

УДК 551.481.1

ХАРАКТЕРИСТИКА ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА ВОДОЕМОВ САМАРСКОЙ ЛУКИ

© 2000 А.П. Поспелов, М.Ю. Горбунов, М.В. Уманская, М.Д. Поспелова

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

В работе приведены результаты гидрохимического анализа пяти озер и прудов, расположенных в юго-восточной части Национального Парка "Самарская Лука". Выполнена классификация состава водных масс для каждого водоема. Определены специфические уровни исследованных показателей, их взаимосвязь и сезонная динамика.

На территории Национального парка "Самарская Лука" насчитывается около восьмидесяти различных озер, прудов, родников и протоков, расположенных в пойме р. Волга, на надпойменных террасах и карстующихся возвышенностях. Небольшая часть упомянутых в литературе водоемов исследована поверхностно и фрагментарно [1], большинство же водных объектов до настоящего времени не обследованы и даже не картированы. В то же время трудно переоценить роль водных экосистем в формировании современного геолого-морфологического и зоофлористического облика этого уникального участка Волжско-Камского края.

Восполнению этого пробела в какой-то мере послужило проведенное в 1999 году комплексное гидробиологическое и гидрохимическое обследование ряда водоемов, расположенных в юго-восточной части Национального парка "Самарская Лука". В настоящей работе представлена гидрохимическая характеристика исследованных водоемов.

Материалы и методы

Исследовались водоемы, расположенные в Рождественской пойме (оз. Шелехметское), представляющие ландшафт прилегающих участков надпойменной террасы (оз. Клюквенное, оз. Лизинка) и карстующихся возвышенностей (оз. Подгорское, пруд у с. Торновое).

Батометрический отбор проб произошел с апреля по ноябрь с периодичностью 1 раз в месяц. В Саратовском водохранилище, озерах Шелехметском, Клюквенном и

Подгорском пробы воды отбирались из поверхностного и придонного горизонтов. В ноябре, после установления ледового покрова, изучался только поверхностный горизонт. В остальных озерах в течение всего периода наблюдений отбирали только поверхностные пробы воды.

Гидрохимический анализ водоемов Самарской Луки проводился по следующим группам показателей: главные ионы, растворенные газы, БПК₅, физико-химические показатели, с использованием общепринятых аналитических методов определения [2, 3]. Биохимическое потребление кислорода исследовалось скляночным методом, цветность оценивалась по специальной шкале методом сравнения. Содержание калия, магния, двуокиси углерода определялось расчетным путем. Полученные значения определяемых показателей сравнивались с соответствующими уровнями ПДК [4].

Классификация состава вод проводилась в соответствии с системой О.А. Алекина [3], которая сочетает принципы деления вод по преобладающим анионам и катионам с градацией по количественному соотношению между ними.

Результаты

Формирование химического состава водных масс водоемов происходит под влиянием ряда факторов. К наиболее существенным из них относятся биологические процессы, протекание которых сопряжено с потреблением озерной растительностью минеральных компонентов воды, процесс испаре-

ния, повышающий концентрацию ионов в растворе, разбавление атмосферными осадками, образование минеральных компонентов как продуктов распада органических веществ. Результирующее действие этих и ряда других факторов обуславливает сезонный тренд минерализации в период с апреля по ноябрь в направлении ее возрастания. Водные массы всех изучавшихся объектов имеют нейтральную и слабощелочную реакцию и соответствуют гидрокарбонатно-кальциевому классу, что является характерным для водоемов лесостепной и степной зон [5]. Среднесезонные уровни значений исследованных показателей приведены в таблице.

Саратовское водохранилище рассматривалось в данной работе как водоем с базовыми гидрохимическими характеристиками. Вода в водохранилище имеет общую минерализацию до 300 мг/л и жесткость 2,2 - 3,5 мг-экв/л (мягкая до умеренно жесткой). Водородный показатель мало изменяется по глубине и находится в пределах 7,7 - 8,3. Наблюдается слабо выраженный сезонный тренд pH в сторону более высоких значений, причем минимум pH приходится на май, максимум - на ноябрь.

По химическому составу и соотношению между главными ионами вода относится к кальциевой группе гидрокарбонатного класса. Характерны очень слабые сезонные колебания концентрации гидрокарбонатных ионов при изменениях концентрации сульфатных и хлоридных ионов в довольно широких пределах. Насыщение кислородом водной массы от поверхности до дна в течение всего периода наблюдений близко к 100%. Концентрация общего железа в поверхностном горизонте весной и летом превышает ПДК для рыбохозяйственных водоемов. Максимальная цветность наблюдается в период паводка в апреле - мае. В эти же месяцы отмечается высокое значение БПК₅, указывающее на значительное количество легкоокисляющихся органических веществ.

Озеро Большое Шелехметское находится на юго-востоке Самарской Луки, в ландшафте волжской поймы. Озеро - древняя старица, участок одного из рукавов Волги, средняя глубина составляет 3,7 м. В период поло-

водья озеро становится проточным, в остальное время оно отделено от Саратовского водохранилища плотиной, через которую происходит сток избыточных водных масс в специальный рукав, связанный с водохранилищем.

Общая минерализация воды в озере колеблется от 200 до 500 мг/л. Жесткость умеренная, от 2,7 до 5,8 мг-экв/л с более высоким уровнем в придонных слоях. Жесткость, и минерализация испытывают значительные сезонные колебания. В мае их значения минимальны, что объясняется пиком паводка и связью озера с водохранилищем.

По химическому составу и соотношениям между главными ионами вода относится к кальциевой группе гидрокарбонатного класса. Тип воды термически обусловлен: при повышении температуры происходит переход от второго типа к третьему.

В катионном составе преобладают катионы щелочноземельных металлов: $r(Ca^{2+} + Mg^{2+}) / r(Na^+ + K^+) = 4,1-54,6$, где r - относительное эквивалентное содержание иона или суммы ионов. Содержание ионов кальция и магния, а также сульфатов и гидрокарбонатов в придонных слоях выше, чем в поверхностных. Значение pH изменяется от 6,5 до 8,9. Минимум водородного показателя, наблюдающийся в июне, может быть связан с бактериальным окислением органических веществ, накопленных в зимний период, и поступивших в водоем во время паводка. Максимальное значение pH отмечено в сентябре и, по-видимому, связано с уменьшением содержания двуокиси углерода вследствие его потребления в процессе фотосинтеза. Об интенсивном фотосинтезе свидетельствует повышенное содержание растворенного кислорода в поверхностном слое (до 180%).

Поверхностной слой воды на протяжении всего сезона насыщен кислородом (не менее 107% насыщения). Содержание кислорода в придонном слое весной и осенью также близко к насыщению. В летние месяцы придонные слои сильно обедняются кислородом (до 34% насыщения в августе), что, вероятно, связано с интенсивными окислительными микробиологическими процессами в грунте и придонном слое в условиях

Таблица. Среднесезонные значения основных гидрохимических показателей водоемов Самарской Луки и Саратовского водохранилища

Сезон	Температура, °C	pH	Насыщение кислородом, %	CO ₂ , мг/л	БПК ₅ , мг/л	Цветность	Общая минерализация, мг/л	Минерализация, мг-экв/л	Общая жесткость, мг-экв/л	rCa/rMg	Na+K, мг-экв/л	Гидрокарбонаты, мг-экв/л	Хлориды, мг-экв Cl/л	Сульфаты, мг-экв/л	Силикаты, мг SiO ₃ /л	Железо общее, мг Fe/л
Водохранилище																
<i>Поверхность</i>																
весна	6,1	7,7	88	5,0	4,2	129	255	3,5	2,8	4,4	0,7	1,9	0,4	1,3	2,4	0,51
лето	20,6	7,8	109	3,1	2,7	54	214	3,1	2,6	2,5	0,4	1,6	0,6	0,8	1,9	0,18
осень	15,9	8,1	121	1,9	1,4	34	253	3,6	3,2	2,0	0,4	1,7	0,5	1,4	1,8	0,10
<i>Дно</i>																
весна	9,5	7,3	103	8,9	9,5	100	221	3,1	2,3	3,4	0,8	1,6	0,3	1,1	2,1	0,32
лето	20,6	7,7	107	1,6	2,1	55	211	3,0	2,5	2,9	0,5	1,6	0,6	0,8	2,0	0,27
осень	16,0	8,0	105	4,3	1,4	50	241	3,5	3,1	1,8	0,3	1,7	0,6	1,1	2,5	0,12
Б. Шелехметское																
<i>Поверхность</i>																
весна	9,2	7,7	114	5,6	2,9	103	285	3,9	3,0	3,2	1,0	2,0	0,5	1,4	2,0	0,32
лето	22,3	7,4	120	18,1	4,8	61	308	4,3	3,8	2,0	0,4	2,8	0,5	0,9	1,8	0,36
осень	9,4	8,3	136	7,0	6,2	36	415	5,7	5,2	1,5	0,5	3,8	0,5	1,4	1,4	0,10
<i>Дно</i>																
весна	8,9	7,7	101	6,8	2,2	85	290	3,9	2,9	5,4	1,0	2,1	0,5	1,4	2,1	0,42
лето	18,9	7,3	58	35,1	4,0	49	373	5,1	4,5	2,2	0,5	3,3	0,5	1,2	2,6	0,41
осень	13,1	8,4	92	3,2	9,7	52	445	6,2	5,7	1,5	0,4	3,9	0,5	1,7	3,5	0,17
Клюквенное																
<i>Поверхность</i>																
весна	14,0	7,3	112	4,0	6,5	87	90	1,2	0,9	7,7	0,3	0,7	0,1	0,4	2,9	0,04
лето	22,9	8,9	145	0,4	13,2	159	108	1,5	1,2	2,2	0,3	1,1	0,1	0,3	2,2	0,34
осень	8,3	8,0	122	1,8	9,6	112	139	1,9	1,4	1,5	0,4	1,4	0,2	0,3	0,6	0,20
<i>Дно</i>																
весна	10,9	7,1	88	2,7	6,8	87	106	1,4	0,9	7,4	0,5	0,9	0,1	0,4	3,2	0,07
лето	21,0	7,7	99	14,7	12,9	242	113	1,5	1,1	2,3	0,4	1,1	0,1	0,3	4,5	0,41
осень	15,0	7,8	91	2,0	12,7	336	119	1,6	1,4	1,5	0,2	1,1	0,2	0,3	0,7	0,17
Оз. Лизинка																
весна	15,4	6,6	95	14,3	7,4	254	124	1,7	1,4	2,0	0,4	0,5	0,1	1,2	1,0	0,33
лето	20,0	6,6	46	23,8	10,7	344	138	1,9	1,3	1,7	0,5	1,0	0,1	0,8	2,5	2,07
осень	8,9	6,8	41	3,5	6,7	436	165	2,3	1,8	1,8	0,5	1,1	0,2	1,0	5,0	2,69
оз.Подгорское																
<i>Поверхность</i>																
весна	13,4	8,0	113	7,5	8,7	61	329	4,3	3,8	2,3	0,6	3,5	0,2	0,7	1,5	0,83
лето	21,1	9,3	197	0,1	13,3	64	332	4,4	3,7	1,0	0,7	3,7	0,1	0,5	2,0	1,88
осень	7,1	8,7	135	3,6	8,2	66	346	4,6	4,0	0,9	0,6	3,9	0,2	0,5	0,8	1,00
<i>Дно</i>																
весна	10,7	8,2	79	15,1	9,4	61	355	4,6	4,1	2,0	0,5	3,9	0,1	0,7	1,4	0,89
лето	16,7	7,6	66	7,3	19,2	103	410	5,4	4,5	1,2	0,9	4,7	0,1	0,5	2,0	1,89
осень	10,0	8,5	91	2,0	10,6	79	348	4,6	4,1	0,8	0,5	3,9	0,2	0,6	0,7	1,12
Пруд с.Торновое																
Весна	12,5	7,7	89	8,0	2,4	59	306	4,1	2,9	1,1	1,2	3,1	0,4	0,6	0,1	0,28
Лето	22,0	7,9	100	6,1	5,6	55	405	5,4	3,9	1,0	1,5	4,4	0,5	0,4	0,5	0,79
Осень	11,5	8,0	89	7,0	4,4	38	397	5,4	4,4	0,8	1,0	4,3	0,6	0,5	0,3	0,38

летней стагнации.

Содержание общего железа повышается к августу до 0,53 мг/л, что более чем в 5 раз превышает ПДК, причем в придонных слоях его больше, чем в поверхностных. Высокая концентрация железа обусловлена родниковой подпиткой, поскольку концентрация общего железа в воде родников составляет 3-4 мг/л. Повышенное содержание железа можно также связать с наличием комплексообразующих органических соединений, препятствующих окислению железа и осаждению его в виде Fe(OH)_3 .

С подпиткой озера родниками связана также высокая концентрация гидрокарбонатов и ее заметный рост в начальный послепаводковый период. Так, в мае концентрация гидрокарбонатов составляет 111 мг/л, в июне в придонных слоях - 180 мг/л, далее каждый месяц наблюдается ее рост, и в октябре концентрация доходит до 242 мг/л. Симбатно с этим показателем изменяются концентрации ионов кальция и магния.

Показатель БПК₅ в поверхностном слое, начиная с июля, более чем в 2 раза превышает при ПДК. Максимальная цветность наблюдается в мае (113 градусов).

