j$  вычислялись из условия, что при  $b_j \rightarrow 0$ , удельный максимальный рацион увеличивается в 2 раза по сравнению с максимальным рационом для среднего значения биомассы. Обмен и потери энергии со смертью линейно зависели от биомасс компонентов, как и неусвоенные рационы, линейно зависевшие от суммарного рациона.

Общий вид модели:

$$\frac{db_1}{dt} = r_{01} - q_1 - m_1 - \sum_j r_{1j},$$

$$\frac{db_i}{dt} = \sum_j r_{ij} - q_i - m_i - u_i - \sum_j r_{ij}, i = 2, 3, \dots, 9,$$

$$\frac{db_{10}}{dt} = \sum_i m_i + \sum_i u_i + r_{109} + A - S_1 - S_2,$$

где  $S_1 = kb10$ ,  $S_2 = mb10$ . Для  $k$  было принято значение 6,7, для  $m$  - 20. В уравнениях для омуля и нерпы были введены потоки  $r_{50}$  и  $r_{80}$ , означающие их добывчу и связанные с соответствующими биомассами линейно. Эксперименты с полученной моделью показали связь первичной продукции экосистемы с притоком аллохтонной органики. Авторами была подчеркнута гипотетичность примененных в модели коэффициентов и необходимость их уточнения в полевых экспериментах на озере.

Сохранив те же функции для имитации биологических процессов В.В. Меншуткин с соавторами [15] разработали камерную модель озера, в которой акватория была разби-

та на 65 площадок по 484 км<sup>2</sup>, по глубине водная толща была разбита на трофогенную (0-50 м) и трофолитическую зоны. Полученная модель неплохо отражала реальную динамику экосистемы, позволяла проследить путь распространения попавшего в озеро вещества, оценить влияние изменения состояния экосистемы в одной точке на другие районы.

Затем вот уже 20 лет не предпринималось ни одной попытки построения имитационной модели естественной динамики экосистемы озера. Это связано с тем, что моделирование естественной динамики экосистем промежуточного (между прудом и Мировым океаном) уровня затруднено тем, что [3, 14]:

- существуют факторы, которые в основном на динамику не влияют, но иногда оказываются значимыми,
- для каждой фазы динамики определяющими являются свои собственные факторы,
- характер и уровень связей для различных фаз существенно различаются,
- многие закономерности со временем разрушаются.

Если мы рассмотрим естественную динамику компонентов экосистемы пелагиали оз. Байкал, то увидим, что величины биомасс всех компонентов непрерывно колеблются [17]. По-видимому, частота и амплитуда этих колебаний зависят не только от внутренних механизмов взаимодействия компонентов, но и от внешних факторов, как природных (например, метеорологических), так и антропогенных [5].

В связи с необходимостью оценки последствий техногенного воздействия на экосистему было решено ограничиться построением модели антропогенных возмущений экосистемы озера. Суть подхода состоит в том, что естественная динамика рассматривается как некая прямая («нулевое» состояние), а в расчет принимаются лишь отклонения от этого состояния с положительным (увеличение) или отрицательным (уменьшение) знаком [18-20, 22].

В первую очередь надо было выбрать компоненты, которые следовало включить в модель. На основании опыта прежде построенных моделей из биологических компонентов

были взяты фито-, зоо- и бактериопланктон. Гидрохимические компоненты были представлены в модели суммарной минерализацией вод, концентрациями биогенных элементов (нитратный азот и фосфатный фосфор), растворенное органическое вещество (измеряемое как ХПК). Кроме того, учтены главные токсичные вещества, попадающие в озеро, главным образом в результате хозяйственной деятельности: нефтепродукты, фенольные соединения, ионы тяжелых металлов.

В качестве исходной модели рассматривалась следующая:

$$dR/dt = Q(R - R^*) + u + r, \quad (1)$$

где  $R$  – вектор состояния экосистемы (биомассы и концентрации компонентов),

$R^*$  – вектор невозмущенного состояния экосистемы (среднее за много лет значение этого компонента для данного времени года),

$u$  – вектор внешних воздействий (поступление загрязнений),

$r$  – вектор переноса компонентов (миграции, перенос течениями и диффузия между ячейками),

$Q$  – матрица взаимовлияний компонентов экосистемы (каждый элемент  $q_{ij}$  показывает изменения компонента  $i$  в единицу времени при отклонении компонента  $j$  на единицу, диагональные элементы  $q_{ii}$  отражают динамику возвращения  $i$ -го компонента в исходное состояние после отклонения, это скорости самовосстановления биологических компо-

$$dZ_k^i/dt = \sum_{j=1}^N Q_{ij} Z_j^i + (1/V_k) [\sum_{l \in L} \{P_{lk} Z_l^i - P_{lk} Z_k^i + D_{kl} (Z_l^i - Z_k^i)\}] + U_k^i, \quad (3)$$

где  $L$  – агрегат соседних камер,  $P$ ,  $D$  – матрицы турбулентности и диффузии, рассчитанные Е.А. Цветовой,  $V$  – вектор объемов камер.

