

# КВАЛИМЕТРИЯ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ (на примере уральских рыбохозяйственных озер)

**Развиты основы квалиметрических методов исследования биологических ресурсов водных объектов, в том числе: анализа влияния на рыбопродуктивность состава воды и гидробиоты, а также инвестиций. Сформирована система показателей, позволяющая оптимизировать мониторинг деятельности рыбохозяйственной отрасли и выявить факторы формирования траектории ее устойчивого развития в зависимости от водно-экологических и экономических показателей. На этом основании предложена модель прогноза рыбопродуктивности с повышенной точностью и методика выделения однородных групп водных объектов, к которым применимы единые нормативы, регламентирующие качество воды. На примере уральских озер показано, что для рационального использования ресурсов рыбохозяйственных водоемов и устойчивого развития рыбоводства целесообразно использование развитых в работе методов квалиметрии.**

## Введение

**В**ода обладает широчайшим набором потребительских свойств. Без воды немислима современная хозяйственная деятельность, экономическое развитие и сама жизнь. По мере нарастания угрозы глобального водного кризиса формируются благоприятные условия экономического развития водообеспеченных стран, таких как Россия [1]. Однако для того, чтобы этим воспользоваться, необходима система управления водными объектами и их ресурсами, в настоящее время далекая от совершенства. Яркую иллюстрацию этого дает организация рыбохозяйственной деятельности на внутренних водоемах страны. В настоящее время эта деятельность обеспечивает менее 10% общего организованного улова рыбопродукции, который к тому же сокращается, — например, за последнее десятилетие почти на 20% [2]. Вместе с тем роль рыбохозяйственных водоемов явно недооценена, на что указы-

вают масштабы неорганизованного рыболовства. Так, браконьерский вылов одних только осетровых почти в 10 раз превышает вылов организованный [3], что причиняет колоссальный урон биоразнообразию, важнейшей характеристике хозяйственной ценности водных ресурсов.

Анализ рыбохозяйственной деятельности [4, 5] указывает на несбалансированность рыбного хозяйства в большинстве внутренних водоемов страны, которое в одних случаях экологически опасно, а в других — экономически неэффективно. Неудовлетворительной остается также и практика планирования допустимых уловов рыбы [6, 7], основанная на явно упрощенных методиках расчета и дающая повышенную ошибку прогноза продуктивности рыбного стада.

Россия как собственник крупнейшего в мире пресноводного фонда имеет реальные шансы лидировать в производстве ценнейших видов гидробиологической продукции. Однако эта задача требует развития научных основ оценки и прогноза соответствующих ресурсных возможностей природных и искусственных водных объектов, а также зависимости контролируемых гидрохимических, гидробиологических и других показателей от их взаимосвязи между собой, с факторами внешней среды и инвестициями. В соответствии с «Концепцией развития рыбного хозяйства РФ на период до 2020 года», создание системы эффективного использования и охраны водных биологических ресурсов — важнейшая задача устойчивого общественного развития и повышения качества жизни населения. Решение этой задачи требует одновременного учета многих факторов, влияние которых на результирующие показатели не описывается функциональными зависимостями. Поэтому предлагается использование для достижения цели статистических методов квалиметрии, позволяющих количественно охарактеризовать качество водных экосистем, по возможности, с учетом важнейших влияющих факторов биотической и абиотической природы. Необходимость при этом комплексного эколого-экономического подхода потребовало

**Е.Д. Копнова\***,  
кандидат технических наук, доцент,  
Национальный исследовательский университет  
Высшая школа экономики  
**О.М. Розенталь**,  
доктор технических наук, главный научный сотрудник, ФГБУН  
Институт водных проблем  
Российской академии наук

\*Адрес для корреспонденции: kopnova@rambler.ru

**Таблица 1.**  
Расчет промыслового запаса леща Белоярского водохранилища.

Возраст, лет $t$	Численность рыб в пробе, экз.			Действительный коэффициент общей смертности $A$	Условный коэффициент естественной смертности $d$	Действительные Коэффициенты		Общий улов 2006, экз. $Y$	Численность, экз. $N$	Ихтиомасса, кг	Средняя масса одной рыбы, г $W$	Годовой прирост одной рыбы, г	Прирост ихтиомассы промысловой части стада, кг
	Наблюденная	Приведенная к стандартной пробе $n$	Из уравнения логарифмической регрессии $n''$			Естественной смертности $fe$	Промысловой смертности $fp$						
1			1364	0,950	0,950	0,950			337162	5395	16,0	16	5395
2			1019	0,253	0,253	0,253			251860	7304	29,0	13	3274
3	4	16	817	0,198	0,197	0,196	0,001	100	201992	22987	113,8	84,8	17129
4			674	0,175	0,162	0,159	0,016		166643	27496	165,0	51,2	8532
5	10	39	562	0,166	0,152	0,149	0,017	242	138980	53924	388,0	223	30993
6	21	82	472	0,160	0,145	0,142	0,018	512	116743	71248	610,3	222,3	25952
7	45	176	395	0,163	0,146	0,143	0,020	1097	97714	69416	710,4	100,1	9781
8	84	329	329	0,167	0,149	0,146	0,021	2052	48962	43566	889,8	179,4	8784
9	52	204	270	0,179	0,157	0,153	0,026	1273	13128	14124	1075,9	186,1	2443
10	21	82	218	0,193	0,160	0,154	0,039	512	2551	3124	1224,5	148,6	379
11	5	20	170	0,220	0,180	0,171	0,049	125	2314	3160	1365,7	141,2	327
12	5	20	127	0,253	0,210	0,199	0,054	125	670	1070	1597,0	231,3	155
13	3	12	87	0,315	0,229	0,203	0,112	75	459	813	1771,7	174,7	80
14	1	4	50	0,425	0,269	0,211	0,214	25	264	518	1961,0	189	50
15	4	16	16	0,680	0,350	0,172	0,508	100	84	181	2150,0	189	16
	255	1000	79:1					6238					47967

Примечание:  $N = 1364,2349 - 497,8527 \ln t$ . Условный коэффициент естественной смертности в средних возрастах — 17%. Теоретический максимальный возраст — 28 лет.

использования эконометрических методов исследования.

Количественная квалиметрия, иллюстрирующая возможности предлагаемых методик, осуществлялась для типичных рыбохозяйственных водоемов Среднего и Южного Урала. С этой целью был сформирован массив экспериментальных данных, собранных по результатам гидрохимических и гидробиологических исследований, выполненных в 1997-2006 гг. и представленных в отчетах государственного научно-производственного центра рыбного хозяйства (ФГУП ГОСРЫБЦЕНТР, Уральский филиал). Кроме того, использовались материалы Государственных инспекций рыбоохраны, промысловой статистики, Уральского управления Росгидромета, Министерства природопользования и экологии Свердловской области, а также результаты собственных исследований, выполненных авторами данной работы.

## Материалы и методы исследования

Собранные экспериментальные данные описывают гидрохимический режим, качество и количество зоопланктона и бентоса в указанные годы на уральских водоемах. Отбор проб, их хранение, транспортировка и первичная обработка проб для химического анализа проводились в соответствии с установленными требованиями [8], определение компонентов химического состава воды — по аттестованным методикам измерений в ранге «Природоохранных федеративных нормативных документов» (ПНД Ф), рекомендованных для мониторинга поверхностных вод [9]. Внутренний контроль качества количественного химического анализа проводился в соответствии с правилами [10], обработка и анализ материала — по общепринятой для рыбохозяйственных водоемов методике [11].