Озеро Клюквенное в настоящее время представляет собой небольшой водоем, расположенный на месте бывшего болота на первой надпойменной террасе около с. Шелехметь. Глубина озера в весенне-летний период 1,3-1,7 метра, осенью она уменьшается до 0,6 метров. Озеро образовалось в естественном углублении, возникшем на месте выработки торфа. В более ранних источниках оно описывалось как узкая мелеющая летом канавообразная впадина общей длиной 2-2,5 км.

Вода в озере очень мало минерализована (порядка 100 мг/л) и очень мягкая (жесткость 0,9 - 1,7 мг-экв/л), что указывает на значимость фактора аккумулирования маломинерализованных талых вод. Низкая карбонатная буферность воды обусловливает существенные колебания значений pH, связанные с биологическими процессами. В мае в придонных слоях pH составляет 6,55, в июле – августе, вследствие интенсивного потребления растворенной двуокиси углерода в про-

цессе фотосинтеза, pH в поверхностном слое воды возрастает до 9,1-9,2. На активный процесс фотосинтеза в летнее время, помимо увеличения pH, указывает пересыщенность воды озера кислородом (в июле насыщение кислородом поверхностного слоя составляет 193%).

Жесткость в течение сезона увеличивается, причем в поверхностном слое рост жесткости определяется возрастанием концентрации магния, в то время как концентрация кальция практически не изменяется. Скорее всего, общее увеличение жесткости (так же, как и увеличение концентрации гидрокарбонатов и сульфатов) связано с испарением воды, а стабильный уровень кальция – с выпадением его в осадок при высоких летних значениях pH.

По минеральному составу и соотношению между главными ионами вода во всем объеме относится к кальциевой группе гидрокарбонатного класса второго типа. Состав придонной воды относительно постоянен, ее индекс по Алекину в течение всего периода наблюдений остается неизменным. Группа и тип воды поверхностного слоя зависит от сезона. В сентябре наблюдается переход от кальциевой к кальциево-магниевой группе, $r\text{Ca}^{2+}/r\text{Mg}^{2+} = 1,01$, в октябре – к магниево-кальциевой, $r\text{Ca}^{2+}/r\text{Mg}^{2+} = 0,94$. Содержание хлоридов в воде не превышает 6 мг/л.

Высокие значения БПК₅ (более 10 мг/л в летнее время) и высокая цветность (до 300 градусов у дна) свидетельствуют о высоком содержании растворенного органического вещества. Повышенная цветность, особенно в придонных слоях, кроме наличия гумусовых соединений, может быть вызвана и высокими концентрациями железа, многократно превышающими ПДК, особенно в летний период. Например, в июле концентрация железа составляет 2,8 мг/л. Как и в других озерах, при интенсивном поступлении органических соединений за счет жизнедеятельности гидробионтов и восстановительной активности иловых бактерий, железо может стабилизироваться в двухвалентной форме, что ограничивает его седimentацию.

Озеро Лизинка представляет собой цепочку небольших водоемов, соединенных

весной и частично пересыхающих летом. Озеро расположено в небольшом заросшем лесом углублении около склона горы с южной стороны с. Торновое. Средняя глубина даже весной не превышает 0,8 метра, что обеспечивает полную гомотермию при хорошей прогреваемости. Вода в озере пресная, маломинерализованная (102 - 180 мг/л), мягкая, (0,95 - 1,86 мг-экв/л), преимущественно слабокислая, ($\text{pH} < 7$). В зависимости от сезона класс воды изменяется и переходит от сульфатного в весенние месяцы к гидрокарбонатному в летние. В катионном составе преобладают катионы кальция и магния: $r(\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+})/r(\text{Na}^{+}+\text{K}^{+})=1,9-7,3$; $r\text{HCO}_3^-/r\text{SO}_4^{2-}=1,1-5,2$. Содержание хлоридов очень низкое и находится в пределах 3 - 6 мг/л.

В отличие от оз. Клюквенного, в Лизинке в период обследования не наблюдалось интенсивного развития фитопланктона. В то же время, судя по значениям БПК₅ (до 12,6 мг/л в июле), озеро эвтрофировано.

Отмечено резкое повышение содержания общего железа - от десятых долей миллиграмма в начале наблюдений до 2,8 мг/л в июле, что может быть связано с жизнедеятельностью бентосных бактерий, восстанавливавших трехвалентное железо до растворимых форм двухвалентного, а также с высоким содержанием органических соединений, стабилизирующих его восстановленную форму. Графический образ сезонных изменений концентрации железа имеет вид логистической кривой насыщения: экспоненциальный рост концентрации в апреле-июле с последующей стабилизацией на уровне 2,5-2,8 мг/л.

На интенсивные процессы биохимического распада органических остатков указывают концентрации растворенных газов: очень высокое содержание двуокиси углерода - до 32 мг/л и низкое - растворенного кислорода, 40 - 50% в летне-осенний период. Очень высокая цветность (до 460 градусов) обусловлена высоким содержанием гуминовых и фульвокислот, а также их органоминеральных комплексов.

Все эти факторы свидетельствуют о превалировании процессов деструкции органического вещества в озере над продукционными процессами.

Озеро подгорское - старый пруд, расположенный в естественном углублении округло-вытянутой формы, перегороженный плотиной. Средняя глубина озера 2 – 3 метра.

Вода во всем объеме имеет минерализацию 300-400 мг/л, является умеренно жесткой (3,16 - 4,36 мг-экв/л) и может быть классифицирована как гидрокарбонатная, кальциевой либо кальциево-магниевой группы (в зависимости от сезона), второго типа, переходящего в июле и ноябре в первый.

В катионном составе существенно преобладают ионы кальция и магния, $r(\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+})/r(\text{Na}^{+}+\text{K}^{+})=6-17$, $(0,6 < r\text{Ca}^{2+}/r\text{Mg}^{2+} < 2,5)$.

Отмечено высокое содержание кислорода в поверхностных слоях (до 277% в летнее время). В то же время придонные слои слабо насыщены кислородом, что указывает на интенсивную восстановительную активность донных отложений. Максимальному насыщению кислородом в июне соответствует максимальное значение концентрации протонов ($\text{pH} = 9,7$). За время наблюдений pH изменяется от 7,97 до 9,7 в поверхностных слоях и от 7,3 до 8,8 в придонных, причем, минимальное значение у дна совпадает с максимальным у поверхности.

В июне происходит резкое перераспределение жесткости между поверхностными и придонными слоями, менее заметное или вовсе отсутствующее в остальные месяцы. Так, в июне у поверхности жесткость составляет 3,16 мг-экв/л, у дна - 4,8, при этом концентрация ионов кальция на поверхности в июне уменьшается до 27,6 мг/л, в то время как в мае она составляет 54,9 мг/л. Такое уменьшение может быть связано со сдвигом карбонатного равновесия за счет изменения содержания двуокиси углерода и гидрокарбонатов в придонном и поверхностном слоях. Увеличение pH и уменьшение содержания двуокиси углерода в поверхностном слое в июне приводит к смещению карбонатного равновесия в сторону образования карбоната кальция, который находится во взвешенном, близком к коллоидному состоянии.

В июне отмечена максимальная цветность в поверхностном и придонном слоях, 94 и 175 градусов соответственно.

Озеро подпитывается грунтовыми водами, о чем свидетельствует сходный характер изменения концентрации ионов кальция и магния, а также минерализации в придонном слое озера и в роднике, находящемся в той же местности.

Увеличение содержания общего кремния в придонном слое в июле связано с отмиранием и седиментацией водных организмов, а также с подпиткой кремнийсодержащими грунтовыми водами. В августе концентрация кремния резко падает как за счет его коагулирования с последующим выпадением в осадок, так и в результате потребления водорослями.

Водные массы озера характеризуются высокими значениями БПК₅. Так, в июле в придонном и поверхностном слоях этот показатель превышает 20 мг/л, что свидетельствует об интенсивном отмирании и разложении водных организмов. Интенсивное разложение дегрита в придонных слоях приводит к образованию сероводорода, наличие которого установлено в наших исследованиях.

Пруд у с. Торновое представляет собой типичный пруд с обвалованным в одном месте берегом. Глубина не превышает 1,7 метров в весенний период, и 0,8 – 1,2 метра летом и осенью.

Вода в пруду пресная (минерализация 400 мг/л) умеренно жесткая (жесткость 2,8 – 4,4 мг-экв/л). Сезонный рост жесткости с максимумом в сентябре-октябре связано с сезонными изменениями концентрации ионов магния, что позволяет допустить их определяющую роль в формировании этой характеристики. По химическому составу и соотношению между главными ионами вода относится к гидрокарбонатному классу. Кальциево-магниевая группа в мае-июне сменяется магниево-кальциевой в августе - октябре. Содержание ионов кальция и магния в воде сопоставимо: соотношение их эквивалентной массы находится на уровне 0,8-1,1.

Концентрация ионов натрия достаточно высока и приближается к концентрации ионов кальция и магния. В анионном составе существенно преобладают гидрокарбонаты: $r\text{HCO}_3^-/r\text{SO}_4^{2-} = 5,4 - 12,4$; характерно

сравнительно высокое содержание хлорид ионов: $r\text{HCO}_3^-/r\text{Cl}^- = 6,7 - 9,7$.

Содержание кремния незначительно и составляет десятые доли миллиграмма на литр. В июле наблюдается максимальное насыщение воды кислородом, обусловленное интенсивным развитием фитопланктона. Отмеченное одновременно резкое повышение концентрации БПК₅ и цветности обусловлено, по-видимому, выделением органических веществ в ходе метаболизма и отмирания водорослей. Появление большого количества органических соединений стабилизирует растворимые формы двухвалентного железа, замедляя его осаждение в виде гидроксидов, и является причиной июльского максимума содержания общего железа.

Обсуждение

Сопоставительный анализ характера сезонной динамики концентраций анализируемых компонентов в каждом водоеме позволяет выявить некоторые характерные особенности функционирования водных экосистем.

Период паводка сопряжен с наиболее низкими значениями минерализации. К середине лета минерализация возрастает преимущественно за счет испарения, приводящего к повышению концентрации ионов. В это же время происходит активизация биологических процессов, в результате которых изменяется баланс растворенных газов и происходит некоторый сдвиг карбонатного равновесия в сторону карбонатов или свободной углекислоты в зависимости от преобладания продукционных или деструкционных процессов. Необходимо также учитывать фактор разбавления воды атмосферными осадками. Все эти процессы накладываются друг на друга, оказывая сложное воздействие на концентрацию растворенных компонентов.

Вода во всех изучавшихся водоемах пресная, мягкая до умеренно жесткой, преимущественно гидрокарбонатно-кальциевая. Лишь в некоторые периоды в отдельных водоемах значительным становится содержание ионов магния. Соотношение между главными ионами колеблется в довольно широких пределах. Тип воды в зависимости от водоема и сезона изменяется от первого до тре-

тьего. Значения pH находятся преимущественно в нейтральной области с некоторыми сезонными колебаниями и входят в пределы ПДК для рыбохозяйственных водоемов.

Во всех водоемах, кроме водохранилища, отмечено наличие легкоокисляющихся органических веществ. Для рассмотренных водных объектов характерна высокая цветность, что свидетельствует об их гумифицированности. Цветность обусловлена также высокими концентрациями железа, содержание которого во всех водоемах существенно превышает ПДК (часто в десятки раз). Отмечено синхронное изменение концентраций общего железа и органических веществ (оцениваемых по значению БПК₅), что характерно для вод с высоким содержанием гумусовых веществ [6].

Совместный анализ уровней и характера изменения водородного показателя и окислительно-восстановительного потенциала показывает, что железо может присутствовать как в виде железо-органических комплексов, так и в виде гидроокиси высшей степени окисления, адсорбированной на планктонных организмах и частичках дегрита. Во всех исследованных водоемах, кроме водохранилища, отмечается сложный характер круговорота железа в придонных водах, о чем свидетельствует отсутствие устойчивой вертикальной стратификации при низких градиентах. Очевидно, в поровых водах, как и в объеме, железо находится в составе комплексов, и скорость молекулярной диффузии из донных отложений в толщу воды незначительна. Одной из особенностей состава водных масс водохранилища является явно выраженный тренд в направлении снижения концентрации железа в поверхностных слоях. В придонных слоях эта тенденция прослеживается менее четко. Такое поведение объясняется процессами седimentации, сопровождающими нарушение агрегативной устойчивости коллоидных железосодержащих систем.

Практически во всех случаях, когда вода имеет реакцию, близкую к нейтральной, можно с полным основанием утверждать, что величина pH регулируется системой углекислый газ - бикарбонат - карбонат [7]. Рассматриваемые озера относятся именно к такому

типу водоемов. Анализ динамики изменения pH, концентрации растворенного кислорода, ионов кальция и бикарбоната позволяет предположить наличие в ряде водоемов эффекта т.н. биогенной декальцинации, обусловленного смещением карбонатно-бикарбонатного равновесия при потреблении двуокиси углерода в процессе фотосинтеза в сторону образования малорастворимого карбоната кальция. Такой эффект был особенно выражен в озере Подгорском (май-июнь), чему способствовала сравнительно высокая минерализация воды в этом водоеме.

