

УДК 504.54

## ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДНУЮ ЭКОСИСТЕМУ И ЕЕ ЭМЕРДЖЕНТНЫЕ СВОЙСТВА НА ОСНОВЕ РЕЗУЛЬТАТОВ ИМИТАЦИОННОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ И ПОСТРОЕНИЯ КОМПОЗИТНЫХ ИНДЕКСОВ

**Седова С.А., Дмитриев В.В., Третьяков В.Ю., Глушко А.А., Пленкина А.К.**  
*ФГБОУ «Санкт-Петербургский государственный университет», Институт наук о Земле,  
Санкт-Петербург, e-mail: vasily-dmitriev@rambler.ru, svet.sv0627@gmail.com*

Рассматривается возможность использования композитных индексов для 1 – оценки воздействия на водный объект по результатам имитационного моделирования; 2 – проверки адекватности результатов системного моделирования по данным натурных наблюдений и имитационного моделирования; 3 – выявления способности системы сохранить класс состояния после оказанного на водную экосистему воздействия на основе статистических критериев оценки близости рядов. На двух авторских многокомпонентных имитационных моделях, описывающих биогеохимические циклы углерода, азота, фосфора и других элементов и динамику кислорода в водной экосистеме, выполнена серия из восьми экспериментов, позволяющих оценить допустимое воздействие и сезонные эффекты его проявления на основе изменения системой: 1 – способности продуцировать органическое вещество; 2 – изменять качество и токсическое загрязнение после оказанного воздействия. В экспериментах с воздействием рассматриваются особенности среднегодового и сезонного изменения значений субиндексов эмерджентных свойств модельной системы. На основе статистических критериев близости рядов для компонентов модели до и после воздействия по величинам субиндексов делается вывод о возможности сохранения системой класса, в котором она пребывала до воздействия или перехода системы после воздействия в другой класс в определенный временной интервал и инвариантности некоторых компонентов водной экосистемы по отношению к оказанному воздействию. В результате анализа полученных значений традиционных статистических индексов, которые были использованы для выявления изменений в поведении компонентов системы и системных свойств после оказанного воздействия, получено, что некоторые компоненты можно охарактеризовать как более чувствительные или наоборот – инвариантные, часто остающиеся неизменными по отношению к воздействию определенного типа на водную экосистему. Во всех случаях это зависит от величины и специфики воздействия на экосистему. Разные системные трансформации проявляются с разной скоростью или требуют разного времени для формирования отклика на воздействие.

**Ключевые слова:** водный объект, имитационное моделирование, композитный индекс, интегральная оценка, интегральный показатель биопродуктивности, интегральный показатель качества воды

## EVALUATION OF EFFECTS ON THE AQUATIC ECOSYSTEM AND ITS EMERGENT PROPERTIES BASED ON THE RESULTS OF SIMULATION MODELING AND CONSTRUCTION OF COMPOSITE INDEXES

**Sedova S.A., Dmitriev V.V., Tretyakov V.Yu., Glushko A.A., Plenkina A.K.**

*St. Petersburg State University, Institute of Earth Sciences, St. Petersburg,  
e-mail: vasily-dmitriev@rambler.ru, svet.sv0627@gmail.com*

The possibility of using composite indices is being considered for: 1 – assessing the impact on a water body based on the results of simulation; 2 – checking the adequacy of results of system modeling according to field observations and simulation modeling; 3 – revealing ability of a system to maintain the class of state after impact on aquatic ecosystem based on statistical criteria for assessing the proximity of series. On two author's simulation models a series of 8 experiments were performed to assess the permissible impact and seasonal effects of its manifestation based on changes: 1 – ability to produce organic matter; 2 – change quality and toxic pollution after exposure. In experiments with exposure, features of average annual and seasonal changes in the values of sub-indices of emergent properties of the model system are considered. Based on statistical criteria of the model before and after the impact by the values of the subindices, it is concluded the system can retain class in which it was before impact or transition of the system after impact to another class in a certain time interval and invariance of some components of the aquatic ecosystem for impact. As a result of analysis of obtained values of traditional statistical indices was obtained, some components can be characterized as more sensitive or vice versa – invariant. In all cases, it depends on the magnitude and specificity of the impact on the ecosystem. Different systemic transformations manifest themselves taking different times to form a response to impact.

**Keywords:** water body, simulation modeling, composite index, integral assessment, integral indicator of bio-productivity, integral indicator of water quality

Необходимость исследования скоростей массообмена между компонентами водных экосистем с учетом антропогенных воздействий, изменяющих естественный ход обменных процессов, выделение антропогенных эффектов на фоне естествен-

ных изменений скоростей процессов и исследование ответных реакций экосистем на внешние воздействия, которые не поддаются непосредственному наблюдению, обуславливают необходимость развития новых подходов к изучению водных эко-

систем. Существующие в настоящее время когнитивные и пространственно-однородные, боксовые (блочные, резервуарные), непрерывные имитационные модели позволяют решать широкий спектр задач: исследовать влияния химического и биологического состава и физических свойств среды на первичную продуктивность экосистем [1, 2], её изменение при различных сценариях формирования внешней и внутренней биогенной нагрузки [3], изучать влияние антропогенного эвтрофирования и воздействие токсикантов на водные экосистемы [4], воспроизводить на моделях биогеохимические циклы химических элементов [5] и др.

Развитие методов имитационного моделирования водных экосистем [4] и методов построения композитных индексов химического и биологического состава; простых и сложных (присущих системе в целом) свойств водных объектов [6], определило возможность сочетания этих подходов для решения ряда научных задач.

В первую очередь к таким задачам можно отнести количественную оценку результата воздействия на водную экосистему и оценку допустимости/недопустимости для экосистемы рассмотренного воздействия или действия многих факторов и их сочетаний [7]. При этом допустимость воздействия оценивается не по воздействию на некоторый компонент или «слабое звено» водной экосистемы, а на основе интегральных показателей состояния системы в целом до и после воздействия. Если система после оказанного воздействия по совокупности параметров и иерархий переходит в более старший класс состояния (качества и токсического загрязнения, трофности, трофосапробности, трофотоксичности и др.), то такое воздействие может рассматриваться как недопустимое при условии выявления его отрицательной значимости на человека и/или на биоту водоемов. Выявление такой возможности и критических концентраций компонентов реализуется в экспериментах с имитационной моделью, а подтверждение перехода системы в новый класс состояния (трофности, качества, токсического загрязнения, экологического благополучия/неблагополучия и др.) подтверждается на основе использования композитных индексов и субиндексов. В сложных случаях, когда временное изменение параметров состояния системы охватывает два и более класса, можно отдельно рассматривать сезонную изменчивость параметров или выполнять

оценку только по отдельным субиндексам, а не по вектору состояния системы в целом. Антропоцентризм и биоцентризм исследования обуславливают выбор параметров и приоритетов в задании весовых коэффициентов учитываемых параметров при построении интегральных показателей. Возможно сочетание подходов или введение еще одного уровня свертки, агрегирующего оба подхода при равновесном их учете или с выделением основного приоритета в прогнозировании сбалансированного, бескризисного (устойчивого) развития.