При моделировании наиболее сложной и трудоемкой является задача информационного обеспечения. Основываясь на опыте построения моделей О.М. Кожовой, ее было решено провести на основе натурных экспериментов, направленных на определение неизвестных параметров. Для этого была применена следующая технология.

нентов и константы скоростей распада загрязнителей).

Была принята следующая схема разбиения водного тела на камеры (см. рис. 1). По глубине было выделено уже не два, а с учетом опыта работы с моделью В.В. Меншуткина и др. [15], три слоя, различающихся по физическим и биологическим показателям:

- 0-50 м (трофогенный, хорошо освещенный слой со значительными годовыми перепадами температур, фито-, зоо-, бактериопланктон),
- 50-250 м (очень слабо освещенный слой, перемешивание, течения, меньшие перепады температур, зоо- и бактериопланктон),
- 250 м – дно (постоянные температурные условия, полная темнота, бактериопланктон). По горизонтали 2 верхних слоя были разделены на 10 камер каждый, нижний слой рассматривался как одна камера.

Использование вектора некоего невозмущенного состояния экосистемы предполагает, что мы знаем это невозмущенное состояние. Поскольку это не так, модель (1) была заменена моделью, выраженной в терминах отклонений [22]:

$$dZ_j/dt = \sum_{i=1}^N Q_{ij} Z_i + U_i, \quad (2)$$

где  $Z$  – вектор отклонений показателей состояния,  $N$  – число показателей,  $U$  – вектор управления.

С учетом гидрологического блока мы получаем:

$$dZ/dt = f(t, z, a) \quad (4)$$

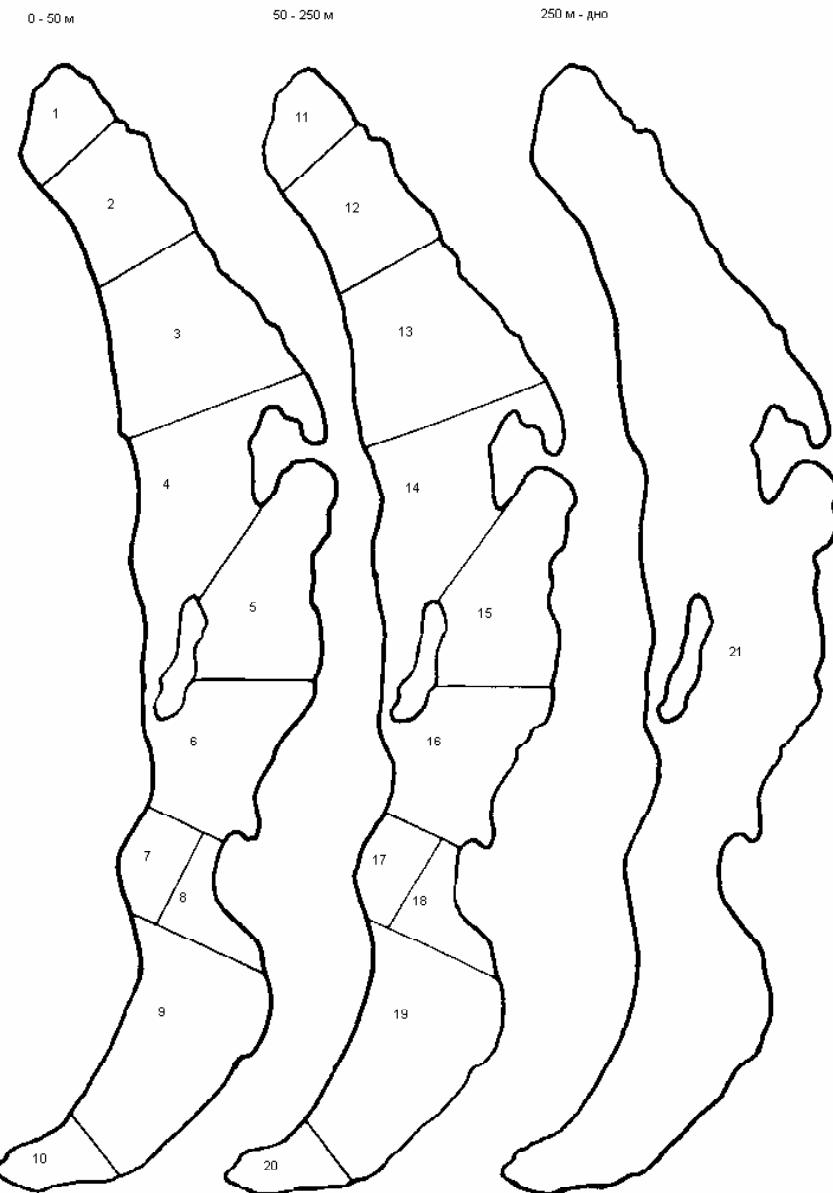
где время,  $t \in [t_0, t_f]$ ,

функции  $z$ , характеризующие состояние объекта, кусочно-дифференцируемые,

$a$  – вектор неизвестных параметров.