Отличительной особенностью озера Лизинка является большая цветность в сочетании с ростом этого параметра практически на протяжении всего периода наблюдений при низкой концентрации растворенного в поверхностных слоях кислорода. В апреле - июне концентрация кислорода резко снижается от 100 до 40 % насыщения и стабилизируется на этом уровне. Такой характер кислородной характеристики водоема обусловлен преобладанием процесса деструкции органического вещества над продукционными процессами (фотосинтезом) в течение всего сезона наблюдений. Низкая скорость фотосинтеза может быть обусловлена малой (следствие затенения) освещенностью зеркала озера и высокой оптической плотностью воды в нем. В начальный период (апрель-июнь) происходит связанный с увеличением температуры воды активизация процессов деструкции и установление стационарного процесса, включающего окисление субстрата, его доставку в зону окисления, отвод из зоны продуктов реакции. В принципе, субстратом могут служить наряду с органическими веществами аллохтонного (особенно в начальный послепаводковый период, когда существенную роль играет состав почвенной вытяжки) и автохтонного происхождения (в период стационарного потребления кислорода) также неорганические ионы переменной валентности в недоокисленном состоянии (Fe^{2+} , Mn^{2+}) и продукты жизнедеятельности бактерий-редукторов (H_2S).

Приведенный в работе анализ результатов имеет преимущественно качественный характер. Выявленные закономерности тре-

буют более глубокого и многостороннего изучения, что позволит достоверно описать многообразие структурных связей, создать предпосылки для надежных оперативного контроля и прогнозных оценок состояния водных экосистем.

Работа выполнена в рамках договора с НП "Самарская Лука".

Авторы выражают признательность сотруднику НП "Самарская Лука" Малиновской Е. И. за оказанное содействие в проведении экспедиций.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Виноградов А.В. Обследование некоторых водоемов Самарской Луки // Самарская Лука, 1991. № 2.
2. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова. Л.: Гидрометиздат, 1977.
3. Алекин О.А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеорологическое изд-во, 1970.
4. Беспамятнов Г.П., Кротов Ю.А. Превышенно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Л.: Химия, 1985.
5. Кочарян А.Г. Пути совершенствования нормативной базы качества воды источников водоснабжения РФ / Водные проблемы на рубеже веков. М.: Наука, 1999.
6. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеоиздат, 1986.
7. Хатчинсон Д. Лимнология. М.: Прогресс, 1969.

HYDROCHEMICAL REGIME CHARACTERISTICS OF WATER BODIES OF THE NATIONAL PARK SAMARSKAYA LUKA

© 2000 A.P. Pospelov, M.Yu. Gorbunov, M.V. Umanskaya, M.D. Pospelova

Institute of Ecology of the Volga River Basin of Russian Academy of Sciences, Togliatti

The results of hydrochemical analysis of five lakes and ponds disposed in the south-east part of Samarskaya Luka National Park are presented in the work. The classification of water mass composition for each lake is made. The specific levels of studied variables, their interrelations and seasonal dynamic are described.

ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ ФОСФОРА В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ПРИПЛОТИННОГО ПЛЕСА КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

© 2000 О.Е. Варламова

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

Приведены результаты натурных исследований накопления фосфора в донных отложениях Приплотинного плеса Куйбышевского водохранилища. Показаны концентрации различных форм фосфора в твердой и жидкой фазах осадков. Выявлены особенности их пространственного и сезонного распределения.

Донные отложения являются важнейшим фактором регулирования биогенных веществ в водной толще водоемов, они активно участвуют во внутриводоемном круговороте вещества и энергии – накапливая, трансформируя и возвращая часть их в воду. Роль донных отложений в формировании биогенного режима водоемов неоднозначна. Как продукт самоочищения водных масс они являются аккумулятором этих веществ, тем самым сдерживают евтрофирование водоема, но при определенных условиях могут стать источником "вторичного загрязнения" и ускорить этот процесс. Поэтому исследование донных отложений на предмет получения информации о концентрациях, формах и свойствах накапливающихся в них биогенных веществ представляет не только научный интерес, но и имеет важное практическое значение для составления прогнозов изменения трофического статуса водоемов, формирования качества воды и его направленного регулирования.

Донные отложения Куйбышевского водохранилища изучались с первых лет его существования. Подробно исследованы процессы осадконакопления, собран обширный материал о составе и свойствах формирующихся грунтов [1-8]. Однако сведений о миграционной подвижности накапливающихся в них веществ, практически нет. Для понимания механизма формирования круговорота веществ в водоеме необходимо знать формы их накопления и определяющие их факторы. В связи с этим в 1991-1992 гг проведены работы на Приплотинном плесе Куйбышевского водохранилища с целью изучения

форм нахождения фосфора в различных типах донных отложений. Были поставлены следующие задачи:

- определить формы фосфора и их концентрации в верхнем 15 см слое донных отложений;
- выявить особенности пространственного и временного распределения форм фосфора в осадочной толще в зависимости от типа донных отложений.

Приплотинный плес - замыкающее озеровидное расширение Куйбышевского водохранилища. Это самый глубокий плес водоема, максимальная глубина достигает 40м. Он имеет небольшую площадь зеркала (397 км^2), но вмещает значительный объем воды ($6,8 \text{ км}^3$). К особенностям плеса относится наличие максимального подпора воды, временных обратных течений, обусловленных работой ГЭС и крутых берегов. По правому берегу плеса тянутся Жигулевские горы, сложенные в основной своей массе доломитами, известняками и мергелями верхнекаменноугольного возраста. Левобережье представлено ниже – и среднечетвертичными отложениями надпойменных террас р. Волги, состоящих из мелко и тонкозернистых песков [7].

Ведущими процессами осадконакопления в этом районе, как и во всем водохранилище, являются абразия берегов и седimentация [8]. Преобладающий тип донных отложений – илы (крупно-, мелкоалевритовые и глинистые). В глубоководной зоне, приуроченной к бывшему руслу Волги и её низкой пойме, имеют распространение глинистые тонкодисперсные илы, верхний слой которых (0-3 см) представлен жидким коричневым

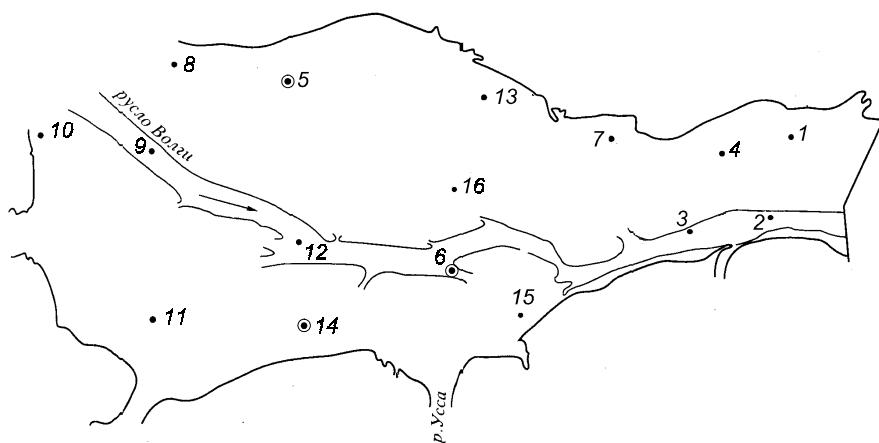


Рис.1. Расположение станций отбора проб в Приплотинном плёсе Куйбышевского водохранилища

илом, ниже залегает уплотненный ил темно серого цвета с прожилками черного. вторичной толщи в этой части плеса колеблется на русле от 20 до 70 см. Донные отложения мелководной зоны сложены в основном крупно- и мелкоалевритовыми серыми илами с коричневым наилком, иногда песчанистым; мощность 20-30 см.

Минералогический состав донных отложений Приплотинного плеса однороден и мало изменяется по площади и глубине осадков [9], однако грунты, формирующиеся вдоль правобережья отличаются повышенным содержанием карбонатов ($\text{CaCO}_3 - 18\%$).

Исследования проводились в течение двух лет в виде сезонных съемок (один раз в сезон), в период открытой воды (весна, лето, осень). Наблюдательная сеть включала 16 станций, выбранных с учетом рельефа дна и площадей распределения типов донных осадков (рис.1). Отбор донных отложений производили дночерпателем Экмана-Берджа. Во избежание влияния неоднородности грунта в исследуемой точке отбирали по 4 керна [10], которые объединялись по слоям 0-2 см (слой А); 2-5 см (Б); 5-15 см (С). Дальнейшая работа шла с усредненными пробами. Твердая и жидккая составляющие донных отложений анализировались отдельно. Поровый раствор

отделяли сразу после отбора проб грунта на борту НИС, центрифугируя ил при 7000 об/мин в течение 20 мин с последующей фильтрацией через мембранный фильтр с диаметром пор 0,45 мкм [11]. Набор определяемых ингредиентов в отобранных образцах представлен на рис.2.

При обработке проб порового раствора применялись общепринятые методы анализов [12]: содержание растворенного общего фосфора ($P_{\text{общ}}$) - персульфатным окислением, минерального фосфора ($P_{\text{мин}}$) - по методу Мерфи-Райли, органический ($P_{\text{орг}}$) рассчитывался по разности между $P_{\text{общ}}$ и $P_{\text{мин}}$. Формы фосфора в скелете грунта определялись следующим образом: общий, органический и минеральный фосфор - методом Мета; формы минерального фосфора – "апатитовый" ($P_{\text{апат}}$) и "неапатитовый" ($P_{\text{неап}}$) - в последовательных щелочных (1,0 м. NaOH) и кислотных (0,5 м. HCl) вытяжках соответственно, а "остаточный" фосфор ($P_{\text{ост}}$) - по разности между общим минеральным фосфором и суммой первых двух форм [13]. Содержание углерода определялось путем сухого сожжения на экспресс-анализаторе АН-7529 [14]. Для исключения случайных погрешностей при проведении анализов каждый показатель определялся в трехкратной повторности.

Таблица 1. Содержание органического углерода и CaCO_3 (%) в донных отложениях (слой 0-15 см) различных морфологических участках плеса

Участок плеса	Органический углерод		CaCO_3	
	Диапазон	Среднее	Диапазон	Среднее
Левая пойма	1,6 - 6,2	$3,3 \pm 1,6$	0,2 - 10,3	$4,7 \pm 3,7$
Русло	4,6 - 7,5	$5,5 \pm 0,6$	2,3 - 11,1	$6,8 \pm 2,7$
Правая пойма	2,5 - 4,9	$4,0 \pm 0,9$	7,6 - 34,1	$18,7 \pm 10,6$

Таблица 2. Содержание различных форм фосфора в твердой фазе донных отложений Приплотинного плеса (в мг Р / 100 г сух. грунта)

Формы фосфора	Диапазон концентраций	Среднее содержание	Коэффициент вариации, %
Левая пойма			
<i>Органический</i>	0,0 – 40,0	12,6	72
<i>Минеральный</i>	18,8 – 152,2	78,4	34
-неапатитовый	4,7 – 66,8	23,4	64
-апатитовый	9,1 – 43,5	29,5	28
- остаточный	1,3 – 56,7	25,5	36
Русло			
<i>Органический</i>	0,0 – 55,5	17,8	57
<i>Минеральный</i>	68,0 – 251,0	132,1	14
-неапатитовый	11,0 – 146,5	55,0	29
-апатитовый	4,5 – 58,4	36,5	11
- остаточный	10,5 – 111,0	40,6	25
Правая пойма			
<i>Органический</i>	0,9 – 32,8	11,3	58
<i>Минеральный</i>	61,0 – 177,1	98,4	24
-неапатитовый	9,9 – 70,8	33,6	43
-апатитовый	27,4 – 53,1	39,9	16
- остаточный	1,5 – 60,1	25,2	30
По всему плесу			
<i>Органический</i>	0,0 – 55,5	14,9	64
<i>Минеральный</i>	18,8 – 251,0	108,7	30
-неапатитовый	4,7 – 146,5	40,9	51
-апатитовый	4,5 – 58,4	35,0	20
- остаточный	1,3 – 111,1	32,8	37

Исследования показали, что содержание общего фосфора в верхнем (15 см) слое различных типов осадков Приплотинного плеса колеблется от 0,03 до 0,3% и в среднем составляет 0,12%. Это соответствует среднему содержанию фосфора в земной коре по Ф.Кларку (0,12%), но превосходит средние его концентрации в осадочных породах (глинах), которое по А.П.Виноградову составляет 0,077 %[15].

Фосфор в донных отложениях плеса накапливается неравномерно. Наибольшие его концентрации связаны с тонкодисперсными глинистыми илами, наименьшие - с песчанистыми осадками. Соотношение $P_{\text{мин}}/P_{\text{орг}}$ в грунтах всегда больше 1 и не зависит от времени и места отбора пробы, что вполне закономерно: во-первых, основным источником поступления фосфора в осадочную толщу Куйбышевского водохранилища являются

продукты переработки берегов, в которых фосфор представлен, главным образом, минеральными формами; во-вторых, пополнение минерального запаса фосфора происходит за счет минерализации до неорганической стадии аллохтонного и автохтонного органического вещества, оседающего на дно водоема.

Формы накопления фосфора на дне водоема обусловлены, в основном, составом и свойствами минеральной составляющей осадков, поэтому для выявления особенностей распределения их в толще отложений, площадь дна плеса (согласно геоморфологическим привязкам) условно разделена на три участка: "руслу" - характеризующийся относительно однородными, тонкодисперсными илами и максимальным содержанием органического вещества (глубина более 20 м); "левую пойму" - где имеют распространение пе-

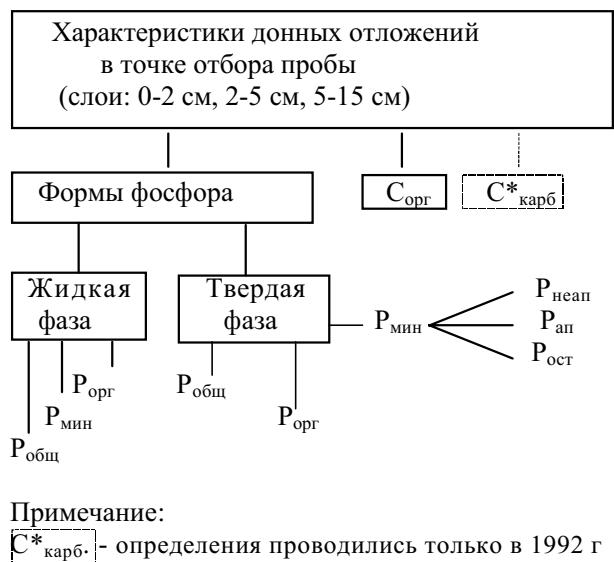


Рис.2. Схема определений в отобранных образцах донных отложений на Приплотинном плесе

ремежающиеся песчанистые и алевритовые осадки и "правую пойму", отложения которого отличаются повышенной карбонатностью (табл.1; рис.1).