Во вторую очередь в перечень исследовательских задач можно включить дополнительные возможности проверки адекватности результатов имитационного моделирования на основе построения композитных индексов по результатам натуральных наблюдений и имитационного моделирования. Для этого можно рассчитывать интегральные показатели для полного набора компонентов имитационной модели водной экосистемы, или формировать субиндексы оцениваемых свойств водного объекта. В перечень субиндексов целесообразно включить рекомендуемые нами [7–9]: интегральный показатель трофности, интегральный показатель качества и токсического загрязнения воды (и грунтов, если в модели имеется блок донных отложений), интегральные показатели устойчивости (уязвимости, самоочищения) водоема и др. Для более сложных ситуаций (оценка геоэкологического статуса), при моделировании систем «водоем + водосбор» или «водоток + водосбор» необходим учет экологического статуса ландшафтов водосборной территории (и/или локальных береговых экосистем). Для этого необходимо рассчитывать субиндексы интегративных свойств для доминирующих ландшафтов (береговых экосистем).

Степень адекватности модели реальному пространственно-временному изменению компонентов водной экосистемы в этом случае можно характеризовать на основе традиционных для классической статистики индексов Нэша – Сатклифа и его модификаций [10, 11], индекса Тейла (Тила), средней относительной ошибки прогноза, индексам  $S/\sigma$  и  $\rho$  [12]. Для этих целей можно также актуализировать применение классических статистических критериев выявления аномальных значений рядов по критериям Ирвина, Смирнова – Граббса, Титьена – Мура, Томпсона (Рошера), Хоглина – Иглевича, Шовене и др. [13, 14]. Выявление адекват-

ности моделей реализуется на основе сочетания нескольких подходов: 1 – сравнения интегральных показателей компонентного состава всех моделируемых и наблюдаемых компонентов. Близость наблюдаемых и полученных по модели компонентов водной экосистемы устанавливается на основе сравнения рядов по традиционно применяемым индексам; 2 – сравнения интегральных показателей (индексов) и субиндексов неаддитивных свойств исследуемой системы (продуктивности, качества и токсического загрязнения воды и др.) по результатам наблюдений и модельных сценариев. В этом случае изменение класса продуктивности, качества, благополучия системы и др., выявленное на основе применения композитных индексов, потребует акцентированного подтверждения на основе натуральных данных.

В третью очередь на основе сравнения модельных сценариев до и после воздействия, применяя классические индексы, упомянутые выше, или их модификации, можно оценить, насколько сильным оказалось воздействие для экосистемы в целом, а также сможет ли система вернуться в прежнее состояние или воздействие оказалось необратимым. На первом этапе важным здесь является установление фактической возможности перехода системы в другой класс по величине композитного показателя или того, что оказанное воздействие на экосистему способно при определенных условиях вывести систему за пределы того класса, в котором она находилась до воздействия.

Целью исследования является доказательство возможности использования композитных индексов для: 1 – проверки адекватности результатов системного моделирования на основе построения композитных индексов по результатам натуральных наблюдений и имитационного моделирования; 2 – оценки воздействия на водный объект по результатам имитационного моделирования; 3 – выявления способности системы после оказанного воздействия сохранить класс состояния или интегративного свойства, в котором она пребывала до воздействия, или перейти в другой класс (временно или безвозвратно) на основе статистических критериев оценки близости рядов. Задачи экспериментальных исследований приведены в таблице.

#### **Материалы и методы исследования**

Для выполнения поставленных целей и задач использовались две авторские

имитационные модели пространственно-однородной водной экосистемы: «СНРХО-модель», далее модель «М1» [15] и модель «ВОДЭКО», далее модель «М2» [4]. На моделях были реализованы эксперименты, представленные в таблице.

Выполнение оценочных исследований эмерджентных свойств водных экосистем, а также построение композитных индексов рассматривалось во многих наших публикациях [7, 8, 15]. С учетом рассмотренных ранее особенностей интегральной оценки сложных систем акцентируем основное внимание на этапах формирования композитных индексов и построения композитных (интегральных) показателей по результатам экспериментов, проведенных на моделях М1 и М2. При этом процесс получения интегральных показателей реализуется в ходе выполнения нескольких этапов: 1 – отбор параметров для интегральной оценки, разработка и обобщение авторских классификаций и оценочных шкал для оценивания продукционной способности, качества и токсического загрязнения водной экосистемы; 2 – выбор нормирующей функции; 3 – выбор вида синтезирующей функции для композитного индекса; 4 – выбор весовых множителей для учета приоритетов в интегральной оценке; 5 – выполнение нескольких уровней обобщения информации для субиндексов и разработанных для них классификаций; 6 – получение оценочных шкал для субиндексов и композитных индексов для оценки системных свойств в целом; 7 – интегральная оценка системных свойств и эффектов для ключевых объектов и их временных или пространственных трансформаций.

#### **Результаты исследования и их обсуждение**

Ниже приведены результаты анализа экспериментов и основные выводы, полученные на основе анализа.

**Эксперимент Э1М1.** По мере увеличения фона мутности с 2 мг/л до 40 мг/л поведение компонентов экосистемы претерпевает значительные изменения. Изменение мутности оказывает негативное влияние на водную экосистему – происходит увеличение содержания «не востребуемых» биогенных веществ в воде в связи со снижением продукционных способностей экосистемы. Отмечен сдвиг максимума цветения фитопланктона на более поздние сроки и высокое содержание фитопланктона в воде летом. Это приводит к росту абсолютных

значений биомассы фитопланктона летом и незначительного увеличения среднего- годового значения интегрального показателя трофности (ИПТ, шкала 1 в таблице) в пределах одного класса (мезотрофный, ближе к правой границе класса, первые проценты).