Сбор гидробиологического материала проводился в контрольных створах, расположенных в центральных и прибрежных участках водоемов. Пробы зоопланктона отбирались сетью типа Апштейна (сито №58) для количественного анализа путем «облова» в столбе воды от 0,5 м до поверхности. Зообентос отбирали дночерпателем Экмана-Берджи с пло-

**Таблица 2**

Коэффициенты вариации гидрохимических показателей. Выделены экстремальные значения исследуемых величин

№	Водоем	pH	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ox	Жесткость	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup> + K <sup>+</sup>	P043 <sup>-</sup>	БПК <sub>3</sub>
1	Белоярское	0,08	0,17	0,59	0,57	0,85	0,41	0,18	<b>0,63</b>	0,30	0,07	0,33	0,22	0,85	0,44
2	Шайтанское	<b>0,10</b>	0,27	0,55	0,91	0,69	0,26	0,41	0,51	0,32	<b>0,38</b>	0,46	0,42	0,64	0,29
3	Большой Сунгуль	0,05	0,13	0,49	0,41	0,82	0,38	0,12	0,21	0,33	0,14	0,21	0,21	0,73	0,45
4	Янычково	0,09	0,26	0,62	0,95	0,54	0,14	0,32	0,52	<b>0,55</b>	0,36	0,21	0,54	0,73	0,04
5	Дуванкуль	0,04	0,17	0,81	0,64	0,45	0,11	0,40	0,31	0,52	0,29	0,45	0,31	0,56	0,40
6	Сунгуль	0,10	0,08	0,43	0,48	0,65	0,22	0,08	0,24	0,21	0,07	0,21	0,39	0,83	0,38
7	Аллаки	0,07	0,12	0,33	0,94	0,72	0,20	0,11	0,37	0,74	0,22	0,14	0,52	0,67	0,34
8	Курлады	0,08	0,02	0,52	0,85	0,26	0,23	0,09	0,23	0,28	0,04	0,08	0,25	0,82	0,34
9	Уелги	0,05	0,19	0,38	0,51	0,65	0,19	0,41	0,16	0,36	0,31	0,34	0,21	<b>0,93</b>	0,39
10	Б.Бутырино	0,08	0,15	0,54	0,73	0,48	0,25	<b>0,62</b>	0,28	0,44	0,25	0,29	0,37	0,79	0,50
11	М.Бутырино	0,04	0,15	<b>0,87</b>	0,94	0,30	0,39	0,35	0,25	0,23	0,15	0,43	0,22	0,52	0,38
12	Щучье	0,03	0,14	<b>0,87</b>	0,99	0,54	0,20	0,48	0,31	0,28	0,29	0,36	0,32	0,55	0,37
13	Алакуль	0,03	<b>0,29</b>	0,63	0,61	0,82	0,30	0,36	0,08	0,25	0,43	0,29	0,09	0,49	0,59
14	Б.Донки	0,04	0,12	0,42	0,85	0,65	0,11	0,33	0,14	0,33	0,22	<b>0,50</b>	0,16	0,57	<b>0,68</b>
15	Ириклинское	0,09	0,20	0,63	<b>1,03</b>	0,62	<b>0,46</b>	0,25	0,36	0,51	0,19	0,32	<b>0,62</b>	0,45	0,41
	Среднее	0,06	0,16	0,58	0,76	0,60	0,26	0,30	0,31	0,38	0,23	0,31	0,32	0,68	0,40
	СКО коэф. вариации	0,00	0,01	0,03	0,04	0,03	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02

щадью захвата 1/40 м<sup>2</sup>. Камеральная обработка материала велась в соответствии с рекомендациями [12]. Санитарно-экологическое состояние водоемов по зоопланктону оценивалось на основе данных показательного значения доминантных видов с индикацией их сапробности в соответствии с [13]. Количественно продукция зоопланктона и зообентоса рассчитывались по [13, 14]. Рыбохозяйственная характеристика водоемов по кормовой базе выполнялась на основании классификации [15-17]. Учитывались основные виды и группы, в основном определяющие «кормность» водоемов. Определение сезонной биомассы и продукции зоопланктона проводилась по методике Госрыбцентра для уральских водоемов при их кадастровом обследовании, разработанной на основе статистической обработки ежедекадных и ежемесячных данных по динамике биомассы зоопланктона и темпу продуцирования массовых видов ракообразных в 28 разнотипных водоемах Урала [13]. При расчете потенциальной продукции от утилизации зоопланктона степень использования его рыбой принимали от 60 до 80% продукции; кормовой коэффициент (количество корма, затраченного на единицу прироста массы тела) — от 4 до 10 в зависимости от видового состава зоопланктона, вида и возраста рыб, а также доступности корма. При аналогичном расчете от утилизации зообентоса принимали степень его

использования 50% продукции и кормовом коэффициенте 6 [18].

Сбор и обработка ихтиологического материала проводились в соответствии с рекомендациями, изложенными в [15, 16, 18]. Для водоемов, где возможно собирать массовый материал из промысловых или экспериментальных уловов, проведен расчет численности рыб. Оценка численности рыб младших возрастов в пробе проводилась с использованием уравнения логарифмической регрессии  $y = a + b \cdot \ln(x)$ , где  $x$  — возраст, лет;  $y$  — численность, шт. Пример экспериментальных данных, которые обрабатывались далее с помощью предложенных квалиметрических методов, приведен в *табл. 1*.

Общий массив гидрохимических и гидробиологических показателей был сформирован по 15 выбранным для исследования рыбохозяйственным водоемам, перечисленным в *табл. 2* за указанные выше 10 лет.

На первом этапе исследований была выполнена квалиметрия воды в соответствии с методами, описанными ранее [19]. При этом первоначально оценивали вариативность гидрохимических показателей. Значения коэффициентов вариативности (отнесенные к средней концентрации среднеквадратические отклонения) всех контролируемых гидрохимических показателей, а также основные статистические

характеристики этих коэффициентов приведены в *табл. 2*. Как видно, к наиболее изменчивым показателям в большинстве водоемов относятся концентрация ионов ортофосфора, гидркарбоната и диоксида азота. Максимальные значения составили 0,93 для  $\text{PO}_4^{3-}$ , 1,03 для  $\text{NO}_2^-$ . К наименее изменчивым относятся водородный показатель и ион гидрокарбоната. Максимальными значениями коэффициентов вариации являются 0,10 для рН, 0,29 для  $\text{HCO}_3^-$ .

По всем исследованным водным объектам среднеквадратические отклонения контролируемых показателей оказались малыми по сравнению с их абсолютными значениями. Из *рис. 1* видно, например, что даже такие значимые для рыбопродуктивности компоненты, как фосфор и азот-содержащие ионы распределены в сравнительно узком диапазоне рангов вариативных показателей — от наиболее высокого 1-го до 5-го. Это правило тем более справедливо для маловариативных компонентов, таких как рН, ранги вариативности которого незначительны. Что же касается максимальных значений частот, с которой встречаются вариации гидрохимических показателей, то они характерны для большинства исследуемых водоемов.