При наличии  $m$  реализаций и наблюдаемости части компонент:

$$\bar{Z}^j(t) = (\bar{Z}^{1j}(t), \dots, \bar{Z}^{mj}(t)), \quad j = \overline{1, m}.$$



**Рис. 1.** Картосхема разбиения водного тела оз. Байкал на камеры, принятая в модели

При задании  $m$  начальных условий:

$$\bar{Z}^i(t_0) = \bar{Z}_0^i, \quad i = \overline{1, m}.$$

надо минимизировать функционал

$$I = \int_{t_0}^{t_f} \left\{ \sum_{i=1}^m \sum_{j \in M_j} \beta_j^i (\bar{Z}^{ij} - Z^{ij})^2 dt + \sum_{i=1}^m \sum_{j \in M_j} \gamma_j^i (\bar{Z}^{ij}(t_k) - Z^{ij}(t_k))^2 \right\} \quad (5)$$

где

$i$  – номер компонента вектора  $Z$ ,

$j$  – номер испытания,

$M_j$  – множество номеров компонент вектора  $Z$ , наблюдаемых в  $j$ -м испытании,

$\beta_j^i$ ,  $\gamma_j^i$  – веса для  $i$ -й компоненты в  $j$ -м испытании.

На основе экспериментального материала [6-8] определялись величины отклонений  $z_i$  на каждый учитываемый момент времени и коэффициенты системы:

$$Z^i = \sum q_{ik} z_k, \quad i, k = \overline{1, 10}, \quad (6)$$

где первоначальные коэффициенты  $q_{ik}$ , определялись экспертной оценкой,  $a$ ,  $b$  и  $g$  принимались равными 1. После минимизации функционала и определения новых  $q_{ik}$  система вновь интегрировалась, полученные значения  $z_i$  сравнивались с экспериментальными. При наличии существенных расхождений процесс повторялся с новыми  $b$  и  $g$ .

Таким образом, для определения коэффициентов взаимовлияния для модели из  $N$  компонентов было необходимо поставить  $N$  серий опытов, в каждой из которых отклоняя на заданную величину один из компонентов, а затем определяя концентрации всех компонентов до конца экспозиции. В нашем случае вносились следующие отклонения:

- добавки сульфата натрия (повышение минерализации),
- добавки нитратного азота и фосфатного фосфора,
- добавки аллохтонной органики (пептон)
- добавки фенольных соединений (пиракатехина),
- добавки нефтепродуктов (водная эмульсия

дизельного топлива),

- добавки ионов тяжелых металлов (хлорид кадмия),
- бактериопланктона,
- фитопланктона и
- зоопланктона.

Два последних концентрировались с помощью соответствующих планктонных сетей и вносились в экспериментальные мезокосмы (объемом 2 м<sup>3</sup>) непосредственно из озера.

Использование алгоритмов, разработанных и реализованных в виде программного комплекса в ИрВЦ ВСФ СО РАН, позволило решить поставленные задачи. На основе данных, полученных в натурных экспериментах на оз. Байкал, были рассчитаны матрицы взаимовлияния компонентов для подледного и летне-осеннего сезонов.

После определения компонентов матрицы  $Q$ , в первую очередь был проведен анализ устойчивости модели. Она оказалась внутренне устойчива.

Сценарии модельных экспериментов выбирались на основе доступных опубликованных данных. Для современного уровня хозяйственной активности были приняты следующие величины поступления химических веществ в озеро (см. табл. 1).

Сначала были проведены эксперименты

**Таблица 1.** Поступление аллохтонных веществ (т год<sup>-1</sup>) в озеро Байкал в результате хозяйственной деятельности

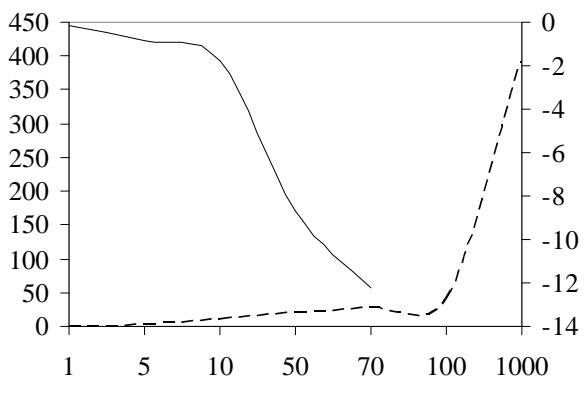
Вещество	С водами притоков	С атмосферными осадками и смывом с берегов	Со сточными водами БЦБК
Сульфаты	200·10 <sup>3</sup>	–	26·10 <sup>3</sup>
Нитраты	23	6	–
Фосфаты	0,5	2	–
Органическое вещество	160·10 <sup>3</sup>	–	8·10 <sup>3</sup>
Фенольные соединения	160	40	2
Нефтепродукты	10,2·10 <sup>3</sup>	3,2·10 <sup>3</sup>	–
Ионы кадмия	1,5	–	0,3

для односезонных (период открытой воды и подледный) точечных моделей (без учета гидрологии) с шагом в один день.