Перечень экспериментов с моделями водных экосистем и их специфика

Эксперименты для оценки воздействия на водную экосистему	M1 СНРХО-модель	M2 Модель ВОДЭКО															
1	2	3															
<p>Э1. Оценка допустимого воздействия на основе изменения системной способности продуцировать органическое вещество</p>	<p>Задачи: 1 – оценить использование выбранных имитационных моделей для оценки допустимости воздействия на экосистему; 2 – на основе построения композитного индекса по результатам моделирования воздействий выявить изменение способности системы продуцировать органическое вещество; 3 – на основе традиционных статистических индексов выявить изменение компонентов систем и системных свойств после оказанного воздействия</p>																
	<p>Содержание эксперимента Э1М1</p>	<p>Содержание эксперимента Э1М2</p>															
	<p>Сравнивались результаты двух модельных экспериментов с разным фоном мутности воды (2 и 40 мг/л) на годовом этапе развития экосистемы [15]. На основе параметров, используемых для оценки трофического статуса водоема, рассчитывался композитный индекс продуктивности (ИПТ) и выявлялось изменение класса трофности после оказанного воздействия. Для построения композитного индекса продуктивности использовались 6 компонентов:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Биомасса фитопланктона, мг/л.</li> <li>2. Отношение биомассы зоопланктона к биомассе фитопланктона.</li> <li>3. Концентрация общего фосфора, <math>P_{\text{общ}}</math>, мг/л.</li> <li>4. Концентрация общего азота, <math>N_{\text{общ}}</math>, мг/л.</li> <li>5. Отношение концентраций N:P.</li> <li>6. Концентрация растворенного кислорода, % насыщения.</li> </ol> <p>Индекс ИПТ = <math>\text{ИПТ}(q, w) =</math>  <math>= \text{ИПТ}(q_1, \dots, q_6; w_1, \dots, w_6) = \sum_{i=1}^6 q_i w_i,</math></p> <p>где <math>q_i</math> – нормированное значение характеристики, <math>w_i</math> – вес параметра в сводной оценке. Для <math>w_i</math> использовалось:</p> $0,0 \leq w_i \leq 1,0 \text{ и } \sum_{i=1}^m w_i = 1,0.$ <p>Шкала ИПТ получена для 4 классов трофности при равновесности выбранных индикаторов: О – олиготрофия; М – мезотрофия; Э – эвтрофия; Г – гипер(эв)трофия.</p> <table border="1" data-bbox="371 1825 767 1899"> <tr> <td>О</td> <td>М</td> <td>Э</td> <td>ГЭ</td> </tr> <tr> <td>0,000–0,221</td> <td>0,221–0,426</td> <td>0,426–0,754</td> <td>0,754–1,000</td> </tr> </table> <p>(1)</p>	О	М	Э	ГЭ	0,000–0,221	0,221–0,426	0,426–0,754	0,754–1,000	<p>Сравнивались результаты модельных экспериментов на годовом этапе развития транзитной экосистемы по изменению продукционной способности речных вод при постоянном содержании условного токсиканта в воде. Внутригодовой ход содержания токсиканта задан на основе анализа внутригодовых динамик различных токсических элементов в речных водах [4]. При этом в модели учитывались типы воздействия токсиканта: 1 тип – стимуляция первичной продукции низкими концентрациями токсиканта или 2 тип – ингибирование продукционных возможностей высокими концентрациями токсиканта. На основе параметров оценки трофического статуса водоема рассчитывался субиндекс продуктивности (ИПТ) и выявлялось изменение класса трофности после оказанного воздействия. Для построения композитного индекса продуктивности водного объекта использовались 9 компонентов:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Биомасса фитопланктона, мг/л.</li> <li>2. Отношение биомассы зоопланктона к биомассе фитопланктона.</li> <li>3. Концентрация общего фосфора, <math>P_{\text{общ}}</math>, мг/л.</li> <li>4. Концентрация общего азота, <math>N_{\text{общ}}</math>, мг/л.</li> <li>5. Отношение концентраций N:P.</li> <li>6. Чистая первичная продукция, мгС/м<sup>2</sup>/сут.</li> <li>7. Продукция фитопланктона, мгС/л/сут.</li> <li>8. Скорость фотосинтеза, мгО<sub>2</sub>/л/сут.</li> <li>9. БПК<sub>5</sub>, мгО<sub>2</sub>/л.</li> </ol> <p>Индекс ИПТ = <math>\text{ИПТ}(q, w) =</math>  <math>= \text{ИПТ}(q_1, \dots, q_9; w_1, \dots, w_9) = \sum_{i=1}^9 q_i w_i</math></p> <p>Шкала ИПТ получена для 4 классов трофности при равновесности выбранных индикаторов: О – олиготрофия; М – мезотрофия; Э – эвтрофия; Г – гипер(эв)трофия.</p> <table border="1" data-bbox="842 1899 1297 1973"> <tr> <td>О</td> <td>М</td> <td>Э</td> <td>ГЭ</td> </tr> <tr> <td>0,000–0,173</td> <td>0,173–0,331</td> <td>0,331–0,669</td> <td>0,669–1,000</td> </tr> </table> <p>(2)</p>	О	М	Э	ГЭ	0,000–0,173	0,173–0,331	0,331–0,669
О	М	Э	ГЭ														
0,000–0,221	0,221–0,426	0,426–0,754	0,754–1,000														
О	М	Э	ГЭ														
0,000–0,173	0,173–0,331	0,331–0,669	0,669–1,000														