В целом вариативность гидрохимических показателей выбранных уральских водоемов невелика и достаточно однотипна. Это позволяет принимать во внимание средние по всей группе водоемов значения коэффициентов вариации, приведенные на *рис. 2*.

По каждому водному объекту из числа выбранных был проведен факторный анализ гидрохимических показателей (пример на *рис. 3*). В большинстве случаев характерным оказалось выделение двух главных компонент, которые соответствуют группе биогенных неметаллов (фосфора, азота) и группе щелочных и щелочноземельных металлов (кальция, магния, калия, натрия).

Анализ показал, что перечисленные главные компоненты объясняют более 60% вариации гидрохимической составляющей, например, согласно *рис. 3*:  $38\% + 26\% = 64\%$ . В данной работе представлены результаты расчетов, в которых в роли основного главного компонента выбрана концентрация ионов фосфора как фактора, значимого для рыбопродуктивности.

*Квалиметрия органической составляющей среды обитания ихтиофауны*, выполненная по аналогии с квалиметрией воды для большинства выбранных водоемов, позволила выявить сходную вариативность биомассы планктона и бентоса. Поэтому в дальнейших расчетах в качестве интегрального показателя кормовой

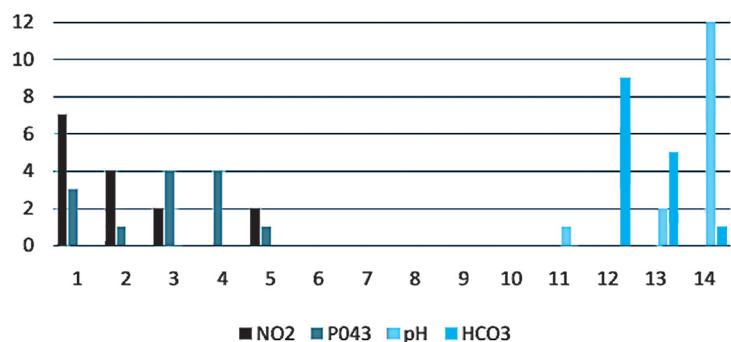
**Ключевые слова:** рыбопродуктивность, гидробиологические ресурсы, методы квалиметрии, биогенные вещества, траектория развития водохозяйственной отрасли, эколого-экономический баланс

базы принималась их суммарная биомасса, приведенная к единичной площади водоема.

*Интегральная квалиметрия рыбохозяйственных водоемов* с учетом результатов хозяйствования — рыборазведения и рыболовства — опиралась на оценку величины ихтиомассы в водном объекте и величину вылова (промышленовой рыбопродуктивности). При этом использовались показатели бухгалтерской отчетности, отражающие затраты по направлениям основных расходов (на посадки личинок рыб, внесение подкормки, использование рыболовных снастей и механизмов, а также на заработную плату). Сводка основных показателей приведена в *табл. 3*.

*Анализ динамики (временных рядов) отдельных показателей* свидетельствует о том, что в большинстве водоемов возрастает как неорганическая, так и органическая составляющие среды обитания рыбы, необходимые для ее воспроизводства. При этом потенциальная рыбопродуктивность проявляет тенденцию к увеличению, хотя общий вылов снижается. Подобные тенденции были подтверждены результатами тестирования соответствующих временных рядов на стационарность [20]. Панельные тесты на единичный корень [21], проведенные для указанных показателей на уровне значимости 10%, свидетельствовали в пользу того, что соответствующие временные ряды являются реализациями нестационарных случайных процессов с порядком интегрированности единица. В условиях некоторой противоречивости результатов тестирования в пользу надежности вывода принималась приоритетность среднегрупповых статистик. В частности, в *табл. 4* приводятся результаты тестирования для *INV1* с учетом индивидуальных эффектов и индивидуальных

Распределение рангов наиболее и наименее вариативных показателей



*Рис. 1.* Распределение рангов наиболее и наименее вариативных показателей

## Средний коэффициент вариации

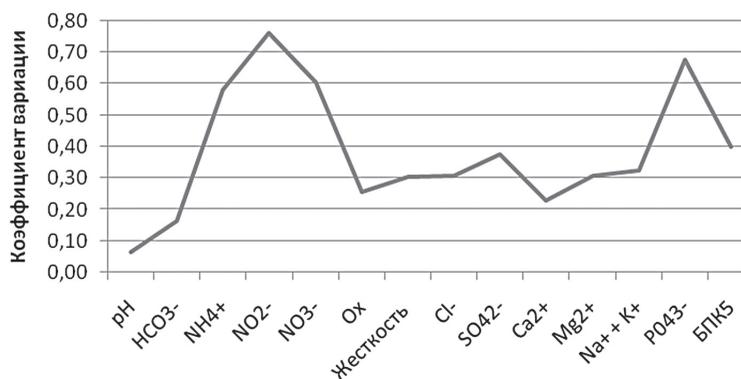


Рис. 2. Средний коэффициент вариации

линейных трендов. В данном случае вывод о виде ряда был сделан с учетом *P*-значений одной (Breitung-тест) из двух панельных и двух (IPS-тест, ADF-тест) из трех среднегрупповых статистик.

Исследование влияния контролируемых факторов на рыбопродуктивность осуществлялось по совокупности водоемов. Для этого исследовалась зависимость уровня рыбных ресурсов и объема вылова от качества воды, состояния естественной кормовой базы, а также от показателя рыбохозяйственной деятельности, измеря-

емого суммой затрат на рыборазведение и рыболовство. Была построена эконометрическая модель [22], отражающая связь потенциальной рыбопродуктивности и показателей состояния среды обитания, а также связь промысловой рыбопродуктивности и показателей ресурсных возможностей водоемов. Базовой гипотезой при моделировании служило предположение о возможности формирования устойчивой равновесной траектории развития рассматриваемой системы<sup>1</sup>, характеризующейся сбалансированным взаимовлиянием ее показателей. В качестве основной предпосылки такой гипотезы принималась адаптационная способность ихтиофауны в условиях изменчивости среды обитания.

Для анализа долгосрочной зависимости использовался метод панельной коинтеграции на основе зависимостей<sup>2</sup>:

$$BF1_{it} = \alpha_{1i} + \mu_{1i}t + \beta_1 QW_{it} + \beta_2 SM_{it} + \beta_3 INV1_{it} + \varepsilon_{1it} \quad (1)$$

$$BF2_{it} = \alpha_{2i} + \mu_{2i}t + \beta_4 BF1_{it} + \beta_5 INV2_{it} + \varepsilon_{2it} \quad (2)$$

где  $BF1_{it}$ ,  $BF2_{it}$ ,  $QW_{it}$ ,  $SM_{it}$ ,  $INV1_{it}$ ,  $INV2_{it}$  – значения исследуемых показателей, относящиеся к *i*-му озеру в *t*-м году;  $\varepsilon_{1it}$ ,  $\varepsilon_{2it}$  – ошибки коинтеграции;

$\alpha_{1it}$ ,  $\alpha_{2it}$  – коэффициенты, характеризующие индивидуальные эффекты;  $\mu_{1it}$ ,  $\mu_{2it}$  – параметры индивидуальных трендов;  $\beta_1$ ,  $\beta_2$ ,  $\beta_3$ ,  $\beta_4$ ,  $\beta_5$  – компоненты коинтегрирующих векторов, характеризующие влияние среды и хозяйственного воздействия на результативность.