Основная масса фосфора в донных отложениях Приплотинного плеса связана с твердой фракцией, на растворенные формы в поровой воде приходится не более 1 % общего его содержания.

Фосфор твердой фазы осадков. Преобладающая форма нахождения фосфора в скелете донных отложений – минеральная (P_{\min}), в среднем 88% от общего фосфора. Доля органического составляющей ($P_{\text{орг}}$) не превышает 37% от общего фосфора, в среднем - 12%.

Абсолютные значения концентраций **органического фосфора** в донных отложениях Приплотинного плеса приведены в табл.2. Исследование его форм не проводилось, но из литературы известно, что это, как правило, фосфор протеинов, липидов и нуклеидов [16-18].

В пространственном распределении органического фосфора в твердой фазе донных отложений плеса отмечен рост его концентраций при увеличении дисперсности осадков, т.е. от мелководья к глубоководным зонам. Для толщи осадков "русловой" части и "левой поймы" характерно существенное снижение концентраций органического фосфора от поверхности к нижним горизонтам пропорционально содержанию в них органи-

ческого вещества (ОВ). Стратификация его в грунтах "правой поймы" менее выражена и имеет обратный характер - с глубиной концентрации постепенно увеличивается. Повидимому, концентрация $P_{\text{орг}}$ в донных осадках плеса обусловливается не только содержанием в них ОВ, но и жизнедеятельностью бактериального населения. Это предположение подтверждают результаты расчетов, проведенные по методу, предложенному М.В. Мартыновой [18]. Используя данные о концентрациях $P_{\text{орг}}$ (табл.2) и численности бактерий в донных отложениях Приплотинного плеса [19] рассчитано, что фосфор, связанный с бактериальной биомассой, в исследуемых грунтах, может составлять от 11 до 86 % $P_{\text{орг}}$.

Минеральный фосфор исследовался более детально, так как дает наиболее четкое представление о направленности и скорости трансформации фосфатных соединений в донных отложениях водоемов.

Определялись три формы минерального фосфора: подвижная - *неапатитовый фосфор* ($P_{\text{неап}}$), связанный с содержащимся в осадках железом и алюминием; менее подвижная - *апатитовый фосфор* ($P_{\text{ап}}$), связанный с кальцием и малоподвижная – *остаточный фосфор* ($P_{\text{ост}}$), сорбированный внутри кристаллической решетки минеральных частиц, а также входящий в состав фосфорсодержащих минералов (апатит, вивианит и др.) [18, 20].

Большая часть минерального фосфора донных отложений Приплотинного плеса

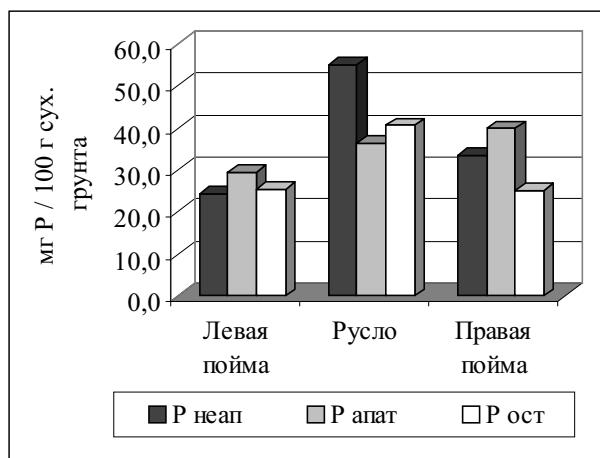


Рис. 3. Распределение концентраций минеральных форм фосфора в твердой фазе 15 см слоя донных отложений

Таблица 3. Содержание растворенных форм фосфора в жидкой фазе донных осадков Приплотинного плеса (мг/л)

Формы фосфора	Диапазон концентраций	Среднее содержание	Коэффициент вариации, %
Минеральный фосфор			
Левая пойма	0,013 – 1,300	0,215	104
Русло	0,046 – 1,664	0,271	65
Правая пойма	0,066 – 1,768	0,440	80
По всему плесу	0,013 – 1,768	0,287	84
Органический фосфор			
Левая пойма	0,000 – 0,266	0,072	54
Русло	0,000 – 0,381	0,093	62
Правая пойма	0,001 – 0,326	0,073	61
По всему плесу	0,000 – 0,381	0,082	61

находится в подвижных формах (табл.2). В зависимости от типа грунта они могут составлять от 50 до 100 % общего P_{\min} . В среднем на них долю приходится 75 %, из них на *неапатитовую* форму - 37%, на *апатитовую* - 38%. Содержание *остаточного* фосфора колеблется от 0 до 50% общего P_{\min} , при достаточно высоком среднем значении - 25%. Абсолютные концентрации минеральных форм фосфора для различных участков Приплотинного плеса приведены в табл.2 (достоверность различий средних значений не менее 95 %).

В распределении минеральных форм фосфора в толще донных осадков отмечается ряд особенностей (рис.3).

Неапатитовая форма минерального фосфора характерна для илов русловой части плеса, что обусловлено их повышенной сорбционной емкостью (тонкодисперсные, глинистые илы), значительным содержанием в них железа [9] и органического вещества (табл.1). Достаточно высокий коэффициент корреляции ($r = 0,77$ при $N = 75$) между концентрациями $C_{\text{опр}}$ и $P_{\text{неап}}$ в донных отложениях плеса дает основание полагать, что значительная часть неапатитового фосфора имеет автохтонное (аутигенное) происхождение.

В "пойменных" грунтах преобладает *апатитовая форма*. Ярковыраженная тенденция постепенного увеличения концентраций Рап. в осадках плеса от левобережья к правобережью отражает ведущую роль в его распределении седиментирующегося карбонатного

материала, поступающего в водохранилище при разрушении пород правого берега (рис.3; табл.1). Положительная взаимосвязь между содержанием $P_{\text{ап}}$ и $C_{\text{опр}}$ в осадках плеса ($r = 0,51$ при $N = 75$) свидетельствует о аутигенном генезисе некоторой его части.

Остаточный фосфор в значительных концентрациях накапливается в "русловых" илах, его содержание здесь достигает 111 мг Р/100г сух. грунта, а среднее значение по участку выше, чем среднее для апатитового фосфора (рис.3). В "пойменных" грунтах содержание $P_{\text{ост}}$ заметно ниже и в среднем, практически, одинаково (табл.2). Сопоставление сведений об однородности минералогического состава донных отложений плеса [9] и высоких коэффициентов вариации (табл.2), характеризующих пространственную неоднородность распределения $P_{\text{ост}}$ в донных отложениях (в пределах отдельных участков) дает основание полагать, что часть $P_{\text{ост}}$ также как $P_{\text{неап}}$ и $P_{\text{ап}}$ образуется в водоеме. Наличие невысокой ($r = 0,44$ при $N = 75$), но достоверной связи между $P_{\text{ост}}$ и $C_{\text{опр}}$ является еще одним аргументом подтверждающим это. Такое предположение высказывалось уже ранее М.В. Мартыновой и др. [21] для донных отложений Нарочанских озер и Н.Л. Golterman [22] для болотных осадков заповедника Камарга (юг Франции). Оба полагают, что часть фосфатов, аналитически определяемых, как $P_{\text{ост}}$ могут иметь автохтонное (аутигенное) происхождение.

Одним из факторов, способствующим

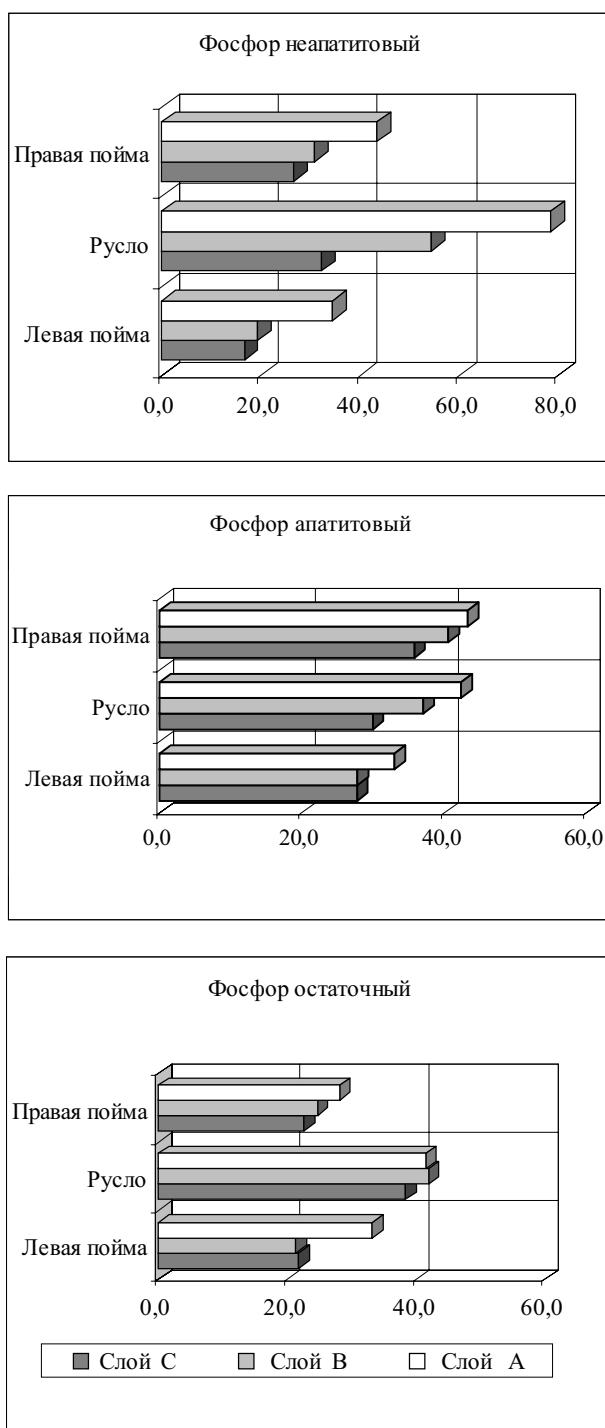


Рис. 4. Вертикальное распределение концентраций минеральных форм фосфора (в мг Р/100г сух.грунта) в донных отложениях

образованию аутигенного остаточного фосфора в донных отложениях Приплотинного плеса, является присутствие в тонкодисперсных илах минерала – монтмориллонита (до 25%) [23], способного прочно удерживать фосфат-ионы как на своей поверхности, с образованием нерастворимых фосфатов кальция, так и внутри кристаллической решетки [24, 25]. Другим, может служить процесс ин-

тенсивной сульфатредукции, имеющий место в донных отложениях Куйбышевского водохранилища в летний период. Как показали исследования Э.Г.Добрынина [26], Приплотинный плес характеризуется значительными скоростями этого процесса. Образующийся при этом H_2S , согласно H.L.Golterman [22], способствует прочному связыванию фосфатов в нерастворимые соли - $FePO_3$ или $Fe_3(PO_4)_2$ (вивианит). Также высказывается мнение о связи аутигенного остаточного фосфора с гуминовыми веществами [21, 22]. Механизм образования этих комплексов практически не изучен.

Стратификация исследованных минеральных форм фосфора имеет схожий характер - уменьшение концентраций от поверхности вглубь осадочной толщи (рис.4). Это свидетельствует об увеличивающемся поступлении на дно биогенных веществ на современном этапе развития водоема (результат евтрофирования) и постоянно действующих в осадочной толще процессах трансформации и перераспределения вещества. Различная интенсивность снижения концентраций $P_{неап}$, $P_{ап}$ и $P_{ост}$ указывает на различную степень их участия в этих процессах.

Анализ сезонной изменчивости концентраций различных форм фосфора твердой фазы осадков достоверных результатов не дал, что возможно обусловлено небольшим числом наблюдений и значительной пространственной неоднородностью их распределения по площади водохранилища.

Фосфор жидкой фазы донных отложений. Несмотря на то, что концентрация растворенного фосфора в поровом растворе донных отложений (слой 15 см) не превышает 1% от общего его содержания, исследование этой фракции представляет большой интерес с точки зрения ее высокой химической мобильности в сорбционных процессах внутри толщи осадков и главенствующей роли в обменных процессах в системе "вода-донные отложения".