Продолжение таблицы		
1	2	3
Э2. Выявление сезонных изменений способности системы продуцировать живое вещество после воздействия	Задачи: 1 – оценить возможность использования имитационных моделей для оценки допустимости воздействия на экосистему; 2 – на основе построения композитного индекса по результатам моделирования воздействия выявить особенности сезонного изменения продуцирования органического вещества в системе	
	Содержание эксперимента Э2М1	Содержание эксперимента Э2М2
	Рассматривались сезонные изменения способности системы продуцировать живое органическое вещество по результатам двух модельных экспериментов с разным фоном мутности воды (2 и 40 мг/л). На основе параметров, используемых для оценки трофического статуса водоема, рассчитывался композитный индекс продуктивности (трофности) и выявлялось изменение класса трофности после оказанного воздействия. Параметры и шкала для построения композитного индекса продуктивности водного объекта выбраны аналогично эксперименту Э1М1	Рассматривались сезонные изменения способности системы продуцировать живое органическое вещество по результатам модельных экспериментов годового цикла развития экосистемы с учетом типа воздействия токсиканта на первичные продуценты (1 тип – стимуляция первичной продукции низкими концентрациями токсиканта или 2 тип – ингибирование продукционных возможностей высокими концентрациями токсиканта). На основе параметров, используемых для оценки трофического статуса водоема, рассчитывался композитный индекс продуктивности (трофности) и выявлялось изменение класса трофности после оказанного воздействия. Параметры и шкала для построения композитного индекса продуктивности водного объекта выбраны аналогично эксперименту Э1М2
Э3. Оценка допустимого воздействия на систему на основе изменения качества и токсического загрязнения воды	Задачи: 1 – оценить возможность использования имитационных моделей для оценки допустимости воздействия на экосистему; 2 – на основе построения композитного индекса качества и токсического загрязнения по результатам моделирования воздействия выявить изменение качества и токсического загрязнения воды в рассматриваемых экспериментах; 3 – на основе традиционных статистических индексов выявить изменение поведения компонентов систем и системных свойств после оказываемого воздействия	
	Содержание эксперимента Э3М1	Содержание эксперимента Э3М2
	Сравнивались результаты двух модельных экспериментов с разным фоном мутности воды (2 и 40 мг/л) на годовом этапе развития экосистемы. На основе параметров, используемых для оценки качества и токсического загрязнения воды, рассчитывался композитный индекс качества вод и выявлялось изменение класса качества после оказанного воздействия. Для построения композитного индекса качества воды использовались 7 компонентов: 1. Аммонийный азот $\text{NH}_4$ , мг/л. 2. Нитратный азот $\text{NO}_3$ , мг/л. 3. Концентрация растворенного кислорода, % насыщения. 4. Фосфор фосфатный $\text{PO}_4$ , мг/л. 5. Нитритный азот $\text{NO}_2$ , мг/л. 6. Концентрация общего фосфора, $\text{P}_{\text{общ}}$ , мг P/л. 7. Концентрация общего азота, $\text{N}_{\text{общ}}$ , мгN/л. Индекс ИПК = $\text{ИПК}(q, w) =$ $= \text{ИПК}(q_1, \dots, q_7; w_1, \dots, w_7) = \sum_{i=1}^7 q_i w_i,$ где $q_i$ – нормированное значение характеристики, $w_i$ – вес параметра в сводной оценке. Для $w_i$ использовалось: $0,0 \leq w_i \leq 1,0$ и $\sum_{i=1}^m w_i = 1,0$ .	Сравнивались результаты модельных экспериментов на годовом этапе развития экосистемы по изменению качества и токсического загрязнения речных вод при постоянном содержании условного токсиканта в воде с учетом типа его воздействия на первичные продуценты (1 тип – стимуляция первичной продукции низкими концентрациями токсиканта или 2 тип – ингибирование продукционных возможностей высокими концентрациями токсиканта). На основе параметров, используемых для оценки качества воды, рассчитывался композитный индекс качества вод и выявлялось изменение класса качества после оказанного воздействия. Для построения композитного индекса продуктивности водного объекта использовались 15 компонентов: 1. Аммонийный азот $\text{NH}_4$ , мг/л. 2. Нитратный азот $\text{NO}_3$ , мг/л. 3. Растворенный кислород, мг/л. 4. Фосфор фосфатный $\text{PO}_4$ , мг/л. 5. Нитритный азот $\text{NO}_2$ , мг/л. 6. Концентрация общего фосфора, $\text{P}_{\text{общ}}$ , мг/л. 7. Концентрация общего азота, $\text{N}_{\text{общ}}$ , мг/л. 8. Взвешенные вещества, мг/л. 9. ХПК, мгO/л. 10. БПК <sub>5</sub> , мгO <sub>2</sub> /л. 11. БПК <sub>20</sub> , мгO <sub>2</sub> /л. 12. Растворенный органический углерод, мг C/л. 13. Биомасса фитопланктона, мг/л. 14. Разряды трофности в предположении однонаправленного изменения трофности и качества воды, балл. 15. Растворенный органический азот, мг N/л.

Окончание таблицы																										
1	2	3																								
	<p>Шкала ИПК получена для 6 классов качества воды при равновесомости выбранных индикаторов: I ОЧ – очень чистые; II Ч – чистые; III УЗ – умеренно загрязненные; IV З – загрязненные; V Г – грязные; VI ОГ – очень грязные</p> <table border="1" style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <tr> <td>I ОЧ</td> <td>II Ч</td> <td>III УЗ</td> <td>IV З</td> <td>V Г</td> <td>VI ОГ</td> </tr> <tr> <td>0,000–0,016</td> <td>0,016–0,062</td> <td>0,062–0,136</td> <td>0,136–0,348</td> <td>0,348–0,686</td> <td>0,686–1,000</td> </tr> </table> <p style="text-align: right;">(3)</p>	I ОЧ	II Ч	III УЗ	IV З	V Г	VI ОГ	0,000–0,016	0,016–0,062	0,062–0,136	0,136–0,348	0,348–0,686	0,686–1,000	<p>Индекс ИПК = ИПК(<math>q, w</math>) =</p> $= \text{ИПК}(q_1, \dots, q_{15}; w_1, \dots, w_{15}) = \sum_{i=1}^{15} q_i w_i$ <p>Шкала ИПК получена для 6 классов качества воды при равновесомости выбранных индикаторов: I ОЧ – очень чистые; II Ч – чистые; III УЗ – умеренно загрязненные; IV З – загрязненные; V Г – грязные; VI ОГ – очень грязные.</p> <table border="1" style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <tr> <td>I ОЧ</td> <td>II Ч</td> <td>III УЗ</td> <td>IV З</td> <td>V Г</td> <td>VI ОГ</td> </tr> <tr> <td>0,000–0,073</td> <td>0,073–0,143</td> <td>0,143–0,226</td> <td>0,226–0,432</td> <td>0,432–0,720</td> <td>0,720–1,000</td> </tr> </table> <p style="text-align: right;">(4)</p>	I ОЧ	II Ч	III УЗ	IV З	V Г	VI ОГ	0,000–0,073	0,073–0,143	0,143–0,226	0,226–0,432	0,432–0,720	0,720–1,000
I ОЧ	II Ч	III УЗ	IV З	V Г	VI ОГ																					
0,000–0,016	0,016–0,062	0,062–0,136	0,136–0,348	0,348–0,686	0,686–1,000																					
I ОЧ	II Ч	III УЗ	IV З	V Г	VI ОГ																					
0,000–0,073	0,073–0,143	0,143–0,226	0,226–0,432	0,432–0,720	0,720–1,000																					
<p><b>Э4.</b> Выявление сезонных изменений качества и токсического загрязнения вод после оказанного на систему воздействия</p>	<p>Задачи: 1 – оценить возможность использования имитационных моделей для оценки допустимости воздействия на экосистему; 2 – на основе построения композитного индекса качества и загрязнения по результатам моделирования воздействия выявить особенности сезонного изменения качества и токсического загрязнения вод</p>																									
	<p style="text-align: center;"><b>Содержание эксперимента Э4М1</b></p> <p>Рассматривались сезонные изменения качества и токсического загрязнения воды по результатам двух модельных экспериментов с разным фоном мутности воды (2 и 40 мг/л). На основе параметров, используемых для оценки качества и токсического загрязнения вод водоема, рассчитывался композитный индекс качества воды и выявлялось изменение класса качества после оказанного воздействия на разных временных масштабах. Параметры и шкала для построения композитного индекса качества воды выбраны аналогично эксперименту Э3М1</p>	<p style="text-align: center;"><b>Содержание эксперимента Э4М2</b></p> <p>Рассматривались сезонные изменения качества и токсического загрязнения речных вод по результатам модельных экспериментов развития экосистемы с учетом типа воздействия токсиканта на первичные продуценты (1 тип – стимуляция первичной продукции низкими концентрациями токсиканта или 2 тип – ингибирование продукционных возможностей высокими концентрациями токсиканта). На основе параметров, используемых для оценки качества вод, рассчитывался композитный индекс качества и выявлялось изменение класса качества после оказанного воздействия на разных временных масштабах. Параметры и шкала для построения композитного индекса качества и токсического загрязнения выбраны аналогично эксперименту Э3М2</p>																								