Нулевая гипотеза об отсутствии коинтеграции для первой и для второй зависимости отвергалась на уровне значимости 10%, соответственно, в четырех и в трех из семи панельных тестов Педрони на коинтеграцию [21, 23]. В табл. 5 эти результаты выделены жирным шрифтом<sup>3</sup>.

Variable	Factor Loadings Varimax raw, Аллаки	
	Factor 1	Factor 2
Прозрачность	0,9	-0,02
Цветность	0,84	0,28
PH	-0,06	-0,90
HCO <sub>3</sub>	-0,34	-0,11
NH <sub>4</sub>	0,70	0,37
NO <sub>2</sub>	-0,71	-0,15
NO <sub>3</sub>	-0,74	0,01
ох	-0,08	-0,90
Жесткость	0,02	0,68
Cl	-0,92	0,12
SO <sub>4</sub>	0,91	0,12
Ca	-0,12	0,72
Mg	0,22	0,67
Na+K	0,32	0,54
PO <sub>4</sub>	0,92	-0,15
БПК <sub>5</sub>	-0,40	0,67
Expl. Var	6,10	4,08
Prp. Totl	0,38	0,26

Рис. 3. Фрагмент листинга результатов факторного анализа для Белоярского водохранилища в ППП STATISTICA

<sup>1</sup> Здесь под равновесной траекторией развития системы понимается ее траектория в условиях долгосрочного равновесия между ее показателями, выражаемого в их связи. Такая траектория является устойчивой, если она остается равновесной при кратковременном нарушении состояния равновесия.

<sup>2</sup> Все расчеты выполнялись в EViews 6.1.

<sup>3</sup> Нулевая гипотеза отвергается, если статистика имеет статистически значимое отрицательное значение; исключение составляет панельная *v*-статистика: нулевая гипотеза отвергается, если эта статистика имеет положительное значение.

Таблица 3

Основные показатели

Показатель	Характеристика	Обозначение	Единица измерения
Качество воды	Концентрация определенного химического элемента	<i>QW</i>	мг/дм <sup>3</sup>
Кормовая база	Суммарная биомасса планктона и бентоса, приведенная к единичной площади	<i>SM</i>	г/м <sup>2</sup>
Затраты на рыбоводство	Сумма затрат по наиболее типичным направлениям расходов на рыбоводство	<i>INV1</i>	руб/га
Затраты на рыболовство	Сумма затрат по наиболее типичным направлениям расходов на рыболовство	<i>INV2</i>	руб/га
Потенциальная рыбопродуктивность	Средняя ихтиомасса в водоеме на 1 га	<i>BF1</i>	кг/га
Промысловая рыбопродуктивность	Средняя масса вылова с 1 га	<i>BF2</i>	кг/га

Таблица 4

Панельные тесты на единичный корень для *INV1*

Тест	<i>INV1</i>		$\Delta INV1$	
	Статистика	<i>P</i> -значение	Статистика	<i>P</i> -значение
<i>H<sub>0</sub></i> : временной ряд содержит единичный корень (общий процесс)				
Levin, Lin, Chu ( <i>t</i> *)	-6.811	0.00	-6.31	0.00
Breitung ( <i>t</i> -статистика)	-0.447	0.32	-2.78	0.00
<i>H<sub>0</sub></i> : временной ряд содержит единичный корень (индивидуальный процесс)				
Im, Pesaran and Shin ( <i>W</i> -статистика)	-0.482	0.31	-0.68	0.09
ADF – Fisher ( $\chi^2$ – статистика)	43.971	0.15	47.19	0.02
PP – Fisher ( $\chi^2$ – статистика)	122.50	0.00	174.31	0.00

Оценивание параметров коинтеграционных уравнений осуществлялось обобщенным методом наименьших квадратов с фиксированными эффектами по водным объектам (табл. 6). Результаты тестирования уравнений на отсутствие фиксированных эффектов свидетельствовали о правильном выборе спецификации ( $\chi^2=583,08$ ; Prob.=0,000 для первого уравнения,  $\chi^2=78,99$ ; Prob.=0,000 – для второго).

Тестирование остатков на единичный корень также свидетельствовало в пользу коинтеграции между исследуемыми переменными и адекватности моделей (табл. 7).

Округляя приведенные в табл. 6 значения коэффициента детерминации  $R^2$ , получаем, что учтенные факторы водного объекта обуславливают результативность рыбоводства практически на 100%, а рыболовства – на 80%.

В первом уравнении искомые оценки оказались статистически значимыми на уровне 0,05 и имели ожидаемые знаки. При этом расчет стандартизированных коэффициентов свидетельствует о приоритетности влияния на рыбопродуктивность гидрохимических показателей

по сравнению с показателями кормовой базы. Обнаруживается также существенное влияние хозяйственной деятельности. Кроме того, коэффициент, характеризующий эффективность существующих инвестиций в рыбоводную деятельность ( $INV1 = 0,001$ ), показывает, что на получение каждого дополнительного килограмма сырой рыбной продукции требуется вложение до одной тысячи рублей. Это, по меньшей мере, вдвое менее рентабельно, чем только внесение фосфорсодержащих добавок (в качестве удобрений). При существующем ведении рыбного хозяйства это позволяет рекомендовать переориентацию денежных средств преимущественно на «подкормку» водных экосистем (хотя, конечно, целесообразнее полномасштабная перестройка экономики подотрасли в целом).

Во втором уравнении статистически незначим коэффициент при потенциальной рыбопродуктивности, поэтому можно предположить, что улов, в основном, определяется затраченными средствами. Этот результат представляется правдоподобным в условиях систематического

Таблица 5

Панельные тесты Педрони на коинтеграцию

	BF1 INV1 SM QW		BF2 INV2 BF1	
	Статистика	P-значение	Статистика	P-значение
H <sub>0</sub> : коинтеграция отсутствует				
Панельная <i>v</i> - статистика	-0.185	0.573	-3.335	0.999
Панельная <i>rho</i> - статистика	3.246	0.999	2.346	0.991
Панельная <i>PP</i> - статистика	<b>-6.276</b>	<b>0.000</b>	<b>-5.591</b>	<b>0.000</b>
Панельная ADF- статистика	<b>-1.305</b>	<b>0.096</b>	<b>-1.253</b>	<b>0.105</b>
Групповая <i>rho</i> - статистика	4.863	0.000	3.598	0.999
Групповая <i>PP</i> - статистика	<b>-13.693</b>	<b>0.000</b>	<b>-5.660</b>	<b>0.000</b>
Групповая ADF- статистика	<b>-3.630</b>	<b>0.000</b>	-0.368	0.356

«недолова» — рыба есть всегда, все зависит от возможностей ее выловить.