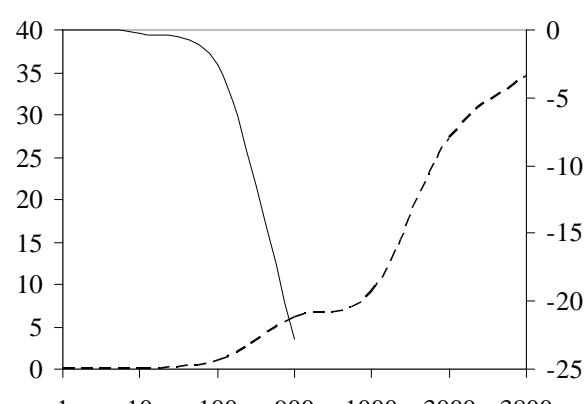
Были проанализированы ответы модели на токсификацию и эвтрофикацию. Сравнивались воздействие разового стартового

внесения токсикантов и биогенных веществ и их хронического действия. Подледное сообщество оказалось значительно чувствительнее летнего и к токсификации, и к эвтрофированию (рис. 2) и медленнее возвращалось к исходному состоянию, чем летнее (табл. 2

А



Б



**Рис. 2.** Действие (А) смеси нитрата и фосфата натрия ( $[4\text{N}+1\text{P}] \text{ мкг л}^{-1}$ ) и (Б) фенольных соединений на общую биомассу планктона ( $\text{мкг л}^{-1}$ ) подо льдом (правая шкала) и летом (левая шкала, пунктир)

**Таблица 2.** Максимальное отклонение компонентов ( $\text{мкг л}^{-1}$ ) в ответ на разовое поступление фенольных соединений ( $100 \text{ мкг л}^{-1}$ )

Компоненты	Подледное сообщество		Летнее сообщество	
	от	до	от	до
Биогены	-1.52	0.46	-1.80	0.25
Фитопланктон	-4.12	1.21	-1.19	2.68
Зоопланктон	-1.11	1.85	-0.51	0.48
Возвращение к исходному состоянию через (сут.)	34		23	

**Таблица 3.** Максимальное отклонение компонентов ( $\text{мкг л}^{-1}$ ) в ответ на разовое поступление биогенных соединений ( $10 \text{ мкгР л}^{-1}$  и  $40 \text{ мкгN л}^{-1}$ )

Компоненты	Подледное сообщество		Летнее сообщество	
	от	до	от	до
Фенолы	0.00	1.39	0.00	2.95
Фитопланктон	-23.63	8.61	-6.69	24.63
Зоопланктон	-9.95	21.69	-1.55	3.68
Возвращение к исходному состоянию через (сут.)	36		24	

**Таблица 4.** Отклонение компонентов ( $\text{мкг л}^{-1}$ ) в ответ на хроническое поступление фенольных соединений ( $100 \text{ мкг л}^{-1} \text{ сут}^{-1}$ )

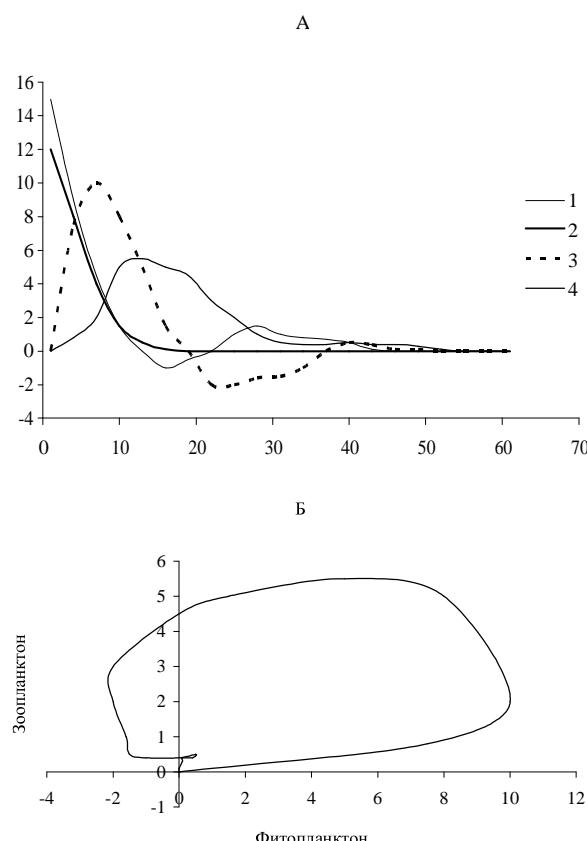
Компоненты	Подледное сообщество	Летнее сообщество
Биогены	-1.56	-1.29
Фенолы	98.27	68.45
Фитопланктон	-3.16	1.07
Зоопланктон	0.63	-0.16
Переходит в новое стационарное состояние через (сут.)	45	34