По рассчитанному критерию Нэша – Сатклиффа (классический вид [10]), использованному для выявления отрицательной значимости близости рядов, отмечается «неудовлетворительная» сходимости рядов для всех компонентов водной экосистемы, что свидетельствует о наличии серьезных различий в поведении компонентов модели в двух сравниваемых экспериментах. По рассчитанному критерию Тейла, согласно которому «0» соответствует полному совпадению рядов, а близость к «1» – отрицательной пропорциональности рядов, отмечается хорошая сходимости рядов для таких компонентов, как процентное содержание кислорода (0,035), общий азот (0,058), свидетельствующая о незначительном различии в поведении этих компонентов модели в сравниваемых экспериментах. Для остальных компонентов водной экосистемы индекс Тейла изменяется от (0,250 до 1), что

подтверждает наличие различий в поведении этих компонентов.

**Эксперимент Э1М2.** На основе полученных значений ИПТ (шкала 2 в таблице) для речных вод получено, что при отсутствии поступления токсиканта и отсутствии антропогенного воздействия речные воды изначально относятся к классу высокопродуктивных (ИПТ = 0,378 – эвтрофия, левая граница класса). При постоянном содержании токсиканта в речных водах по 1-му типу воздействия (воздействие на первичные продуценты стимулирует жизненные функции при низких концентрациях и подавляет при высоких концентрациях), ИПТ остается в том же классе, сдвигаясь ближе к середине класса (ИПТ = 0,408) относительно эксперимента без воздействия токсиканта. При постоянном содержании токсиканта в речных водах, воздействие которого приводит только к подавлению жизненных функций

(2-й тип воздействия), система также остается в эвтрофном классе, как и в предыдущем эксперименте (ИПТ = 0,408). Это объясняется докритическими значениями концентраций токсиканта в экспериментах, не изменяющими естественный ход процессов массообмена. Таким образом, экспериментально доказан постепенный переход водной экосистемы внутри одного класса от левой границы класса к его середине (отмечается рост ИПТ на 7,9%).

В паре экспериментов «без имитации токсиканта – 1-й тип воздействия токсиканта» согласно рассчитанному критерию Нэша – Сатклифа, отмечается хорошая сходимость рядов практически для всех компонентов системы, что подтверждает незначительные различия в поведении компонентов модели в экспериментах. Исключением являются: концентрации общего азота, общего фосфора, а также отношение их концентраций – отмечается неудовлетворительная сходимость рядов, указывающая на наличие изменений в динамике данных компонентов после оказанного воздействия. Согласно критерию Тейла отмечается хорошая сходимость рядов для таких компонентов, как скорость фотосинтеза (0,089), чистая первичная продукция (0,094), общий азот (0,096), свидетельствующая о незначительном различии в поведении этих компонентов модели в сравниваемых экспериментах. Для остальных компонентов водной экосистемы значения индекса Тейла указывают на наличие различий в поведении компонентов модели. В паре экспериментов «без имитации токсиканта – 2-й тип воздействия токсиканта» согласно рассчитанным критериям Нэша – Сатклифа и Тейла, отмечается ситуация идентичная первой паре экспериментов.

**Эксперимент Э2М1.** Для выявления сезонных изменений продукционной способности водной экосистемы рассматривалось изменение значений композитных индексов продуктивности при повышении фона мутности. Так, для зимнего периода отмечается практически полное совпадение ИПТ (шкала 1) с 0,392 до 0,397 (мезотрофный, ближе к правой границе класса). Для весеннего периода ИПТ не изменяется (ИПТ = 0,390). В летний период наблюдается изменение композитного показателя ИПТ с 0,374 (мезотрофный, правая граница класса) до 0,403 (эвтрофный, левая граница класса). Для осеннего периода, напротив, отмечается снижение ИПТ в пределах одного класса с 0,425 (эвтрофный, левая гра-

ница класса) до 0,387 (мезотрофный, ближе к правой границе класса). Для вегетационного периода (май – октябрь) прослеживается незначительное увеличение значения ИПТ с 0,387 до 0,403 (4,1%). Для летнего периода отмечается рост ИПТ (до 7,8%). Основным результатом эксперимента – сдвиг максимума цветения фитопланктона и высокое содержание фитопланктона летом приводят к росту ИПТ в весенне-летний период.