Для анализа краткосрочных зависимостей соответствующие уравнения с механизмом корректировки равновесия тестировались по панельным данным в виде:

$$\Delta BF1_{it} = \alpha_{1i}^{(\Delta)} + \beta_1^{(\Delta)} \Delta QW_{it} + \beta_2^{(\Delta)} \Delta SM_{it} + \beta_3^{(\Delta)} \Delta INV1_{it} + \delta_1^{(\Delta)} ECM1_{it-1} + \varepsilon_{1it}^{(\Delta)}, \quad (3)$$

$$\Delta BF2_{it} = \alpha_{2i}^{(\Delta)} + \beta_4^{(\Delta)} \Delta BF1_{it} + \beta_5^{(\Delta)} \Delta INV2_{it} + \delta_2^{(\Delta)} ECM2_{it-1} + \varepsilon_{2it}^{(\Delta)}, \quad (4)$$

где  $i = 1, 2, \dots, 15$ ;

$t = 1, 2, \dots, 10$ ;

$$\Delta BF1_{it} = BF1_{it} - BF1_{it-1},$$

$$\Delta BF2_{it} = BF2_{it} - BF2_{it-1},$$

$$\Delta QW_{it} = QW_{it} - QW_{it-1},$$

$$\Delta SM_{it} = SM_{it} - SM_{it-1},$$

$$\Delta INV1_{it} = INV1_{it} - INV1_{it-1},$$

$$\Delta INV2_{it} = INV2_{it} - INV2_{it-1} -$$

абсолютные приросты соответствующих показателей;  $\alpha_{1i}^{(\Delta)}$ ,  $\alpha_{2i}^{(\Delta)}$ , - коэффициенты, характеризующие индивидуальные эффекты;  $ECM1_{it-1}$ ,  $ECM2_{it-1}$  - механизмы корректировки равновесия, представляют собой остатки соответствующих коинтеграционных уравнений;  $\delta_1^{(\Delta)}$ ,  $\delta_2^{(\Delta)}$ , - коэффициенты, характеризующие скорость восстановления равновесного состояния, соответственно, *BF1* и *BF2*;

$\beta_1^{(\Delta)}$ ,  $\beta_2^{(\Delta)}$ ,  $\beta_3^{(\Delta)}$ ,  $\beta_4^{(\Delta)}$ ,  $\beta_5^{(\Delta)}$  — коэффициенты регрессии;  $\varepsilon_{1it}^{(\Delta)}$ ,  $\varepsilon_{2it}^{(\Delta)}$ , — ошибки регрессии.

Оценивание параметров осуществлялось обобщенным методом моментов в сочетании с тестом на валидность инструментальных переменных (табл. 8).

Коэффициенты при показателях прироста кормовой базы и увеличения концентрации посторонних веществ в воде оказались статистически незначимы. Высокий уровень неопределенности этих оценок можно объяснить неполнотой гидрохимического анализа или «феноменом насыщения», означающим формирование метастабильного в краткосрочном периоде состояния водной экосистемы. Коэффициент при показателе прироста потенциальной рыбопродуктивности в уравнении (4), как и в соответствующем уравнении для долгосрочной связи, оказался незначимым.

Значения коэффициентов при *ECM1*(-1) и *ECM2* (-1) показывают, что в условиях качества вод, характерных для уральского региона, корректировка рыбопродуктивности при отклонении ее от равновесной траектории развития происходит, соответственно, примерно за  $1/0,547 \approx 2$  года и  $1/0,843 \approx 1$  год. Этот факт свидетельствует об очевидном «запаздывании» для данных водных объектов отдачи от рыбозаведения по сравнению с отдачей от рыболовства.

Фиксированные эффекты [22] для показателей, характеризующих потенциальную (*BF1*) и промысловую (*BF2*) рыбопродуктивность, сопоставляли путем приведения их значений к нулевому уровню, принятому в качестве среднего по всем водоемам. При этом положительная разность между *BF1* и *BF2* свидетельствовала о «недолове», а отрицательная — о «перелове». Результаты анализа, приведенные на рис. 4, показывают, что водоемы существенно различаются по рассматриваемым показателям. Возникающая вследствие этого эколого-экономическая разбалансировка рыбохозяйственных водоемов составляет в среднем 50%.

Анализ каузальности (причинности [20]) для характеристики связи рыбопродуктивности (потенциальной и промысловой) и факторов ее воспроизводства осуществлялся с помощью теста Гранжера. Рассматривались различные пары переменных с учетом уравнений вида:

$$\Delta y_{it} = \alpha_i + \gamma \Delta y_{it-1} + \beta \Delta x_{it-1} + \delta ECM_{it-1} + \varepsilon_{it}, \quad (5)$$

**Таблица 6**

Оценка долгосрочной связи между показателями

Уравнение (1)				Уравнение (2)			
Переменные	Коэффициенты	Стандартизованные коэффициенты	P-значение t-статистики	Переменные	Коэффициенты	Стандартизованные коэффициенты	P-значение t-статистики
INV1	0.001	0.046	0.01	BF1	0.048	0.14	0.71
SM	0.225	0.035	0.05	INV2	0.006	0.35	0.00
QW	0.003	0.086	0.00				
R <sup>2</sup>	0.992			R <sup>2</sup>	0.821		
DW	1.229			DW	1.572		
Const	36.579		0.00	Const	2.021		0.81

где  $i = 1, 2, \dots, 15$ ;

$t = 1, 2, \dots, 10$ ,

$\Delta y_{it}$ ,  $\Delta y_{it-1}$  — абсолютные приросты переменной-следствия  $y$ ;  $\Delta x_{it-1}$  — абсолютные приросты переменной-причины  $x$ ;  $ECM_{it-1}$  — механизм корректировки равновесия для  $x$  и  $y$ ;  $\epsilon_{it}$  — ошибки регрессии;  $\alpha_1$  — коэффициенты, характеризующие индивидуальные эффекты;  $\gamma$ ,  $\beta$ ,  $\delta$  — коэффициенты регрессии.

Результаты анализа приведены в табл. 9, 10, где переменные-следствия указаны в крайнем левом столбце, переменные-причины  $\Delta x$  — в верхней строке. В нижней строке приводятся коэффициенты  $\beta$  и  $\delta$  характеризующие степень причинно-следственной зависимости между переменными, соответственно, в долгосрочной и краткосрочной перспективе. На пересечении строк и столбцов размещены знаки этих коэффициентов, значимых на уровне 0,05, а также нули для незначимых.

Полученные оценки свидетельствуют об устойчивости парных связей между анализируемыми переменными, поскольку преобладают

значимые коэффициенты, во всяком случае, для долгосрочной зависимости. Так, качество кормовой базы — постоянно действующий фактор влияния на экосистему. То же самое касается потенциальной рыбопродуктивности, которая обуславливает планируемые инвестиции в рыболовство и фактический вылов. Характерно, что планирование инвестиций в существующей системе рыборазведения не обусловлено ни одним из рассматриваемых факторов. А сами по себе эти инвестиции значимы для экосистемы, в целом, лишь в долгосрочной перспективе, а в краткосрочной — только для потенциальной рыбопродуктивности (например, при посадке мальков). Видно также, что изменение фактического вылова является причиной изменения потенциальной рыбопродуктивности не только в ближней, но и в дальней перспективе, что указывает на неудовлетворительное (вероятно, стихийно складывающееся) планирование заготовки рыбной продукции. Это согласуется с тем фактом, что инвестиции в рыболовство определяются уже имеющимся выловом — хозяйственники охотнее вкладывают средства, если очевиден доход. Следует заметить, что на необходимость изменения существующего порядка планирования «по фактическому вылову» указывает и возможность получения более высокого дохода через один-два года, что соответствует сроку релаксации рассматриваемой системы. В целом тестирование на причинность подтверждает возможность использования результатов моделирования, приведенных ранее.