Большая часть растворенного фосфора представлена минеральной формой (табл.3). Содержание минерального фосфора в поровой воде за период исследований менялось в широких пределах от 0,013 до 1,760 мгР/л,

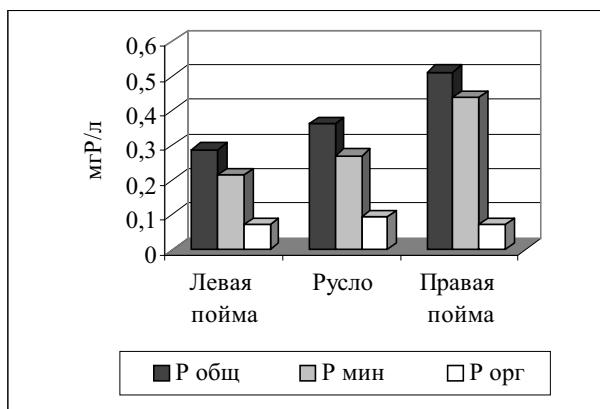


Рис. 5. Распределение концентраций различных форм фосфора в поровой воде донных отложений

при средних значениях для глинистых "речевых" илов 0,27 мгР/л, осадков "правой" и "левой" поймы - 0,440 и 0,215 мгР/л соответственно. Это почти на порядок выше, чем в придонном слое воды [27]. Максимальные концентрации свойственны, главным образом, глинистым осадкам "правой поймы", минимальные - песчанистым отложениям "левой поймы" (рис.5).

В период максимального прогрева водохранилища тенденция уменьшения содержания Р_{мин} в поровом растворе от правого берега к левому выражена особенно ярко, что обусловлено, по-видимому, меньшей сорбционной емкостью карбонатных илов по отношению к фосфат-иону, и повышающейся растворимостью фосфатов кальция в летний период вследствие усиления микробиальной деятельности.

Для стратификации растворенного Р_{мин} характерно снижение содержания от поверхности вглубь осадков с экстремумом в слое В, значительно возрастающем со второй половине лета (рис.6а). Наличие экстремума - результат биохимических процессов, интенсивно протекающих в анаэробных условиях слоя В и сдвигающих равновесие между сорбированными и растворенными фосфатами в сторону увеличения последних [18, 28].

На долю растворенного органического фосфора в донных отложениях плеса приходится от 0 до 73 % от общего фосфора порового раствора, в среднем 29 %. Абсолютные концентрации меняются от 0 до 0,381 мгР/л, при средней - 0,082 мг/л (табл.3). Содержание его увеличивается по мере роста диспер-

сности отложений. Максимальные величины свойственны глинистым илам (рис.5). В толще донных отложений концентрации растворенного органического фосфора с глубиной снижаются в тонкодисперсных илах; в крупноалевритовых и песчанистых отложениях - увеличиваются (рис.6б). Во всех типах донных отложений плеса относительная доля органической составляющей в общем растворенном фосфоре с глубиной возрастает, что, по-видимому, обусловлено бактериальным происхождением большей части растворенного органического фосфора [29].

Сезонные колебания концентраций растворенного фосфора отмечены в верхних двух слоях грунта (А, В) и достоверно выявлены только для минеральной составляющей (достоверность не менее 95 %). Существенное влияние на изменения концентрации фосфора в поровом растворе оказывает температура среды, которая определяет биохи-

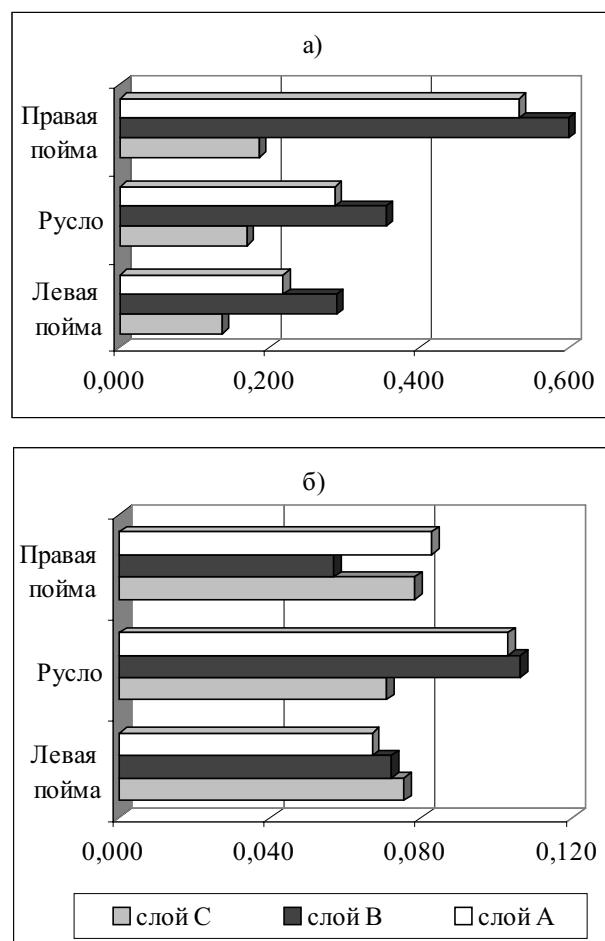


Рис. 6. Вертикальное распределение концентраций растворенных форм фосфора (а - Р_{мин}; б - Р_{орг}) в поровой воде донных отложений

мическую активностью донных отложений. Ход сезонной кривой одинаков для обоих слоев и отражает существенное увеличение содержания $P_{\text{мин}}$ в поровом растворе по мере прогревания водохранилища в летний период и снижение в осенний, однако амплитуда колебаний в слое В существенно больше, чем в слое А.

Корреляционный анализ данных о различных формах фосфора в донных отложениях плеса не выявил связи между содержанием растворенных форм фосфора в поровом растворе и концентрациями $P_{\text{неап.}}$, $P_{\text{ан.}}$, $P_{\text{ост.}}$ и $C_{\text{опр}}$ в твердой фазе осадков. Это позволяет предположить, что величины концентраций фосфора в поровом растворе не являются прямыми показателями степени накопления этого элемента в осадочной толще, а отражают кратковременные процессы, протекающие в донных отложениях в момент наблюдений, которые, в свою очередь, определяются физико-химическими и химико-биологическими условиями среды.

Таким образом, фосфор донных отложений Приплотинного плеса Куйбышевского водохранилища представлен, главным образом, минеральными формами и связан с твердой фазой. Основным его источником являются продукты абразии берегов и минеральные частицы, приносимые с водосбора. Большая часть минерального фосфора (75%) находится в сорбированном состоянии и ассоциируется с глинистой составляющей осадков. Минералогические особенности седimentирующегося материала обусловливают значительные концентрации в донных отложениях плеса апатитового и остаточного фосфора. Максимальное накопление апатитового фосфора характерно для грунтов, формирующихся вдоль правобережья, где происходит размыв карбонатных пород; неапатитовый - доминирует в илах русловой части плеса, что обусловлено значительным содержанием в них Fe и органического вещества. Выявленные прямые зависимости концентраций $P_{\text{неап.}}$; $P_{\text{ан.}}$; $P_{\text{ост.}}$ от содержания в осадках органического вещества свидетельствуют о формировании запаса фосфора в донных отложениях не только за счет поступления этого элемента с водосборной территории, но и в результате процессов трансформации и

перераспределения вещества в донных отложениях.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Баранов И.В. Содержание гумуса, азота и фосфора в грунтах Куйбышевского водохранилища летом 1959 // Тр. Тат.. отд-ния ГосНИОРХ. 1964. Вып. 10.
2. Гусева Н.Н., Максимова М.П. Органическое вещество в донных отложениях Куйбышевского водохранилища // Материалы первой конф. по изучению водоемов бассейна Волги, "Волга-1". Куйбышев, 1971.
3. Выхристюк Л.А. Органическое вещество и биогенные элементы донных отложений Куйбышевского водохранилища / Биологическая продуктивность и качество воды Волги и ее водохранилищ. - М.: Наука, 1984.
4. Выхристюк Л.А. Содержание органического вещества в донных отложениях Куйбышевского водохранилища // Гидрохимические материалы. 1987. Т. 99.
5. Законнов В.В. Осадконакопление и аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях Куйбышевского водохранилища // Формирование и динамика полей гидрологических и гидрохимических характеристик во внутренних водоемах и их моделирование / Тр. ИБВВ РАН. 1993а. № 63 (66).
6. Законнов В.В. Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях водохранилищ Волги // Органическое вещество донных отложений Волжских водохранилищ / Тр. ИБВВ РАН . 1993б. № 66(69).
7. Широков В.М. Куйбышевское водохранилище и его географическое положение / Куйбышевское водохранилище. Куйбышев, 1962.
8. Выхристюк Л.А. Формирование современных донных отложений / Динамика ландшафтов в зоне влияния Куйбышевского водохранилища. СПб.: Наука, 1991.
9. Ерикова Е.Ю., Веницианов Е.В., Кочерян А.Г. и др. Тяжелые металлы в донных отложениях Куйбышевского водохранилища // Водные ресурсы. 1996. № 1.
10. Мартынова М.В. Роль донных отложений в круговороте азота и фосфора в Можайском водохранилище. Основные вопросы

- методики исследования / Процессы формирования качества воды в питьевых водохранилищах. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1979.
11. *Мартынова М.В., Козлова Е.И.* Фосфор в донных отложениях двух высокотрофных озер // Водные ресурсы. 1987. № 2.
12. *Семенов А.Д.* Руководство по анализу поверхностных вод суши. Л.: Гидрометеоиздат, 1977.
13. *Мартынова М.В., Шмидеберг Н.А.* О методах определения различных форм фосфора в донных отложениях // Гидрохимические материалы. 1983. Т. 85.
14. *Люцарев С.В.* Определение органического углерода в морских донных отложениях методом сухого сожжения // Океанология. 1986. Т. XXVI. Вып .4.
15. *Войткевич Г.В., Мирошников А.Е., Поваренных А.С.* Краткий справочник по геохимии. М.: Недра, 1977.
16. Lee C.C., Harris R.F., Williams J.D.H. et al. Adenosine triphosphate in lake sediment. 1. Determination. 2. Origin and significance // Soil. Sci. Soc. Amer. Proc. 1971. Vol. 35, № 1.
17. Golachowska J.B. Phosphorus forms and their seasonal changes in water and sediments of lake Plussee // Arch. Hydrobiol. 1979. Bd. 86, H. 2.
18. *Мартынова М.В.* Азот и фосфор в донных отложениях озер и водохранилищ. М.: Наука, 1984.
19. *Иватин А.В.* Динамика численности бактерий в Куйбышевском водохранилище // Материалы первой конф. по изучению водоемов бассейна Волги, "Волга-1". Куйбышев, 1971.
20. Williams J.D.H., Syers J.K., Armstrong D.E., Harris R.F. Characterisation of inorganic phosphate in noncalcareous lake sediments // Soil. Sci. Soc. Amer. Proc. 1971. Vol. 35, № 4.
21. *Мартынова М.В., Жукова Т.В., Жуков Э.П.* Донные отложения в экосистеме Нарочанских озер. 3. Формы фосфора // Водные ресурсы. 1991. № 3.
22. Golterman H.L. The labyrinth of nutrient cycles and buffurs in wetlands: results based on research in the Camargue (southern France) // Hydrobiol. 1995.
23. Гапеева М.В., Цельмович О.Л. Геохимия тяжелых металлов в Рыбинском и Куйбышевском водохранилищах // Тр. ИБВВ РАН. 1993. № 63 (66).
24. Edzwald J.K. Phosphorus in aquatic systems : The role of sediment// Fate of pollutants in the air and water environment. Pt. 1. N.Y., 1977.
25. Сергеев Е.М. Грунтоведение // Инженерная геология. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1978.
26. Добрынин Э.Г. Интенсивность микробиологических деструкционных процессов в илах Куйбышевского водохранилища // Органическое вещество донных отложений Волжских водохранилищ / Тр. ИБВВ РАН. 1993. № 66 (69).
27. Выхристюк Л.А. Современное состояние качества воды, донных отложений Приплотинного плеса Куйбышевского водохранилища и факторы их определяющие / / Экологические проблемы города Тольятти (Территориальная комплексная схема охраны окружающей среды). Тольятти: ИЭВВ РАН, 1995.
28. Мизандронцев И.Б. Химические процессы в донных отложениях водоемов. Новосибирск: Наука. Сиб. отд., 1990.
29. Хунер Ф. Происхождение и судьба органических соединений фосфора в водных системах // Фосфор в окружающей среде. М.: Мир, 1977.

PHOSPHORUS FORMS IN BOTTOM SEDIMENT OF THE KUIBYSHEV RESERVOIR DAM REACH

© 2000 O.E. Varlamova

Institute of Ecology of the Volga River Basin of Russian Academy of Sciences, Togliatti

Results of researches on location of the phosphorus accumulation in the Kuibyshev reservoir Dam reach are adduced. Concentrations of different phosphorus forms in solid and liquid sediment phase are shown. Features of the spatial and seasonal distribution of these forms are revealed.

УДК 577. 472. (28)

МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЙ ПОДХОД К ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕЧНЫХ СИСТЕМ ПО ГИДРОХИМИЧЕСКИМ И ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ

© 2000 Т.Д. Зинченко, Л.А. Выхристюк, В.К. Шитиков

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

Описан способ комплексной оценки состояния экосистем малых рек лесостепной и степной зон Среднего Поволжья на основании гидрохимических и гидробиологических показателей. Предложен интегральный индекс экологического состояния (ИИЭС), который дает возможность оценить качество водотока или участка реки в виде численного выражения, что позволяет ранжировать критические уровни антропогенных нагрузок на экосистему. Для расчета индекса использованы наиболее информативные и широко используемые в практике гидрохимические методы определения качества воды (органическое вещество по ХПК, минеральные формы азота, фосфаты, летучие фенолы) и гидробиологические показатели (численность и биомасса макрозообентоса, число видов, видовое разнообразие по Шеннону, биотический и олигохетный индексы). На примере зонирования экосистемы р. Чапаевка, применение разработанного критерия позволило выделить зоны экологического бедствия, экологического кризиса и относительного экологического благополучия.