**Эксперимент Э2М2.** При выявлении сезонных изменений значения композитного индекса ИПТ (шкала 2, таблица) речных вод получено, что в зимний период при отсутствии поступления токсиканта и отсутствии антропогенного воздействия, система изначально относится к мезотрофному классу, ближе к его правой границе (ИПТ = 0,315); при постоянном содержании токсиканта в речных водах по 1-му типу воздействия отмечается переход системы в эвтрофный класс (ИПТ = 0,377, ближе к левой границе класса); при 2-м типе воздействия также отмечается переход системы в класс эвтрофных вод (ИПТ = 0,377, ближе к левой границе). Для весеннего периода при отсутствии поступления токсиканта в воду отмечается рост композитного индекса с 0,375 (эвтрофный класс, ближе к левой границе класса) до 0,442 (эвтрофный класс, ближе к левой границе класса) при 1-м типе воздействия и до 0,442 при 2-м типе воздействия. В летний период при отсутствии воздействия наблюдается ИПТ = 0,431 (эвтрофный, ближе к правой границе класса), а затем его рост до 0,456 внутри класса при 1-м типе воздействия и до 0,451 (эвтрофный класс, ближе к правой границе класса) при 2-м типе воздействия. В осенний период отмечается уменьшение значения интегрального показателя трофности с 0,392 (эвтрофный, ближе к правой границе класса) при отсутствии поступления токсиканта в воду до 0,359 (эвтрофный, ближе к правой границе класса) при 1-м типе воздействия токсиканта, и до 0,360 (при 2-м типе воздействия). В целом за вегетационный период (май – октябрь) отмечается рост ИПТ, но в рамках одного класса продуктивных (эвтрофных) вод, значения ИПТ близки для 1 и 2 типов воздействия токсиканта (с 0,420 до 0,436 при 1-м типе и до 0,434 при 2-м типе воздействия).

В итоге в зимний период отмечается переход речных вод из второго класса в третий при воздействии токсиканта при увеличении ИПТ (на 19,7%). Для весны отмечается значительный рост ИПТ (на 17,9%) (рис. 1).



Рис. 1. Внутригодовое изменение интегрального показателя продуктивности (трофности) ИПТ в эксперименте Э2М2

**Эксперимент Э3М1.** По мере увеличения мутности поведение компонентов претерпевает изменения, что приводит к росту (на 31,2%) среднегодового значения интегрального показателя качества и токсического загрязнения воды (ИПК, шкала 3). Он изменяется от 0,032 (чистые, ближе к левой границе класса) до 0,042 (чистые, ближе к правой границе класса).

По рассчитанному критерию Нэша – Сатклиффа отмечается «неудовлетворительная» сходимость рядов для всех компонентов водной экосистемы, что свидетельствует о наличии серьезных различий в поведении компонентов модели в двух сравниваемых экспериментах. Согласно рассчитанному критерию Тейла для всех компонентов отмечается хорошее совпадение рядов для таких компонентов, как процентное содержание кислорода (0,035), общий азот (0,058), нитратный азот (0,053). Это свидетельствует о незначительном различии в поведении этих компонентов модели в сравниваемых экспериментах. Для остальных компонентов водной экосистемы индекс Тейла изменяется от (0,330 до 1), что подтверждает наличие различий в по-

ведении этих компонентов в сравниваемых модельных экспериментах.

**Эксперимент Э3М2.** На основе полученных значений композитных показателей ИПК (шкала 4, таблица) речных вод получено, что при отсутствии поступления токсиканта и отсутствии других антропогенного воздействия речные воды изначально относятся к III классу умеренно загрязненных вод (ИПК = 0,214, правая граница класса). При постоянном содержании токсиканта в речных водах по 1-му типу воздействия, система остается в том же классе (ИПК = 0,216) относительно эксперимента без воздействия токсиканта. При постоянном содержании токсиканта в речных водах, воздействие которого приводит только к подавлению жизненных функций («2-й тип воздействия»), система остается в умеренно-загрязненном классе, как и в предыдущем эксперименте (ИПК = 0,216). Таким образом, ИПК практически не изменяется (на 1,2%).

В паре экспериментов «без имитации токсиканта – 1-й тип воздействия токсиканта» согласно рассчитанному критерию Нэша – Сатклиффа, отмечается хорошая



сходимость рядов практически для всех компонентов системы, что также говорит о незначительных различиях в поведении компонентов модели в рассматриваемых экспериментах. Исключением являются концентрации общего азота, общего фосфора, аммонийного азота, азота нитратов, азота нитритов, фосфора фосфатов, растворенного органического углерода. Для них отмечается неудовлетворительная сходимость рядов, указывающая на наличие кардинальных изменений в динамике данных компонентов после оказанного воздействия. Согласно критерию Тейла, для данной пары экспериментов наблюдается хорошая сходимость рядов для таких компонентов системы, как взвешенное органическое вещество (0,0), органический азот (0,05), свидетельствующая о крайне незначительном различии в поведении компонентов модели. Для остальных компонентов отмечается неудовлетворительная или полная несходимость рядов, свидетельствующая о наличии серьезных изменений в поведении компонентов модели. В паре экспериментов «без имитации токсиканта – 2-й тип воздействия токсиканта» согласно рассчитанным критериям Нэша – Сатклиффа (классический) и Тейла, отмечается абсолютно идентичная первой паре экспериментов ситуация.

**Эксперимент Э4М1.** Для выявления сезонных изменений качества и токсического загрязнения вод рассматривалось изменение значений ИПК (шкала 3, таблица) при повышении фона мутности с 2 мг/л до 40 мг/л. Для зимнего периода отмечается увеличение ИПК в пределах II класса с 0,043 (чистые, правая половина класса) до 0,050. Для весеннего периода характерно увеличение значения ИПК с 0,033 (чистые, ближе к левой границе класса) при фоне мутности = 2 мг/л до 0,041 (чистые, ближе к правой границе класса) при фоне мутности = 40 мг/л. В летний период наблюдаются изменения ИПК в пределах класса с 0,019 (чистые, ближе к левой границе класса) до 0,032. Для осеннего периода отмечается увеличение ИПК с 0,034 (чистые, ближе к левой границе класса) до 0,042 (чистые, ближе к правой границе класса). В целом для вегетационного периода (май – октябрь) прослеживается увеличение значения ИПК на 52% с 0,023 (чистые, ближе к левой границе класса) до 0,035. Но переход в III класс не выявлен. Таким образом, изменение качества воды происходит в рамках II класса «чистые» воды, при этом эффект сильнее выражен в летний период (увеличение ИПК на 68,4%) (рис. 2).