и 3). Оно также медленнее переходило в новое стационарное состояние, чем летнее при хроническом поступлении загрязнений (табл. 4 и 5). На рис. 3 и 4 приведены результаты моделирования при поступлении всех загряз-

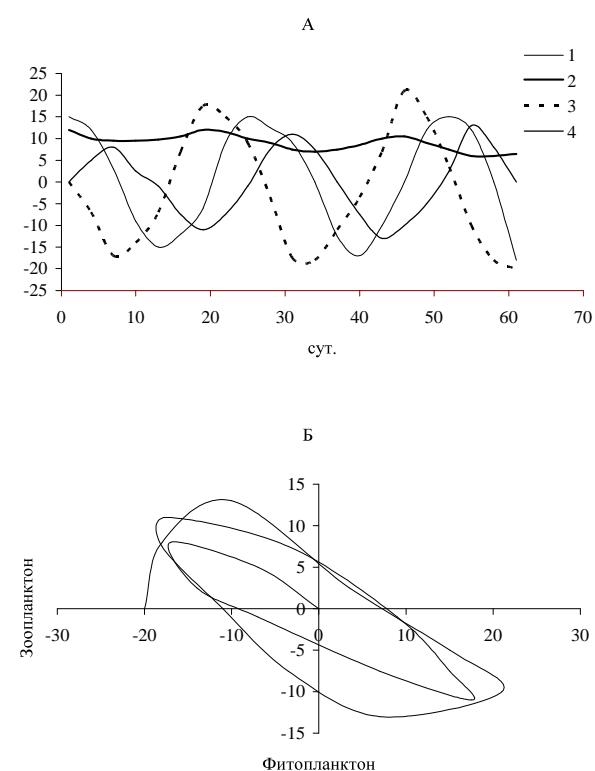
нителей в летне-осенний (все пути поступления загрязнителей) и зимне-весенний (поступление с водами притоков) периоды. Очень заметна меньшая устойчивость сообщества в подледный период, особенно при

**Таблица 5.** Отклонение компонентов ( $\text{мкг л}^{-1}$ ) в ответ на хроническое поступление биогенных соединений ( $10 \text{ мкгР л}^{-1}$  и  $40 \text{ мкгN л}^{-1}$  сут. $^{-1}$ )

Компоненты	Подледное сообщество	Летнее сообщество
Биогены	38.07	42.10
Фенолы	0.00	1.81
Фитопланктон	-20.30	17.34
Зоопланктон	11.57	2.26
Переходит в новое стационарное состояние через (сут.)	43	29



**Рис. 3.** Динамика отклонений ( $\text{мкг л}^{-1}$ ) ряда показателей состояния экосистемы в летне-осенний период (А) и фазовый портрет системы (Б): 1 – суммарная концентрация нитратного азота и фосфатного фосфора, 2 – концентрация фенольных соединений, 3 – концентрация фитопланктона, 4 – концентрация зоопланктона