Полученные результаты позволяют также обсудить вопрос о применимости единых нормативов качества воды для различных рыбохозяйственных водоемов из числа исследуемых. Напомним, что такие нормативы (ПДК посторонних веществ в воде) могут оказаться необоснованно завышенными или заниженными [24, 25]. Они часто не соблюдаются в силу естественных причин [26], и крайне маловероятно, что биологические сообщества водных объектов, сформированных на разных территориях, обладают единой приспособляемостью к качеству вод. Сомнительно даже такое единство для разных участков крупных рек, если на них массы воды формируются под влияни-

**Таблица 7**

Тесты на единичный корень для регрессионных остатков

Уравнение (1)		Уравнение (2)		
Статистика	P-значение	Тест	Статистика	P-значение
-10.0	0.000	Levin, Lin, Chu (t*)	-3.577	0.000
-2.2	0.014	Breitung (t-статистика)	-0.712	0.238
-1.6	0.061	Im, Pesaran and Shin (W-статистика)	0.367	0.643
61.2	0.001	ADF — Fisher ( $\chi^2$ — статистика)	28.513	0.543
126.8	0.000	PP — Fisher ( $\chi^2$ — статистика)	80.439	0.000

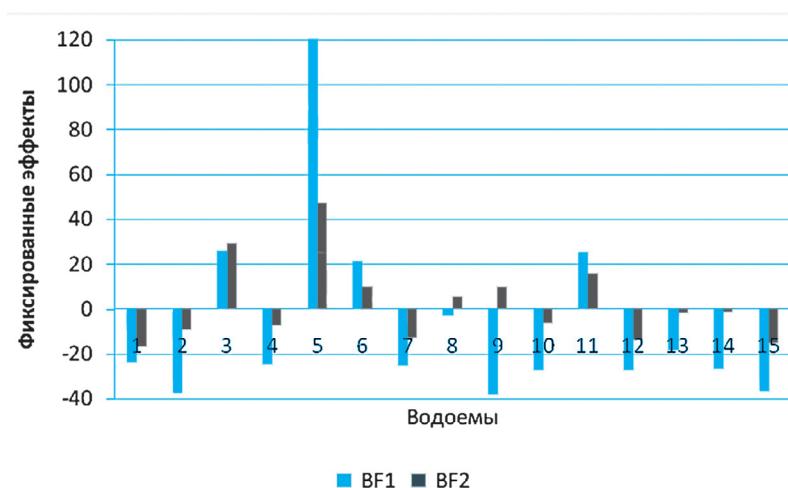
**Таблица 8**

Оценка краткосрочной связи между показателями

Уравнение (3)			Уравнение (4)		
Переменные	Коэффициенты	P-значение	Переменные	Коэффициенты	P-значение
$\Delta INV1$	0.001	0.004	$\Delta BF1$	-0.054	0.681
$\Delta SM$	0.055	0.572	$\Delta INV2$	0.006	0.000
$\Delta QW$	-0.001	0.476	$ECM2(-1)$	-0.843	0.000
$ECM1(-1)$	-0.547	0.000			

ем разных геохимических, климатических и антропогенных факторов. Однако, неприемлемо и нормирование показателей качества на каждом контрольном створе, которых в стране сотни тысяч. Формирование корректного экологического нормирования является важнейшей народно-хозяйственной задачей (Указ Президента РФ от 4 июня 2008 г.), условием «баланса между техническим развитием и защитой природы.

Альтернативной «единым» ПДК могут быть: интегральный индекс экологического состояния [25], экологически допустимые уровни [26, 27], бассейновая допустимая концентрация (БДК) [24]. Однако для эффективного использования перечисленных или других подходов необходимо разработать способ установления групп водных объектов или их частей — территорий, для которых единые количественные значения экологических нормативов допустимы [28], а за границами которых должны корректироваться.



**Рис. 4.** Фиксированные эффекты для потенциальной и промышленной рыбопродуктивности. По оси абсцисс- номера водоемов, по оси ординат — значения фиксированных эффектов.

Это согласуется с [29], пункт 7.1 которого устанавливает, что «с целью сохранения сформировавшихся под влиянием природных факторов состава воды водных объектов разрабатываются региональные нормативы...для химических элементов, встречающихся в природных водах отдельных геохимических провинций в относительно повышенных или пониженных концентрациях».

*Ограничение территории применимости единых нормативов* может осуществляться путем установления ПДК на уровне, обеспечивающем желательное значение характеристик качества рыбохозяйственного водного объекта (качества, при котором гарантирован определенный вылов). Для разработки методики ограничения территории, на которой допустимо применение единых нормативов была выполнена классификация водоемов по исследуемым показателям с помощью кластерного анализа. Водоемы «объединяются» в классы тем реже, чем значительнее они различаются по указанным показателям. На *рис. 5* приведены полученные результаты. По оси абсцисс перечислены водоемы, по оси ординат — «расстояние» между объектами, выраженное в евклидовой метрике.

Как видно, имеется существенная качественная разнородность водных объектов по контролируемым показателям. Например, согласно дендрограмме *рис. 5 а*, только третья часть объектов — с\_1, с\_2, с\_4, с\_6, с\_7, с\_15 — имеет относительно близкие гидрохимические характеристики. Химический состав воды других водоемов, не относящихся к указанной группе, и, прежде всего, с\_5, существенно индивидуальны.

При классификации по уровню рыбопродуктивности (*рис. 5 в*) характеристики водоема с\_5 также наиболее специфичны. А состав группы водоемов со сравнительно близкими ихтиологическими характеристиками — с\_1, с\_2, с\_4, с\_7, с\_15 — близок к выделенному при гидрохимической классификации. В целом кластеры, приведенные на *рис. 5 а* и *5 в*, подобны более чем на 80%.

По результатам гидробиологических исследований (*рис. 5 б*) наиболее близки характеристики водоемов с\_1, с\_2, с\_7, с\_15. Этот кластер отличается от выделенного по результатам гидрохимической классификации, т.к. в него не вошли с\_4 и с\_6. Также с\_5 не характеризуется настолько же отличными характеристиками, как на *рис. 5 а* и *5 в*. Это объясняется отсутствием жесткой причинности между исследуемыми

**Таблица 9**

Анализ причинности переменные уравнения (1)

Переменные	INV1		QW1		SM1		BF1	
INV1			0	0	0	0	0	0
QW1	0	–			0	0	0	0
SM1	0	–	0	–			0	0
BF1	+	–	0	–	+	+		
Коэффициенты	B	$\delta$	B	$\delta$	$\beta$	$\delta$	$\beta$	$\Delta$

**Таблица 10**

Анализ причинности: переменные уравнения (2)

Переменные	BF1		INV2		BF2	
BF1			0	0	+	–
INV2	0	–			+	–
BF2	+	–	+	–		
Коэффициенты	B	$\Delta$	$\beta$	$\delta$	B	$\delta$

переменными, возможно, потому, что гидробиологическая «кормовая база» для исследованных водных объектов слабо зависит от качества относительно незагрязненных вод и к тому же достаточно обильна. Особо выделить в данном случае следует объект с<sub>14</sub>, который на рис. 5а и 5в также заметно удален от кластеров с близкими значениями характеристик.