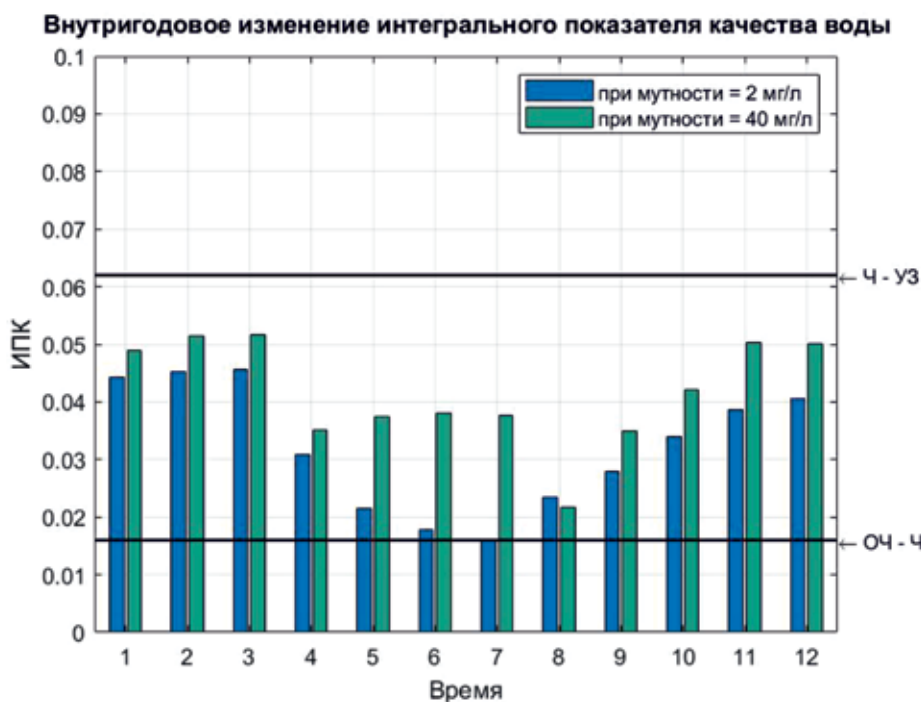


Рис. 2. Внутригодовое изменение интегрального показателя качества воды (ИПК) в эксперименте Э4М1

**Эксперимент Э4М2.** При прослеживании сезонных изменений значения ИПК речных вод не отмечается сильных изменений ИПК (шкала 4, таблица). В экспериментах получено, что в зимний период при отсутствии поступления токсиканта и отсутствии других антропогенных воздействий воды изначально относятся к умеренно загрязненному классу, ближе к левой границе класса (ИПК = 0,185); при постоянном содержании токсиканта в речных водах по 1-му и 2-му типам воздействия» отмечается рост ИПК на 14% (до 0,211). Для весеннего (ИПК = 0,216) и летнего (ИПК = 0,221) периодов значения интегрального показателя не изменяются. В осенний период отмечается уменьшение значения интегрального показателя качества с 0,236 (умеренно загрязненные, ближе к правой границе класса) при отсутствии поступления токсиканта в воды до 0,217 (умеренно загрязненные, ближе к левой границе класса) при «1-м типе воздействия» и при «2-м типе воздействия» токсиканта.

### Заключение

Оценена реакция водной экосистемы на оказанное воздействие на основе построенных субиндексов продуктивности и качества воды, характеризующих экологический статус водного объекта. По результатам имитационного моделирования воздействий на двух разных имитационных моделях выявлено изменение среднегодовых и сезонных значений интегральных показателей продукционной способности, качества и токсического загрязнения вод. Важным результатом явилось выявление сезонных и пространственных особенностей рассмотренных системных эффектов. Показано увеличение интегральных показателей продукционной способности вод на 17,9% (модель М2) в весенне-летний период при имитации антропогенного эвтрофирования и поступления токсиканта, а также рост интегрального показателя качества воды в летний период на 68,4% (модель М1) в эксперименте с увеличением фона мутности до 40 мг/л.

Экспериментально доказан переход системы в другой класс трофности (из мезотрофного в эвтрофный) в летний период при увеличении фона мутности (М1); в эксперименте с имитацией антропогенного эвтрофирования и поступления токсиканта (М2) – в зимний период. Переход системы в другой класс качества вод (из загрязненных в умеренно загрязненные) отмечен в эксперименте с М2 в осенний период. Этими эксперимен-

тами доказан сезонный эффект изменения классов продуктивности и качества воды в водоеме и в проточной водной экосистеме.

В результате анализа полученных значений традиционных статистических индексов (индекса Нэша – Сатклиффа, индекса Тейла), которые были использованы для выявления изменения поведения компонентов системы и системных свойств после оказанного воздействия, было получено, что некоторые подсистемы (или компоненты) можно охарактеризовать как более чувствительные или наоборот – инвариантные, т.е. часто остающиеся неизменными по отношению к воздействию определенного типа на водную экосистему. В экспериментах к инвариантным компонентам (в которых отмечены минимальные изменения), согласно критерию Тейла, можно отнести:  $N_{\text{общ}}$ ,  $N\text{-}NO_3$  по модели М1.

При имитации поступления докритических концентраций токсиканта в речные воды (М2), согласно критериям Нэша – Сатклиффа и Тейла, такими компонентами являются: первичное звено трофической цепи – фитопланктон, компоненты РОВ ( $N\text{-}N_{\text{орг}}$ ), взвешенное органическое вещество (детрит). Но во всех случаях это зависит от величины и специфики воздействия на экосистему. По-видимому, некоторые системные параметры являются более чувствительными к внешним воздействиям, чем другие. Показано, что разные системные трансформации проявляются с разной скоростью или требуют разного времени для формирования отклика на воздействие.

Следующими шагами исследования допустимости/недопустимости антропогенного воздействия на водную экосистему и выявления значений параметров, характеризующих необратимость процесса на основе имитационного моделирования и построения композитных индексов системных свойств будет выявление критических значений факторов, при которых системы при заданных климатических условиях и внешних воздействиях на длительное время или безвозвратно переходят в соседние классы состояния (продуктивности, качества и токсического загрязнения воды), а также других эмерджентных свойств системы. Для этого необходима реализация вариантов моделирования водных экосистем, соответствующих выбранным климатическим условиям и сценариям внешнего воздействия.