Введение

Одной из задач фундаментальных исследований водных экосистем является количественная оценка допустимых пределов антропогенной нагрузки, при которых сохраняется устойчивость экосистемы. В результате антропогенного воздействия большинство водных объектов к настоящему времени в той или иной степени трансформированы, что обусловлено в значительной степени их евтрофированием и увеличением поступления токсических веществ со сточными водами [1]. Всестороннее изучение свойств экосистем и механизмов формирования их откликов на различные антропогенные воздействия позволяет в конечном итоге подойти к нормированию антропогенной нагрузки и выявлению критической точки необратимых изменений в биологических системах [2, 3]. В связи с этим, разработка научно-обоснованных критериев состояния пресноводных экосистем под воздействием различных факторов антропогенного происхождения становится все более актуальной и чрезвычайно сложной задачей. До сих пор не существует (да и не может существовать) универсального метода оценки экологического состояния речных систем. Одним из способов решения столь сложной задачи может

служить комплексная количественная оценка уровней факторов воздействия, вызывающих неблагополучное состояние экосистемы.

Методологические принципы конструирования обобщенных критериев оценки экологического состояния водных объектов

Изменения в функционировании пресноводных экосистем отображаются посредством множества наблюдаемых параметров, описывающих как среду обитания (гидрологические и геоморфологические факторы, концентрации химических элементов в различных точках бассейна, органолептические и санитарные свойства воды), так и биотические элементы (численность и видовой состав водных организмов, наличие структурных и функциональных изменений). Для практической оценки экологического состояния рек наиболее rationalен путь комплексирования тем или иным способом параметров функционирования экосистемы в один или несколько индексов, играющих роль интегрального критерия, основанных на достаточно небольшом числе наиболее информативных показателей, каждый из которых отражает ту или иную специфику в характере

Таблица 1. Некоторые характеристики р. Чапаевка

Характеристики	Размерность	Значения
Длина реки	L, км	290
Площадь водосбора	F, км ²	4040
Расход воды	Q, м ³ /с	2,49
Годовой объем сточных вод, поступающих в реку - недостаточно – очищенных - условно – чистых	V _{Н.О.} , млн.м ³ V _{У.Ч.} , млн.м ³	16,597 15,352

жизнедеятельности экосистемы.

С формальных позиций выбранный критерий должен отвечать следующим основным требованиям:

- адекватность, т.е. его значение должно в полной мере соответствовать процессам в реальной экосистеме;

- массовость, т.е. он должен быть работоспособен на широком множестве примеров;

- результативность, т.е. он должен вычисляться с использованием неспецифических (т.е. традиционных для широкого мониторинга) исходных данных и доступных методов обработки;

- детерминированность, т.е. его описание не подлежит неоднозначному толкованию.

К настоящему времени разными авторами [4-14] предложено большое число способов комплексирования составляющих

показателей в обобщенный индекс, которые не свободны от тех или иных недостатков при их практическом региональном применении и требуют осмысленного применения. Критический детальный анализ разнообразных методов изложен А.И. Бакановым [11] и не входит в задачу настоящей публикации.

Для практического решения вопросов, связанных с оценкой экокризисности водных объектов, необходима методология построения обобщенных критериев как для контроля критического уровня антропогенных воздействий, так и для оценки степени "деформации" экосистемы. Предлагаемый способ комплексной оценки речной системы на основе интегрального индекса экологического состояния экосистемы (ИИЭС), дает возможность оценить суммарный эффект воздействия загрязнения на сообщества гидробионтов или на экосистему

Таблица 2. Градации концентраций химических веществ для вычисления балльной оценки гидрохимического состояния водного объекта (ИХС)

Показатели	Размерность	Баллы			
		1	2	3	4
		Пределы изменения концентраций			
Химическое потребление кислорода (ХПК)	мг О/л	> 60	31 - 60	20 - 30	< 20
Азот аммонийный N - NH₄	мг /л	> 2,5	0,51 - 2,5	0,20 - 0,5	< 0,20
Азот нитратный N - NO₃	мг /л	> 2,5	0,71 - 2,5	0,30 - 0,70	< 0,30
Азот нитритный N - NO₂	мг /л	> 0,1	0,021 - 0,1	0,005 - 0,02	< 0,005
Фосфаты P - PO₄	мг /л	> 0,3	0,101 - 0,3	0,03 - 0,1	< 0,03
Фенолы	Мкг /л	> 10	1 - 10	Следы	0

Таблица 3. Градации биологических показателей для вычисления балльной оценки экологического состояния водного объекта

Показатели	Размер-ность	Баллы			
		1	2	3	4
		Пределы изменения показателей			
Численность макрозообентоса N	экз./м ²	0 - 500	501-1000	1001-10000	> 10000
Биомасса B	г/м ²	1 - 5,0	5,1 - 10,0	10,1- 15,0	> 15,0
Количество видов n	экз.	0 - 5	6 - 10	11 - 15	> 15
Индекс видового разнообразия Шеннона H	бит/экз.	0 - 1,0	1,1 - 2,0	2,1 - 3,0	> 3,0
Биотический индекс V	-	0 - 2	2 - 4	4 - 6	>6
Индекс Пареле D	-	0,81 -1,00	0,56 - 0,80	0,30 - 0,55	< 0,30

му в целом. ИИЭС представляет собой комбинацию двух составляющих, характеризующих следующие основные факторы:

а) *качество воды в водотоке* (индекс экологического состояния по химическим параметрам ИХС), оцениваемое как

$$\text{ИХС} = (\sum H_i) / N_h, \quad (1),$$

где:

H_i - используемые гидрохимические показатели, выраженные в относительных единицах (баллах);

N_h - количество отобранных химических показателей,

б) *составление сообществ зообентоса* (индекс экологического состояния по биологическим параметрам ИБС) как

$$\text{ИБС} = (\sum B_i) / N_b, \quad (2),$$

где:

B_i - используемые биологические показатели, выраженные в относительных единицах (баллах);

N_b - количество отобранных биологических показателей.

Основной подход к построению индексов заключается в следующем:

- используются данные гидрохимического мониторинга и количественные био-

логические показатели организмов зообентоса, полученные в результате натурных наблюдений,

- выделяется множество измеряемых или рассчитываемых показателей и каждый из них делится на диапазоны (с использованием статистических методов или экспертных оценок),

- каждому диапазону показателя ставится в соответствие оценка в баллах,

- для каждого тестируемого объекта (например, участка реки) индекс определяется как усредненная сумма всех показателей в баллах.

Интегральный(обобщенный) индекс экологического состояния водотока определяется как

$$\text{ИИЭС} = (\sum B_i + \sum H_i) / (N_b + N_h) \quad (3)$$

Предложенный метод комплексной оценки экологического состояния водных объектов был использован при исследовании малых и средних реках лесной и лесостепной зон Среднего Поволжья, которые различаются гидрологическими характеристиками [15] уровнем и характером антропогенной нагрузки (рр. Чапаевка, Сок, Байтуган).

Таблица 4. Интегральная оценка экологического состояния водоемов по гидрохимическим показателям на примере р.Чапаевка (в столбцах таблицы: а - натуральное значение показателя, б – оценка в баллах)

Показатели	Участки реки*											
	I (ст. 1)		I (ст. 2)		II (ст. 3)		III (ст. 4)		III (ст. 5)		IV (ст. 6)	
	а	б	а	б	а	б	а	б	а	б	а	б
Химическое потребление кислорода (ХПК)	43,7	2	36,6	2	39,5	2	143,7	1	83,9	1	51	2
Азот аммонийный N-NH ₄	0,23	3	0,13	4	0,77	2	2,42	2	0,85	2	0,79	2
Азот нитратный N-NO ₃	0,27	4	0,25	4	0,33	3	0,70	2	0,31	3	0,46	3
Азот нитритный N-NO ₂	0,002	4	0,008	3	0,056	2	0,266	1	0,152	1	0,070	2
Фосфаты P-PO ₄	0,023	4	0,054	2	0,021	4	0,250	2	0,129	2	0,150	2
Фенолы	1	2	0	4	0	4	3	2	3	2	1	2
Сумма баллов	19		19		17		10		11		13	
Среднее значение показателя в баллах (ИХС)	3,2		3,2		2,8		1,7		1,8		2,2	

* Станции: ст. 1 - верховье реки, ст. 2 - 70 км от истока, ст. 3 - 40 км выше г.Чапаевска, ст. 4 - 1 км ниже г.Чапаевска, ст. 5 - 30 км от устья, ст. 6 - устье р.Чапаевка.

На основании многолетних комплексных исследований, проводимых сотрудниками Института экологии Волжского бассейна, ранее установлено, что некоторые равнинные реки (или участки рек) бассейна Средней Волги по степени антропогенной нагрузки и нарушения природных экосистем относятся к районам чрезвычайной экологической ситуации [1]. В связи с этим, в качестве примера оценки экологического состояния выбрана р.Чапаевка (табл.1). как одна из самых загрязненных и трансформированных рек в условиях многокомпонентного антропогенного воздействия. Выбор реки обусловлен также высокой степенью ее изученности - от количественной оцен-

ки различных видов антропогенной нагрузки и комплексных гидрологических, гидрохимических и гидробиологических исследований до интегральной оценки "здоровья" экосистемы реки [1].

Река Чапаевка - левобережный приток Саратовского водохранилища, испытывающий мощный антропогенный пресс - техногенный и сельскохозяйственный. Характерной особенностью р.Чапаевка является ярко выраженная неоднородность как по комплексу гидрологических, гидрохимических и гидробиологических показателей, так и по величине антропогенной нагрузки, что определяет необходимость ее районирования на ряд отдельных участков. Река в вер-

Таблица 5. Интегральная оценка экологического состояния водоемов по биологическим показателям на примере р.Чапаевка (в столбцах: а - натуральное значение показателя, б - оценка в баллах)

Показатели	Участки реки											
	I (ст. 1)		I (ст. 2)		II (ст. 3)		III(ст.4)		III(ст. 5)		IV(ст. 6)	
	а	б	а	б	а	б	а	б	а	б	а	б
Численность, тыс.экз/м ²	16,0	4	6,5	2	0,53	2	0	1	0,16	1	0,92	2
Биомасса, г/м ²	24,3	4	19,2	4	5,1	2	0	1	0,14	1	6,3	2
Количество видов	11	3	20	4	6	2	0	1	1	1	6	2
Индекс видового разнообразия Шеннона, бит/экз.	1,77	2	2,61	3	1,59	2	0	1	0,1	1	2,14	3
Биотический индекс	5	3	4 - 5	3	2	1	0	1	0-1	1	3	2
Индекс Пареле	0,55	3	0,44	3	0,33	3	0	1	0,95	1	0,8	2
Сумма Баллов	19		19		12		6		6		13	
Среднее значение показателя в баллах (ИБС)	3,2		3,2		2,0		1,0		1,0		2,2	

хнем течении (I - участок, ст.1,2) слабо освоена сельскохозяйственной деятельностью человека; *среднее течение* (II участок, ст. 3) находится под воздействием поверхностных стоков с сельскохозяйственных полей и животноводческих ферм; *ниже г. Чапаевска* (Ш участок, ст. 4,5) в реку поступают недостаточно очищенные и неочищенные промышленные сбросы сточных вод комплекса химических и нефтехимических предприятий; *а в нижнем течении* (IV участок, ст. 6) определяющим фактором состояния воды является гидрологический режим - разбавление загрязненных вод реки, в результате подпора, менее минерализованными водами Саратовского водохранилища.

Комплексная оценка экологического состояния водного объекта

Для определения интегрального критерия экологического состояния реки нами были отобраны две группы наиболее информативных и достаточно стандартных

показателей:

- *гидрохимические показатели*, отражающие характер поступления загрязняющих веществ: содержание органических веществ по ХПК, минеральных форм азота, фосфатов и летучих фенолов;
- *гидробиологические параметры*, наиболее часто используемые для разработки интегральных показателей качества воды [8-11, 16-19]: численность и биомасса макрофитов, число видов, видовое разнообразие сообществ бентоса, оцениваемое с помощью индекса Шеннона, биотический индекс Вудивисса (с модификациями для рек Среднего Поволжья), олигохетный индекс Пареле.

Для вычисления ИИЭС все единичные данные гидрохимического и биологического мониторинга были переведены в одни и те же безразмерные единицы - баллы (табл.2, 3). При определении индекса экологического состояния по гидрохимическим показателям в основу ранжирования балльной

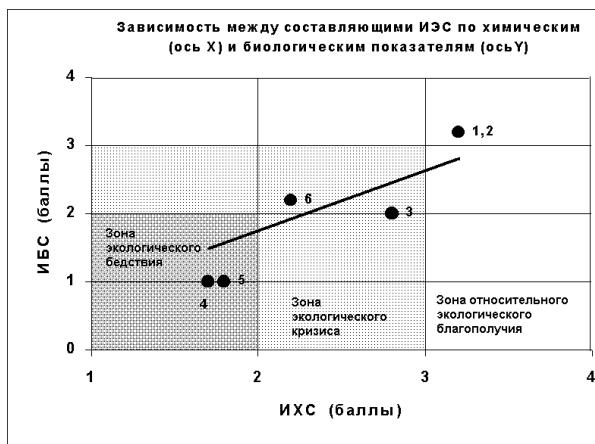


Рис. 1. Зависимость между составляющими ИЭС по химическим и биологическим показателям

системы взяты разработки О.П. Оксюк с соавторами [7]. Результаты расчетов ИХС и ИБС для р. Чапаевка согласно формулам (1) и (2) представлены в таблицах 4, 5.