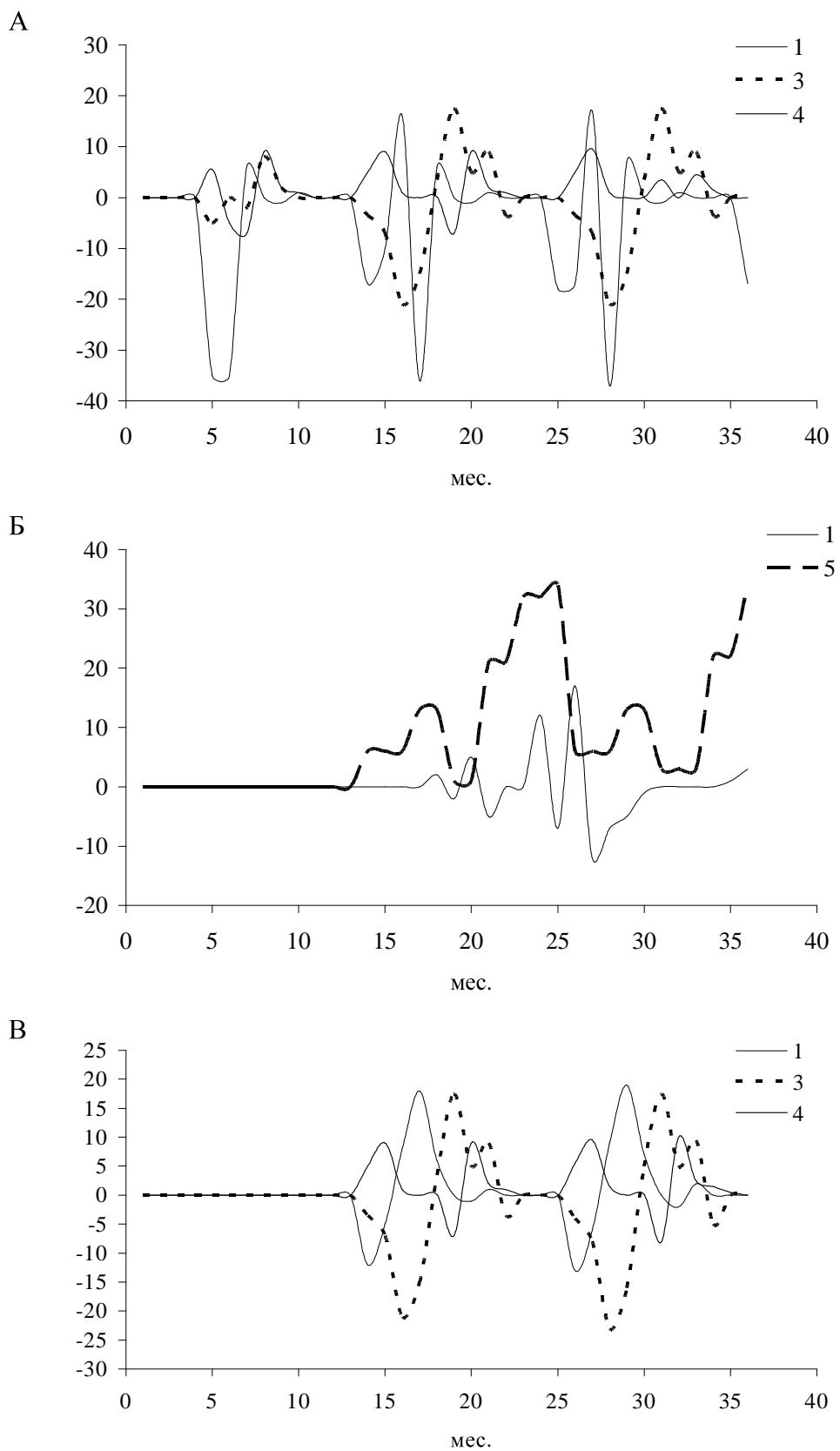


**Рис. 4.** Динамика отклонений ( $\text{мкг л}^{-1}$ ) ряда показателей состояния экосистемы в зимне-весенний период (А) и фазовый портрет системы (Б): 1 – суммарная концентрация нитратного азота и фосфатного фосфора, 2 – концентрация фенольных соединений, 3 – концентрация фитопланктона, 4 – концентрация зоопланктона

обращении к фазовым портретам (рис. 3Б и 4Б). Видно, что система стремится к асимптотической устойчивости в летний период и демонстрирует орбитальную неустойчивость в подледный период. Это еще раз подтверждает высказанное выше предположение о большей чувствительности подледного планктонного комплекса к возмущающим воздей-

ствиям.

Надо отметить, что полученные на математических моделях результаты реалистично отражают процессы, наблюдавшиеся в мезокосмах, как в ходе наших полевых экспериментов, так и отмечавшиеся для оз. Байкал другой группой исследователей [10]. В натурных экспериментах с мезокосмами на озере



**Рис. 5.** Динамика отклонений ( $\text{мкг л}^{-1}$ ) ряда показателей состояния в поверхностном слое при поступлении загрязнителей с атмосферными осадками (А); придонном слое при поступлении загрязнителей с атмосферными осадками (Б); поверхностном слое (Северный Байкал) при поступлении загрязнителей с водами р. Селенги (В): 1 – суммарная концентрация нитратного азота и фосфатного фосфора, 3 – концентрация фитопланктона, 4 – концентрация зоопланктона, 5 – концентрация бактериопланктона

Байкал показана большая чувствительность подледного сообщества планктона, по сравнению с планктоном сезона открытой воды, к действию химических загрязнителей, причем как питательных веществ (биогенные элементы), так и токсикантов. Связано это, по всей видимости, как с различиями в температурах воды (более высокие температуры воды летом стимулируют процессы самоочищения), так и с различиями в видовом составе фитопланктона в разные сезоны. Можно предположить, что байкальский фитопланктон в зимне-весенний период реагирует как фитопланктон олиготрофного, а в летне-осенний – как эвтрофного озера.