*Исследования выполнялись при поддержке грантов РФФИ № 19-05-00683А; 18-05-60291 «Арктика».*

## Список литературы / References

1. Владимирова О.М., Еремина Т.Р., Исаева А.В., Рябченко В.А., Савчук О.П. Исследование влияния растворенного органического вещества на первичную продукцию на основе модели SPBEM-2 // Современные проблемы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды на пространстве СНГ: сборник тезисов Международной научно-практической конференции, посвященной 90-летию Российского государственного гидрометеорологического университета, 2020. С. 316–317.
- Vladimirova O.M., Eremina T.R., Isaev A.V., Ryabchenko V.A., Savchuk O.P. Study of the influence of dissolved organic matter on primary production based on the SPBEM-2 model // Modern problems of hydrometeorology and environmental monitoring in the CIS: sbornik tezisev Mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii, posvyashchennoy 90-letiyu Rossiyskogo gosudarstvennogo gidrometeorologicheskogo universiteta, 2020. P. 316–317 (in Russian).
2. Meier H.E.M., Placke M., Neumann T., Brunnabend S.E., Frauen C., Friedland R., Kniebusch M., Edman M.K., Eilola K.J., Andersson H.C., Dieterich C., Gröger M., Gustafsson B.G., Gustafsson E., Müller-Karulis B., Savchuk O.P., Isaev A., Ryabchenko V., Kuznetsov I., Omstedt A., Saraiva S. Assessment of eutrophication abatement scenarios the Baltic Sea by multi-model ensemble simulations. *Frontiers in marine science*. 2018. № 5. 440 p. DOI: 10.3389/fmars.2018.00440.
3. Филатов Н.Н. Диагноз и прогноз термогидродинамики и экосистем великих озер России. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2019. 251 с.
- Filatov N.N. Diagnosis and forecast of thermohydrodynamics and ecosystems of the great lakes of Russia. Petrozavodsk: KarNTS RAN, 2019. 251 p. (in Russian).
4. Третьяков В.Ю., Свердлова О.А. Моделирование динамики токсиканта в биоценозе экосистемы проточного водоема // Метеорологический вестник. 2016. № 2. С. 42.
- Tretyakov V.Yu., Sverdlava O.A. Simulation of toxicant dynamics in biocenosis of an abstract flowing water reservoir ecosystem // *Meteorologicheskii vestnik*. 2016. № 2. P. 42 (in Russian).
5. Цхай А.А., Агейков В.Ю. Моделирование изменения уровня эвтрофирования водохранилища на основе воспроизведения биохимических циклов // Водные ресурсы. 2020. С. 105–113. DOI: 10.31857/S0321059620010149.
- Tskhai A.A., Ageikov V.Yu. Simulating variations in reservoir eutrophication level by reproducing biogeochemical cycles // *Vodnyye resursy*. 2020. P. 105–113 (in Russian). DOI: 10.31857/S0321059620010149.
6. Brousmichea D., Occellia F., Geninb M., Cunya D., Derama A., Lanier C. Spatialized composite indices to evaluate environmental health inequalities: Meeting the challenge of selecting relevant variables. *Ecological Indicators*. 2020. № 111. P. 16. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.106023.
7. Седова С.А., Дмитриев В.В. Разработка методики интегральной оценки экологического статуса водоемов на примере малых озер северо-западного Приладожья // *European journal of natural history*. 2020. № 1. С. 37–44.
- Sedova S.A., Dmitriev V.V. Development of a methodology for the integrated assessment of the ecological status of water bodies on the example of small lakes in the northwestern Ladoga // *European journal of natural history*. 2020. № 1. P. 37–44 (in Russian).
8. Дмитриев В.В., Огурцов А.Н., Седова С.А., Алексеева А.А., Байжанова К.К., Грига С.А., Кислина А.Е. Интегральная оценка устойчивости наземных ландшафтов от балльных оценок к композитным индексам на основе территориальных детерминант // *Успехи современного естествознания*. 2020. № 2. С. 45–53. DOI: 10.17513/use.37330.
- Dmitriev V.V., Ogurtsov A.N., Sedova S.A., Alekseeva A.A., Bayzhanova K.K., Griga S.A., Kislina A.E. Integral assessment of the stability of ground landscapes: from score assessments to composite indices based on territorial determinants // *Uspekhi sovremennogo yestestvoznaniya*. 2020. № 2. P. 45–53 (in Russian). DOI: 10.17513/use.37330.
9. Lausch A., Blaschke T., Haase D., Herzog F., Syrbe R.-U., Tischendorf L., et al. Understanding and quantifying landscape structure – A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics Ecological Modelling. 2015. № 295. P. 31–41. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2014.08.018.
10. Nash J., Sutcliffe J. River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. *Journal of hydrology*. 1970. P. 282–290. DOI: 10.1016/0022-1694(70)90255-6.
11. Krause P., Boyle D.P., Båse F. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in Geosciences*. 2005. P. 89–97. DOI: 10.5194/ADGEO-5-89-2005.
12. Булдовская О.Р. Трансформация соединений фосфора в пресноводных экосистемах: автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Москва, 1998. 29 с.
- Buldovskaia O.R. Transformation of phosphorus compounds in freshwater ecosystems: avtoref. dis. ... kand. geogr. nauk. Moskva, 1998. 29 p. (in Russian).
13. Измайлова А.В., Расулова А.М., Шмакова В.Ю. Выделение озер, обладающих уникальными свойствами, статистическими методами // *Гидрометеорология и экология*. 2021. № 62. С. 27–51. DOI: 10.33933/2074-2762-2021-62-27-51.
- Izmailova A.V., Rasulova A.M., Shmakova V.Yu. Identification of lakes with unique properties using statistical methods // *Gidrometeorologiya i ekologiya*. 2021. № 62. P. 27–51 (in Russian). DOI: 10.33933/2074-2762-2021-62-27-51.
14. Лемешко Б.Ю., Лемешко С.Б. Расширение области применения критериев типа Граббса, используемых при отбраковке аномальных измерений // *Измерительная техника*. 2005. № 6. С. 13–19.
- Lemeshko B.Yu., Lemeshko S.B. Extending the application of grubbs-type tests in rejecting anomalous measurements // *Izmeritel'naya tekhnika*. 2005. № 6. P. 13–19 (in Russian).
15. Седова С.А., Дмитриев В.В. Использование композитных индексов для исследования адекватности моделей водных экосистем и оценки воздействия на них // *European journal of natural history*. 2020. № 5. С. 12–19.
- Sedova S.A., Dmitriev V.V. Using composite indices to study the adequacy of aquatic ecosystem models and assess the impact on them // *European journal of natural history*. 2020. № 5. P. 12–19 (in Russian).