В целом результаты кластерного анализа соответствуют данным, полученным при тестировании на причинность (табл. 9, 10). По результатам обоих исследований выделяется группа водоемов – с<sub>1</sub>, с<sub>2</sub>, с<sub>7</sub>, с<sub>15</sub> – для которой система единых экологических нормативов обеспечивает водохозяйственное управление с высокой эффективностью (ошибка первого рода  $\alpha=0,05$  – вероятность ошибочно отвергнуть гипотезу об единстве ПДК). Напротив, водоемы с<sub>5</sub> и с<sub>14</sub> могут быть включены в общую систему только при  $\alpha \geq 0,5$ .

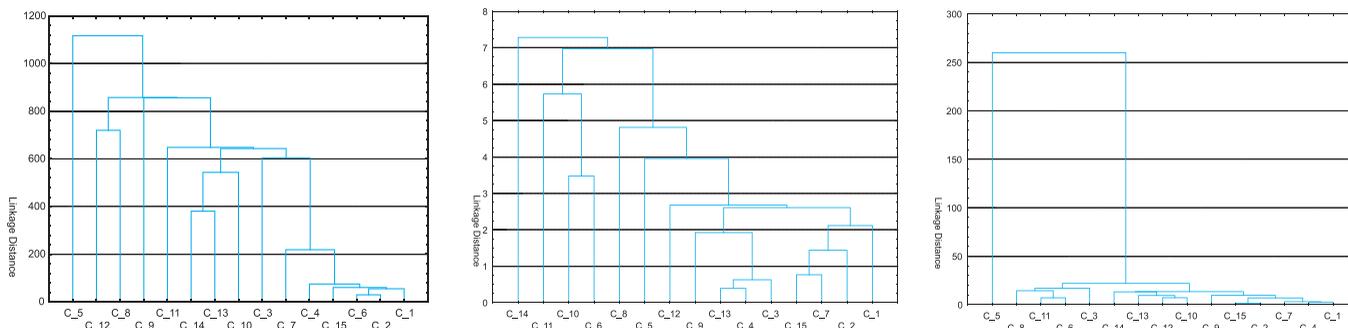
Территория, в пределах которой допустимо применение единых экологических нормативов, включает тем большее количество водных объектов, чем на более высокий риск ошибочного нормирования готов согласиться субъект хозяйствования. В пределе, при  $\alpha$ , приближающемся к единице, могут использоваться единые ПДК веществ, зафиксированные в [29]. Однако, согласно пункту 7 этих Указаний, при установлении ПДК веществ с учетом особенностей природных объектов «границы территории, для которой предлагается величина норматива, должны быть опре-

делены возможно более точно». В рассмотренном случае это означает установление ПДК для каждого рыбохозяйственного водоема кроме выделенной в работе группы из четырех водоемов – Белоярского и Ириклинского водохранилищ, озер Шайтанского и Аллаки, исследованные показатели которых характеризуются устойчивыми причинно-следственными связями с уровнем значимости 0,05. В то же время Указания [29] допускают, что «критерием аномальности естественного уровня (кларка) содержания нормируемого вещества может служить достоверное отличие его от среднего содержания». Но «достоверное отличие» достигается уже при  $\alpha = 0,2$ . Если ограничиться этим уровнем значимости, то из общего списка для единого нормирования выпадают только два водоема – Дуванкуль и Большие Донки. Судя по отчетам Госрыбцентра, эти водоемы относятся к числу наиболее ценных для рыбного хозяйства, а потому целесообразно установить для них отдельные экологические нормативы. Такую работу можно было бы проводить «по сокращенной схеме» (п. 7.6 [29]).

Для прогнозирования потенциальной и промысловой рыбопродуктивности в зависимости от контролируемых показателей качества воды использовалась модель коинтеграции. Были получены прогнозные оценки этих величин на 2008 г. для озер Курганской обл. Оказалось (рис. 6), что модель позволяет прогнозировать с ошибкой около 10% для потенциальной рыбопродуктивности и около 20% – для промысловой, что почти в два раза точнее, чем по традиционной методике [30, 31].

Таким образом, устойчивое поддержание и рациональное хозяйственное использование биоразнообразия водных объектов требует создания системы принятия водохозяйственных управленческих решений на основе методов квалиметрии – количественной оценки гидробиологических и гидрохимических показателей качества, связанных между собой и с внешней средой многочисленными зависимостями статистической природы. Таковы предложенные в данной работе методы панельной коинтеграции, главных компонент и кластерного анализа. На их основе удалось с заданной степенью надежности:

- установить степень полноты системы контролируемых показателей качества воды и кормовой базы (на примере уральских водоемов),
- выяснить значимость этих показателей для планирования промысловых видов хозяйствования,



**Рис. 5.** Классификация водоемов по совокупности гидрохимических (а) и гидробиологических показателей (б), а также их средней ихтиомассе (потенциальной рыбопродуктивности, в). Обозначения водохранилищ: Белоярское – с\_1, Шайтанское – с\_2, Большой Сунгуль – с\_3, Янычково – с\_4, Дуванкуль – с\_5, Сунгуль – с\_6, Аллаки – с\_7), Курлады – с\_8, Уелги – с\_9, Б.Бутырино – с\_10, М.Бутырино – с\_11, Щучье – с\_12, Алакуль – с\_13, Б.Донки – с\_14, Ириклинское – с\_15.

- определить степень эколого-экономического дисбаланса в системе управления гидробиологическими ресурсами,

- оценить динамические свойства этих ресурсов в ближней и дальней перспективе.

Перечисленные характеристики необходимы для проектирования систем корректного управления гидробиологическими ресурсами – формирования траектории устойчивого развития промысла на водных объектах. Эти характеристики добываются путем обработки результатов экспериментального исследования (массивов данных) предложенными в работе методами квалиметрии, которые позволяют принимать управленческие решения по результатам:

- ранжирования водных объектов по их значимости для предполагаемых видов хозяйствования,

- объединения этих объектов в группы с едиными допустимыми нормативами качества контролируемых показателей,

- корректного прогноза гидробиологических ресурсов,

- определения необходимого объема инвестиций в зависимости от ожидаемой промысловой активности на каждом водном объекте.

Методы квалиметрии апробированы в работе путем анализа экспериментальных данных в группе типичных для среднего и южного Урала водоемов, на которых осуществляется вылов и искусственное разведение рыбы.

## Заключение

**Т**раектория формирования рыбохозяйственной деятельности в уральском регионе в долгосрочной перспективе не менее, чем на 80% определяется концентрацией в воде био-

генных химических элементов, кормовой базой и инвестициями в вылов,

В краткосрочной перспективе заметное влияние оказывает только последний фактор – инвестиции в вылов, что является одним из свидетельств неудовлетворительного планирования хозяйствования,

В следствие неучтенных в работе факторов (заморы, внеплановый браконьерский вылов и др.) траектория формирования уральского рыбного хозяйства испытывает регулярные возмущения со временем релаксации 1-2 года.

В целом организация рыбного хозяйства в регионе экономически неоптимальна, поскольку:

Показатели, характеризующие потенциальную и промысловую рыбопродуктивность резко различаются между собой, свидетельствуя в разных случаях о «недолове» или «перелове», так что рыболовство в целом осуществляется в условиях эколого-экономического дисбаланса, достигающего 50% вылова,

Рыборазведение требует вложений до одной тысячи рублей на каждый килограмм продукции и почти на порядок затратнее рыболовства,

Планирование объема инвестиций определяется преимущественно величиной текущего вылова без учета фактической рыбопродуктивности.