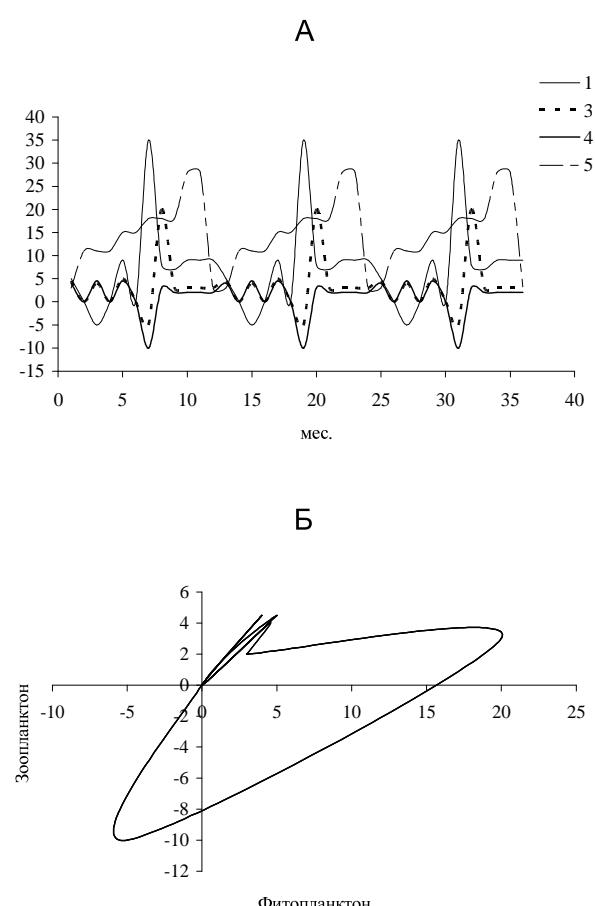
Приведем несколько примеров работы модели с подключенным гидрологическим блоком [23]. Так, при поступлении загрязнителей только с атмосферными осадками мы получаем следующую картину в поверхностном слое (рис. 5А). Видно, что со второго года отклонения концентраций биогенных элементов и бактериопланктона начинают отмечаться и в самых глубинных слоях (250 м – дно) (рис. 5Б). При моделировании поступления загрязняющих веществ только с водами р. Селенги уже на второй год моделирования начинают отмечаться отклонения от невозмущенного состояния даже на Северном Байкале (рис. 5В).

При комплексном моделировании поступления загрязнителей с атмосферными осадками, водами притоков и промышленных стоков, массированным поступлением загрязнителей при таянии льда мы получаем следующую картину (см. рис. 6А). Видно, что экосистема оз. Байкал практически функционирует уже на другом уровне, отличном от невозмущенного, хотя и характеризующемся пока орбитальной устойчивостью (рис. 6Б).

Заслуживает внимание то, что тенденции, выявляемые моделью возмущений, нашли подтверждение при анализе трендов ряда гидрохимических показателей по материалам наблюдений Государственного комитета по охране природы Иркутской области, микробиологических показателей. Кроме того, отмечается и тенденция к повышению биомассы фитопланктона в летний период [12, 13].

Модель возмущений явилась логичной наследницей первых моделей экосистемы Байкала. С учетом опыта работы этих моделей она рассматривает процессы, протекающие в планктонном сообществе, основана на данных полевых экспериментов и использует разбиение водной толщи на камеры по признаку доминирующих в них биологических процессов. Естественно, что она не может претендовать на то, чтобы быть «истинной в последней инстанции».

В настоящее время для анализа антропогенной динамики экосистемы оз. Байкал ак-



**Рис. 6.** Динамика отклонений ( $\text{мкг л}^{-1}$ ) ряда показателей состояния в поверхностном слое при поступлении загрязнителей с водами притоков, атмосферными осадками, при таянии льда (А) и фазовый портрет системы (Б): 1 – суммарная концентрация нитратного азота и фосфатного фосфора, 3 – концентрация фитопланктона, 4 – концентрация зоопланктона, 5 – концентрация бактериопланктона

тивно начинают использоваться модели структурной динамики, в частности на основе целевых функций, таких как эксэрергия [4, 20], ведется работа по разработке самоорга-

низующихся моделей, базирующихся на базе данных состояния байкальского планктона с 1945 г. НИИ биологии при Иркутском университете [11].