Исходя из рассчитанных индексов ИХС и ИБС (табл.3, 4) в отдельности появляется возможность выполнить классификацию водных объектов по степени их экологического состояния, как показано на рис.1. Однако, тогда в зону относительного экологического благополучия попадают как водные объекты с "чистой" водой, но с угнетенной биологической системой, так и наоборот. Поэтому, используя обозначения формул (1) и (2) и определяя интегральный индекс экологического состояния (ИИЭС, формула 3), появляется возможность выделить зоны

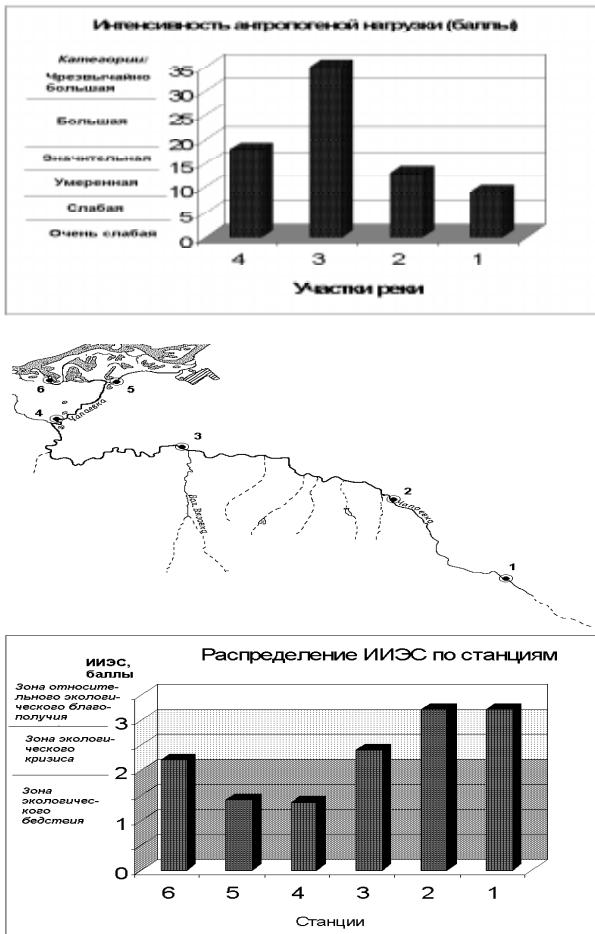


Рис. 2. Распределение индексов экологического состояния (ИИЭС) и антропогенной нагрузки по течению р. Чапаевка

экологического состояния р. Чапаевка в соответствие с нормативными документами [20] и определить их числовые диапазоны,

Таблица 6. Исходные данные для расчета антропогенной нагрузки на бассейн р. Чапаевка

Показатели	Размерность	Участки			
		I	II	III	IV
Площадь бассейна	F, км ²	845	2649	187	359
Площадь бассейна, занятая под с/х культуры	F _C , км ²	508	1675	127	228
Распаханность бассейна	Π, %	60	63	67	64
Количество удобрений	т / год	800	7040	724	1045
Количество сельского населения	П _Н , чел.	8900	29370	2225	4005
Количество крупного рогатого скота	Ж К.Р.С., тыс. голов	20	57	3,5	7,5
Количество свиней	Ж С., тыс. голов	12,5	35,8	7,0	5,7
Количество мелкого рогатого скота	Ж М.Р.С., тыс. голов	23,1	70,4	6,2	14,8

Таблица 7. Распределение антропогенной нагрузки по районам бассейна р.Чапаевка

Вид нагрузки	Участки							
	I		II		III		IV	
	величина	балл	величина	балл	величина	балл	величина	балл
Техногенная :								
-условная масса загрязняющих веществ г/м ³	-	-	-	-	71,4	7	-	-
- условный объем сточных вод, л/м ³					251,0	7		
Рассредоточенные Источники. Показатель загрязнения:								
- от сельского населения, чел/км ²	10,5	2	11,1	2	11,9	2	11,2	2
- от животноводства, гол/км ²	35,3	4	32,3	4	44,0	4	34,0	4
- от рыбного хозяйства	-	0	-	1	-	1	-	1
- от рекреации	-	1	-	1	-	1	-	1
- от распаханности и количества удобрений	см.		см.		см.		см.	
	табл.6	2	табл.6	3	табл. 6	4	табл.6	3
ВСЕГО		9		11		26		11

которые представлены на табл.7 и рис. 2:

- **Зона экологического бедствия** (значения величин ИИЭС менее 2) охватывает район примерно 30 км от точечного источника загрязнения (ст. 4 и 5) и характеризуется высокой степенью концентрации поллютантов (тяжелые металлы, хлорорганические пестициды) и отсутствием или единичной встречаемостью донных организмов.

- **Зона экологического кризиса** (значения величин ИИЭС от 2 до 3) имеет локальные источники загрязнения, занимает район реки выше г.Чапаевска (ст.3, 6) и прилегающий к нему приусտевой участок на расстоянии около 30 км, в которой ре-

гистрируются максимальные отклонения значений химических и биологических показателей от сравниваемых в других зонах.

- **Зона относительного экологического благополучия** (значения величин ИИЭС выше 3) занимает район верхнего и среднего течения реки (ст.1, 2), не подверженный промышленным стокам и характеризуется высоким видовым разнообразием, увеличением численности и биомассы макро-зообентоса, отсутствием морфологических аномалий у донных организмов.

Представляет интерес сравнение полученных расчетов ИИЭС, базирующихся на данных мониторинговых наблюдений, с результатами оценки величины антропогенной

Таблица 8. Обобщенная оценка участков р. Чапаевка с учетом интенсивности антропогенной нагрузки

Участок реки	Антропогенная нагрузка				Зона экологического состояния по ИИЭС	
	Сумма баллов	Коэффициент K	Баллы с учетом K	Интенсивность антропогенной нагрузки	Баллы	Характеристики зоны
I	9		9	слабая	3,2	Относительного экологического благополучия
II	11	0,2	13	умеренная	2,4	Экологического кризиса
III	26	0,6	34	чрезвычайно большая	1,4	Экологического бедствия
IV	11	0,2	18	значительная	2,2	Экологического бедствия

нагрузки на разные участки р.Чапаевка, используя статистические материалы 2ТП - водхоз (объем сточных вод, количество загрязняющих веществ в них) и данными "Средволгогипроводхоза" (количество вносимых на поля удобрений, средняя урожайность сельскохозяйственных культур, посевные площади, поголовье скота).

Интегральная оценка распределения и интенсивности антропогенной нагрузки на различные участки р.Чапаевка

За основу определения интенсивности антропогенного пресса на р. Чапаевка взята "Методика оценки антропогенной нагрузки на малые реки Московской области" и исходные материалы, представленные в табл.6.

"Методика ...1997" позволяет определить совокупную нагрузку на бассейн реки как сумму баллов, оценивающих интенсивность возможного поступления загрязняющих веществ со сточными водами от точечных сбросов техногенного происхождения, а также от разнообразных рассредоточенных источников.

Заключительные результаты расчетов

абсолютных величин различных видов антропогенной нагрузки и выраженных в балльной системе на участки бассейна р.Чапаевка представлены в табл.7.

Полученные значения суммы баллов нормируются согласно Методике...1997 и приводятся к системе градаций, позволяющих отнести изучаемый объект к одной из 6 категорий по степени антропогенной нагрузки от "чрезвычайно слабой" до "чрезвычайно большой" (рис.2).

В указанной методике не учтен такой важный фактор как возможный перенос массы загрязняющих веществ по течению реки из выше в нижерасположенные участки. Этот фактор зависит, в первую очередь, от гидрологических особенностей участков

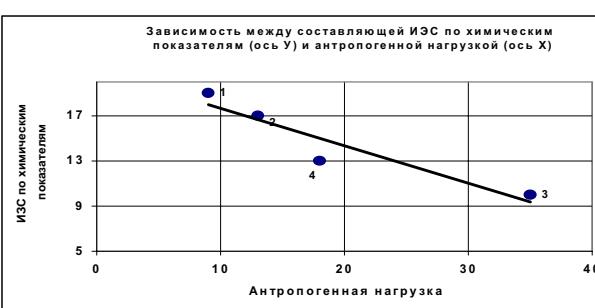


Рис. 3. Корреляционная связь "антропогенная нагрузка - ИИЭС"

(глубина, скорость течения, возможность разбавления водой притоков и т.д.). Не последнюю роль могут сыграть также процессы самоочищения (биодеструкция, седиментация и др.), происходящие непосредственно в водном объекте. В связи с этим, нами, для уточнения нагрузки на отдельные участки водотока, введен коэффициент переноса поллютантов (K), который имеет физический смысл доли загрязняющих веществ, поступивших на вышележащий участок и перенесенных на участок, расположенный ниже по течению. Его величина варьирует в пределах от 0 (переноса антропогенной нагрузки не происходит) до 1 (вся нагрузка верхнего участка перешла на нижний). Поскольку расчет фактора переноса поллютантов аналитическим путем связан с очевидными методологическими трудностями, значения коэффициента K для различных участков р.Чапаевка были выбраны нами на основе оценок экспертов (табл.8).

Обобщенные показатели интенсивности антропогенной нагрузки на р.Чапаевка и оценки экологического состояния выделенных участков реки представлены в таблице 8 и на рис.2.

Корреляционная зависимость между ИХС, ИБС и величинами антропогенной нагрузки имеет отчетливый и статистически значимый обратно пропорциональный характер (что естественно, поскольку антропогенная нагрузка оценивает негативный для экосистемы фактор воздействия, а критерий экологического состояния - позитивный отклик ее "жизнеспособности"). Тесная корреляционная связь между антропоген-



Рис. 5. Зависимость между антропогенной нагрузкой и интегральным индексом экологического состояния

ной нагрузкой и оценками ИХС по химическим параметрам ($r = 0,941$) отражает причинно - следственные связи между воздействием и регистрируемым откликом (рис.3). Корреляционная взаимосвязь между величинами антропогенной нагрузки и индексом экологического состояния ИБС гидробионтов имеет также устойчивый , хотя и более слабый характер ($r = 0,911$), что объясняется некоторой нестационарностью экологического состояния участков реки 2 и 4, которые находятся в приграничной полосе экокризисных флюктуаций (рис.4).

Интегральная оценка экологического состояния (ИИЭС) водотока позволила выделить участки реки в соответствие с их экологическим состоянием, что адекватно зонам интенсивной антропогенной нагрузки (табл.8). Полученная кривая (рис.5) по форме и по своему смыслу является типичной S - образной функцией "воздействие - эффект" с характерной точкой перегиба, которая характеризует критический уровень антропогенной нагрузки, приходящийся на устьевой участок р. Чапаевка.

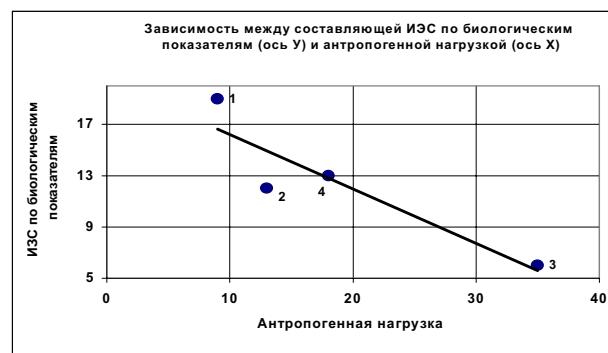


Рис. 4. Корреляционная связь "антропогенная нагрузка - ИБС"

Заключение

Предлагаемый подход к интегральной оценке экологического состояния поверхностных вод при наличии базы данных по комплексу гидрохимических и гидробиологических параметров показал вполне адекватные результаты для средних и малых равнинных рек Среднего Поволжья. Оценка состояния экосистемы рек, объединяющая в себе абиотические и биотические

показатели в виде числового выражения, носит на данном этапе исследований сугубо региональный характер и позволяет ранжировать критические уровни антропогенных нагрузок. Привлечение более широкой базы данных различных переменных, характеризующих состояние экосистемы, приведет к утяжелению расчетов, но к повышению достоверности получаемых числовых величин и нормативных критериев.

Работа выполнена в рамках федеральной целевой программы России "Возрождение Волги" по договору N 40/99-Д "Разработка системы мероприятий по охране, использованию и улучшению экологического состояния малых рек бассейна реки Волги".