Неудовлетворительная используемая в настоящее время методика прогноза рыбопродуктивности, отличающаяся повышенной погрешностью.

Использование квалиметрических методов анализа для управления уральскими водохозяйственными водоемами могло бы позволить вдвое уменьшить ошибку прогноза и почти на порядок более точно планировать объемы вылова, рыборазведения, а также суммы и направление инвестиций. К сожалению, полномас-

штабное внедрение этих методов в настоящее время маловероятно, но полученные в результате их использования в данной работе выводы показывают, что наиболее срочные меры упорядочивания рыбохозяйственной деятельности в регионе следующие:

Необходимо изменить структуру затрат и обеспечить первоочередное направление инвестиций на создание более благоприятного для гидробиоты качества воды по содержанию биогенных элементов;

Следует осуществить территориальное перераспределение средств, направляемых на рыболовство с учетом обнаруженного в регионе эколого-экономического дисбаланса.

Тем самым будут сделаны первые шаги в направлении разработки механизма рационального использования уральских рыбных ресурсов.



Рис. 6. Ошибка прогноза рыбопродуктивности для озер Курганской области

## Литература

1. Данилов-Данильян В.И. Вода — стратегический фактор развития экономики России. Вестник РАН, 2007. №6. С. 108-114.
2. Демин А.П. Водохозяйственный комплекс России: понятия, состояние, проблемы. Водные ресурсы 2010. Т. 37. №5. С. 108-114.
3. Макоедов А.Н. Основы рыбохозяйственной политики России / А.Н. Макоедов, О.Н. Кожемяко. М.: Национальные рыбные ресурсы, 2007. 477 с.
4. Горелик О.В. Сравнительная оценка продуктивности рыбных хозяйств в зоне Южного Урала / О.В. Горелик, Ю.В. Костенко // Аграрный вестник Урала, 2008, №10. С. 71-73.
5. Колядина И.В. Рыбохозяйственный комплекс России: современное состояние, проблемы и перспективы развития // Вестник Астраханского государственного технического университета, 2008. №4. С. 34-39.
6. Мамонтов Ю.Б. Рыбное хозяйство внутренних водоемов России. / Ю.Б. Мамонтов, Д.И. Иванов, А.И. Литвиненко и др. СПб.: ГосНИОРХ, 2005. 280 с.
7. Розумная Л.А. Влияния рыбохозяйственной деятельности на экологическое состояние Бисеровского карьера // Ученые записки Российского государственного социального университета, 2009. №5. С. 164-168.
8. ГОСТ Р 51592-2000: Вода. Общие требования к отбору проб.
9. Перечень методик, внесенных в Государственный реестр методик количественного химического анализа. М.: Изд-во ВНИИРО, 2003. 20 с.
10. МИ 2335-2003 Внутренний контроль качества результатов количественного химического анализа.
11. Алекин О.А. Руководство по химическому анализу вод суши / О.А. Алекин, А.Д. Семенов, Б.А. Скопинцев.Л.: Гидрометеиздат, 1973. 270 с.
12. Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов. М., Наука, 1969. 240 с.
13. Методика оценки сезонной биомассы и продукции зоопланктона при кадастровом обследовании водоемов Урала. Уральское отд. ФГУП «Госрыбцентр», Екатеринбург, 2004. 7 с. (составит. Козлова И.В.).
14. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. Л.: Изд-во, ГосНИОРХ1984. 33 с.
15. Методические указания по сбору и обработке ихтиологического материала в малых озерах. Л. Изд-во ГосНИОРХ, 1986. 65 с.
16. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищевая промышленность, 1967. 375 с.
17. Пидгайко М.Л. Краткая биопродукционная характеристика водоемов Северо-Запада СССР / М.Л. Пидгайко, В.И. Александров, Ц.И. Иоффе и др. Л.: ГосНИОРХ ГосНИОРХ, 1967. 29 с.

18. Лапицкий И.И. Направленное формирование ихтиофауны и управление численностью популяций рыб в Цимлянском водохранилище. Волгоград: Нижневолжское изд-во, 1970. 287 с.
19. О.М. Розенталь Применением методов квалиметрии для интерпретации результатов лабораторного анализа // Вода: химия, экология. 2012. №8. С. 39-52.
20. Вербик М. Путеводитель по современной экономике. М.: Научная книга 2008. 616 с.
21. EViews 6 User's Guide II. Quantitative Micro Software. LLC. 2007
22. Айвазян С.А. Прикладная статистика и основы эконометрики / С.А. Айвазян, В.С. Мхитарян. М.: Юнити, 2001. — 205 с.
23. Pedroni P. Panel cointegration; asymptotic and finite sample properties of pooled time series tests with an application to the PPP hypothesis // *Econometric Theory*, 2004. V. 20. P. 597-625.
24. Розенберг Г.С. Информационные технологии для оценки экологического состояния крупного региона (на примере Волжского бассейна и Самарской области) / Г.С. Розенберг, Д.П. Дунин, Н.В. Костина и др. // Проблемы региональной экологии. Томск: СО РАН. 2000. Вып. 8. С. 213-216.
25. Шитиков В.К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг, Т.Д. Зинченко. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
26. Булгаков Н.Г. Анализ экологического состояния вод для отдельных створов Нижней Волги на основе биоиндикации по показателям видового разнообразия / Н.Г. Булгаков, Д.В. Рисник, А.П. Левич // *Гидробиология*, 2010. №12. С. 27-34.
27. Левич А.П. Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов реки Дон) / А.П. Левич, В.Н. Забурдаева, Б.Н. Максимов, Н.Г. Булгаков, С.В. Мамихин // *Водные ресурсы*, 2009. Т. 36. №6. С. 730-742.
28. Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования экосистем. СПб.: ЗИН РАН, 2000. 147 с.
29. Методические указания по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. Утв. Приказом Росрыболовства №695 от 04.08.2009 г., зарегистр. Минюст России 03.09.2009 г.
30. Курдюков С.И. Перспективы развития рыбохозяйственного комплекса при инерционном и инновационном сценариях до 2015 года // *Экономика сельскохозяйственных и перерабатывающих предприятий*. 2007. №4 С. 19-20.
31. Серветник Г.Е. Стратегия развития рыбководства в АПК // *Достижения науки и техники АПК*. 2008. №10. С. 40-42.
32. Щербаков С.С. Комментарий к закону об инвестиционной деятельности в Российской Федерации, осуществляемой в форме капитальных вложений. М.: Изд-во Статут, 2003. 272 с.

E.D. Kopnova, O.M. Rozental

## QUALIMETRY OF HYDROBIOLOGICAL RESOURCES (USING URAL FISHERY LAKES AS AN EXAMPLE)

Qualimetric bases of research of water biological resources such as analysis of influence of water composition and hydrobiota on fish productivity and investment analysis were developed. System of parameters was formed and it facilitates to optimize monitoring of fishery activities and reveals factors forming for fishery industry pathway of sustainable development depending on ecological and economic features. Model of fish productivity prediction with increased accuracy and method of selection of homogenous groups of water bodies for which there are uniform standards specifying water quality. For Ural lakes it was shown that qualimetry using is sensible for harmonious exploitation of resources of fishery lakes and sustainable development of fish farming..

**Key words:** fish productivity, hydrobiological resources, methods of qualimetry, nutrients, development pathway of water industry, ecological-economic balance