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Ащепкова Л.Я., Гурман В.И., Кожова О.М. // Энергетическая модель пелагического сообщества оз. Байкал // Модели природных систем. Новосибирск, 1978.
2. Ащепкова Л.Я., О. М. Кожова, В. В. Меншуткин. Модель сезонной динамики пелагического сообщества оз. Байкал // Модели природных систем. Новосибирск, 1978.
3. Брусловский П.М. Коллективы предикторов в экологическом прогнозировании. Саратов: Изд-во Сарат. ун-та, 1987.
4. Зилов Е.А. Использование эксэрергии для оценки здоровья водных экологических систем // Экосистемы и природные ресурсы горных стран. Новосибирск: Наука, 2004.
5. Зилов Е.А., Сериков П.Е. Использование гиперциклов для описания автоколебательных процессов в моделях экосистем // Математические проблемы экологии. Новосибирск, 1992.
6. Зилов Е.А., Стом Д.И., Башарова Н.И. и др. Использование мезокосмов для информационного обеспечения математических моделей водных экосистем // Экологические исследования Байкала и байкальского региона. Иркутск: Изд-во Иркут. ун-та, 1992. Т. 2.
7. Зилов Е.А., Стом Д.И. Использование физического, математического и комплексного моделирования в прогнозировании поведения водных экосистем под действием антропогенных факторов // Мониторинг состояния озера Байкал. Л.: Гидрометеоиздат, 1991.
8. Зилов Е.А., Рудых А.Р., Стом Д.И. Подледный экотоксикологический эксперимент на Байкале // Гидробиол. журн. 1989. Т. 25, № 4.
9. Измельцева Л.Р. Температурный режим и развитие фитопланктона в пелагиали Байкала // Экосистемы и природные ресурсы горных стран. Новосибирск: Наука, 2004.
10. Измельцева Л.Р., Кузнецов И.Ю. Опыт пространственного зондирования фитопланктона с применением погружного импульсного флуориметра // Оценка продуктивности фитопланктона. Новосибирск, 1993.
11. Измельцева Л.Р., Кожова О.М. Опыт организации гидробиологического мониторинга и создания ГИС // Методология оценки состояния экосистем. Ростов-на-Дону: ЦВВР, 2000.
12. Измельцева Л.Р., Шимараева С.В. Многолетние изменения содержания хлорофилла *a* в пелагиали Южного Байкала в период прямой температурной стратификации // Экосистемы и природные ресурсы горных стран. Новосибирск: Наука, 2004.
13. Кожова О.М. Гидробиологическому мониторингу Байкала - 50 лет // Проблемы сохранения биоразнообразия. Новосибирск, 1998.
14. Кожова О.М., Павлов Б.К. Экологическое прогнозирование и состояние планктона Байкала // Изменчивость природных явлений во времени. Новосибирск: Наука, 1982.
15. Меншуткин В.В., Кожова О.М., Ащепкова Л.Я., Кротова В.А. Камерная модель динамики экосистемы озера Байкал с учетом трехмерной циркуляции вод // Математическое моделирование водных экосистем. Л., 1981.
16. Сериков П.Е., Зилов Е.А. Аналитическое моделирование водной экосистемы на основе методов неравновесной термодинамики // Оценка состояния водных и наземных экологических систем. Новосибирск: Наука, 1994.
17. Kozhova O.M., Izmest'eva L.R. (eds.) Lake Baikal: Evolution and Biodiversity. Leiden: Backhuys Publishers, 1998.
18. Gurman V.J., Rosenraukh D.M., Stom D.J., Silow E.A. Mathematical modelling of perturbations of lake Baikal ecosystem and identification of it on the basis of experiments // Computer science for environmental protection. New York: Springer-Verlag, 1991.
19. Silow E.A. Experimental approach to the

- development of a management and conservation strategy for the Lake Baikal ecosystem // Abstr. of Intern. Conf. on Ancient Lakes. Shiga, Japan, 1997.
20. *Silow E.A.* The use of two lumped models for the analysis of consequences of external influences on the lake Baikal ecosystem // Ecological Modelling. 1999. Vol. 121.
21. *Silow E.A.* Mathematical model of ecosystem perturbation // Handbook of environmental and ecological models. Baton Rouge: Lewis Publishers, 1995.
22. *Silow E.A., Gurman V.J., Stom D.J., Rosenraukh D.M., Baturin V.I.* Mathematical models of lake Baikal ecosystem // Ecological modelling. 1995. Vol. 82.
23. *Silow E.A., Baturin V.A., Stom D.J.* Prediction of Lake Baikal ecosystem behaviour using an ecosystem disturbance model // Lakes & Reservoirs: Research and Management. 2001. Vol. 6, № 1.

## **MATHEMATICAL MODELLING OF THE LAKE BAIKAL ECOSYSTEM: YESTERDAY, TODAY, TOMORROW**

© 2006 E.A. Silow

Scientific Research Institute of Biology at Irkutsk State University, Irkutsk

The first models of lake Baikal created in 1970<sup>th</sup> are briefly reviewed. The model of the lake Baikal ecosystem anthropogenic disturbances, developed on the basis of field *in situ* experiments is presented. Incomes of non-toxic mineral and organic compounds, nutrients (nitrate and phosphate), organic (phenol compounds, oil products) and non-organic (heavy metals) toxicants with tributaries, coasts, atmosphere served as inputs of the model. The results of model experiments demonstrate higher stability of summer plankton community in comparison with under-ice one. The reaction of plankton to toxification and eutrophication was qualitatively similar. Now the lake Baikal ecosystem functions at different from non-perturbed level, though it is still stable.