¹Методика оценки антропогенной нагрузки на малые реки Московской области разработана коллективом сотрудников кафедры гидрологии суши Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова под руководством проф.А.И. Алексеевского и любезно предоставлена нам для расчетов уровня критических антропогенных нагрузок на малые реки бассейна Средней Волги.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Экологическое состояние реки Чапаевка в условиях антропогенного воздействия (Биологическая индикация). Вып.3, изд.2. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1997.
2. Лукьяненко В.И. Общие закономерности деградации экосистем и ухудшение качества воды в загрязняемых водоемах // Тез. докл. II Всесоюзной конференции по рыболово-промышленной токсикологии. СПб., 1991.
3. Моисеенко Т.И. Методические подходы к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики (на примере Кольского севера) / Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского севера. Апатиты, 1995.
4. Новиков Ю.В., Плитман С.И., Ласточкина К.О., Хвастунов Р.М. Использование комплексных показателей при разработке гигиенической классификации водоемов по степени их загрязнения // Гигиена и санитария. 1984, №6.
5. Методические основы оценки регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод. Ленинград, 1987.
6. Гриб И.В. О периодичности характеристик в экологической классификации качества поверхностных вод // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29. № 3.
7. Оксюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П., Линник П.Н., Кузьменко М. И., Кленус В.Г. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29. № 4.
8. Балушкина Е.В. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ / Реакция озерных экосистем на изменение биотических и абиотических условий. СПб., 1997.
9. Баканов А.И. Способ ранжирования гидробиологических данных в зависимости от экологической обстановки в водоеме // Биол. внутр. вод. Инф. бюлл. 1997. № 1.
10. Баканов А.И. Использование комбинированных индексов для мониторинга пресноводных водоемов по зообентосу // Водные ресурсы. 1998. Т. 25. №5.
11. Баканов А.И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов // Биол. внутр. вод. 2000. № 1.
12. Левич А.П., Терехин А.Т. Метод расчета экологически допустимых уровней воздействия на пресноводные экосистемы // Водные ресурсы. 1997. Т. 24. № 3.
13. Paller Michael H., Specht Winona L. A multimetric index using macroinvertebrate data collected with artificial substrates./ J. Freshwater Ecol. 1997. V.12, №3.
14. Фрумин Г.Т., Баркан Л.В. Комплексная оценка загрязненности Ладожского озера по гидрохимическим показателям // Водные ресурсы. 1997. Т. 24. №3.
15. Зинченко Т.Д., Попченко В.И. Состояние гидробиологических исследований малых рек Среднего Поволжья // Тезисы докладов VI съезда гидробиологического общества. Т.2. Мурманск: Полярная правда, 1991.

16. Пареле Э.А., Астапенок Е.Б. Тубифициды (Oligochaeta: Tubificidae) – индикаторы качества водоема // Изв. АН ЛатвССР. 1975. №.9.
17. Гидробиологический режим малых рек в условиях антропогенного воздействия. Рига: Зинатне, 1981.
18. Woodiwiss F. The biological system of stream classification used by the Trent River Board / / Chemistry and Industry. 1964. № 11.
19. Moller Pillot H. Faunistische beoordeling van verontreiniging in laaglandbeken. Tilburg, 1971.
20. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. М: Минприрода, 1992.

METHODOLOGICAL APPROACH TO ECOLOGICAL CONDITION ASSESSMENT OF RIVER SYSTEM FOR HYDROCHEMICAL AND HYDROBIOLOGICAL INDEXES

© 2000 T.D. Zinchenko, L.A. Vykhristyuk, V.K. Shitikov

Institute of Ecology of the Volga River Basin of Russian Academy of Sciences, Togliatti

There is a description of a complex condition assessment of small rivers ecosystems for forest-steppal and steppal zones of Middle Volga on the base of hydrochemical and hydrobiological indexes. The Integral Index of Ecological Condition (IIEC) is offered, which gives an opportunity to assess quality of water stream or a river section in numeric type, that allows to range critical levels of anthropogenic loads on an ecosystem. For calculation of the index we use most informative and wide applied in practice hydrochemical methods of water quality assessment (organic matter, mineral forms of nitrogen, phosphates, flying phenols) and hydrobiological indexes (quantity and biomass of macrozoobenthos, number of species, variety of species by Shannon, Biotic Index and Oligochaetic Index of Parele). For example of zoning Chapaevka river ecosystem application of the developed criterion allowed zones of ecological disaster, ecological crisis and relative ecological well-being.

УДК 577

ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ТОКСИГЕННОЙ НАГРУЗКИ ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ Г. НИЖНЕГО НОВГОРОДА НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ РЕЧНОГО УЧАСТКА ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

© 2000 Д.Б. Гелашвили, Н.В. Безрукова, М.Е. Безруков

Нижегородский государственный университет им. Н.И. Лобачевского

Предложен алгоритм оценки взаимосвязи токсичности возвратных вод с их химическим составом. Сформулированы рекомендации по совершенствованию эколого-экономического механизма с учетом данных экотоксикологического контроля.

В связи с прогрессирующей антропогенной нагрузкой на водные объекты особую актуальность приобретают методы экотоксикологического контроля, под которыми понимают систему слежения за источниками поступления токсичных веществ в окружающую среду (Жмур, 1997). Ведущую роль в этих методах играет процедура биотестирования, обеспечивающая оперативную интегральную диагностику, как источников загрязнений, так и экологического состояния водных объектов (Строганов, 1971, 1983; Брагинский, 1971; Лесников, 1983; Флёрнов, 1983; Филенко, 1988, 1989; Розенберг и соавт., 1995; Гелашвили и соавт., 1998, 1999). Возвратные (сточные) воды промышленных предприятий, сбрасываемые в поверхностные водоёмы или на рельеф местности, имеют сложный многокомпонентный состав и в зависимости от степени очистки оказывают негативное воздействие на окружающую среду. Применение методов биотестирования для оценки ущерба окружающей природной среде, наносимого промышленными возвратными водами введено в природоохранную практику приказами Минприроды РФ от 27.12.95 №533 "О введении экономического эксперимента по внедрению методов биотестирования при оценке качества возвратных вод и взиманию платы с учетом их токсичности"; Госкомэкологии РФ от 15.04.98 №216 "О продолжении экономического эксперимента по взиманию платы за сбросы токсичных загрязняющих веществ в окружающую природную среду", а

в г. Нижнем Новгороде и Нижегородской области распоряжениями губернатора Нижегородской области от 28.05.97 №666-р "О введении порядка определения и взимания платы за сброс возвратных вод с учетом их токсичности" и от 17.03.2000 №414-р "Указания о определению и взиманию платы за загрязнение окружающей природной среды на территории Нижегородской области".

Наше непосредственное участие в этом эксперименте на протяжении 1997-2000 гг показало, что для оптимизации эколого-экономического механизма управления водопользованием необходимо от констатации факта токсичности возвратных вод перейти к анализу причин ее вызывающих. Это потребовало комплексного экотоксикологического, гидрохимического и математического анализа взаимосвязи между токсичностью возвратных вод и их химическим составом. Для решения этой задачи были использованы экспериментальные данные, полученные в процедуре биотестирования возвратных вод более 40 крупных промышленных предприятий г. Нижнего Новгорода.

Нижегородская городская агломерация – одна из крупнейших в России. В её пределах проживают более 2 млн. человек. Основные стационарные источники загрязнения города – это 135 предприятий с общим числом рабочих мест на уровне 340 тыс. человек, представляющие собой объекты энергетики, машиностроения, стройиндустрии и нефтепереработки, а также металлургические и лакокрасочные производства (Косариков, 1994). Оценка взаимосвязи токсичности возвратных

Таблица 1. Уравнения зависимости токсичности возвратных вод машиностроительных предприятий г.Н.Новгорода от их химического состава

№ п/п	Характер взаимосвязи	Уравнение зависимости*	Номер уравнения
1	Линейный с учётом пяти факторов и точкой перегиба	$Y_1 (<11,38) = 2,696 + 0,379X_1 - 0,109X_2 + 0,015X_3 - 47,573X_4 + 0,295X_5;$ $Y_1 (>11,38) = 230,140 + 3,502X_1 + 55,133X_2 - 24,575X_3 - 13,066X_4 - 90,069X_5$	(1)
2	С учётом квадратичных взаимодействий пяти факторов	$Y_2 = 17,102 + 0,974X_1 - 0,111X_1^2 - 13,214X_2 + 0,451X_2^2 + 106,175X_3 - 0,003X_3^2 + 0,128X_4 - 359,454X_4^2 + 22,007X_5 - 0,867X_5^2$	(2)
3	С учётом комбинированных взаимодействий пяти факторов	$Y_3 = -5,766 + 9,63X_1 + 2,964X_2 + 0,058X_3 + 0,058X_4 - 27,455X_5 - 0,341X_1X_2 - 0,988X_1X_3 - 105,509X_1X_4 - 41,925X_1X_5 - 0,947X_2X_3 - 152,672X_2X_4 + 29,043X_2X_5 + 210,269X_3X_4 - 5,095X_3X_5 + 171,673X_4X_5$	(3)

* - $X_1 \dots X_5$, соответственно, концентрации (мг/л) нефтепродуктов, солевого аммония, нитратов, меди, цинка фактически наблюдаемых в возвратных водах машиностроительного комплекса г.Н.Новгорода

вод с их химическим составом с использованием корреляционного анализа (параметрический коэффициент корреляции Пирсона) дала возможность определить группу приоритетных загрязнителей: Cu^{2+} ($r = 0,889$);

NO_3^- ($r = 0,857$); NH_4^+ ($r = 0,338$); Zn^{2+} ($r = 0,233$); нефтепродукты ($r = 0,215$).

Статистический анализ позволил получить три модели (уравнения 1 - 3) зависимости между токсичностью возвратных вод и

Таблица 2. Сравнительный анализ экспериментальных и расчётных показателей токсичности (L_{Kp50}) сточных вод

Номер пробы	У _{ЭКС}	Регрессионные модели		
		Y ₁	Y ₂	Y ₃
1	11,7	11,6	504,9	12,0
4	33,5	33,9	3465,5	35,7
5	52,8	51,4	894,4	52,3
6	9,56	9,56	12,0	9,54
11	2,50	2,04	666,4	4,35
13	17,5	16,9	3184,8	21,5
15	21,8	21,6	962,7	21,1
16	1,50	1,02	345,1	1,42
17	1,21	2,33	59,3	2,57
18	1,13	1,43	146,9	1,89
19	2,60	3,65	2001,2	3,70
20	3,67	2,08	4,60	0,92
21	2,05	2,14	1,83	2,11
22	8,32	8,00	6,22	8,37
23	2,45	2,47	26397,6	12,5
Ошибка (Y _{ЭКС} - Y _i / Y _{ЭКС} • 100%), %		18,09	83996,1	55,09
Доверительная вероятность, %		97,69	15,66	82,25

Таблица 3. Экотоксикологическая характеристика рек г.Н.Новгорода в 1997-1999г

№ п/п	Объект исследований	Среднее значение токсичности, $L_{kr50\pm m}$	Категория вод*
1	р. Волга	1,00±0,00	нетоксичная
2	р. Ока	1,00±0,00	нетоксичная
3	р. Чёрная	2,97±1,97	малотоксичная
4	р. Левинка	1,07±0,13	малотоксичная
5	р. Ржавка	1,13±0,07	малотоксичная
6	р. Борзовка	1,00±0,12	нетоксичная
7	р. Гниличка	3,15±2,15	малотоксичная
8	Западно-стрелочный канал	1,82±0,68	малотоксичная
9	Бурнаковский ручей	1,00±0,10	нетоксичная

*- в соответствии с категорией токсичности возвратных вод

химическим составом (табл.1).

Проведённая верификация полученных моделей показала, что только одна из моделей (уравнение 2) даёт результаты, существенно отличающиеся от экспериментальных. Наиболее адекватным является уравнение (1), учитывающее линейный характер взаимосвязи токсичности возвратных вод и концентрации приоритетных загрязнителей с точкой перегиба на уровне средних значений токсичности.

Проведённый анализ позволяет сделать ряд обобщений. Во-первых, показана принципиальная возможность выявить статистическую взаимосвязь между токсичностью возвратных вод и концентрациями в них приоритетных загрязнителей. Следует отметить, что ранее такая возможность подвергалась сомнению (Строганов, 1979; Жмур, 1997). Во-вторых, построение адекватных апро-

симаций зависимости между токсичностью возвратных вод и их химическим составом целесообразно проводить для отдельного (достаточно крупного предприятия), либо группы предприятий, относящихся к одной отрасли. В этом случае качественный и количественный химический состав возвратных вод, а также их сезонные изменения будут подвержены меньшим колебаниям, что повысит прогностическую ценность модели. В-третьих, полученные модели дают возможность выработки рекомендаций предприятиям по снижению токсичности возвратных вод до заданного уровня путём корректировки концентраций приоритетных загрязнителей, что в итоге приведёт к уменьшению платежей за загрязнение окружающей среды.

Для оценки уровня воздействия промышленных предприятий на водные объекты города в 1998 - 99 гг было проведено ис-

Таблица 4. Результаты исследований по оценке токсичности возвратных вод открытых выпусков промпредприятий г.Н.Новгорода методом биотестирования (1997-98гг)

№ п/п	Годы	Количество предприятий		Количество выпусков		Количество проб	
		Всего	В том числе с выявленной токсичностью	Всего	В том числе с выявленной токсичностью	Всего	В том числе с выявленной токсичностью
1	1997	23	11	47,8	36	14	38,9
2	1998	25	12	48,0	35	13	37,1
3	1999	28	11	39,3	56	19	33,9
4	Всего	44	24	54,3	57	36	63,2
						193	61
							31,6

Таблица 5. Результаты статистического анализа биологического тестирования (Лкр_{50}) проб возвратных вод промышленных предприятий г.Н.Новгорода

Годы	Статистические параметры		
	$\text{Лкр}_{50} \pm t_m$	$\pm t_m$	σ
1997	$8,74 \pm 2,21$	$2,22 \div 10,96$	16,69
1998	$3,82 \pm 0,444$	$1,48 \div 3,22$	3,84
1999	$1,84 \pm 0,225$	$1,50 \div 2,38$	1,92
Среднее за 1997-1999	$6,06 \pm 0,652$	$2,12 \div 4,65$	9,34

следование химического состава и анализа токсичности вод девяти малых рек и ручьёв города, а также отдельных участков рек Волги и Оки, протекающих по территории города. Установлено, что пробы воды, полученные из водных объектов г. Н. Новгорода, оказывают токсическое действие на *Daphnia magna*. Среднелетальная кратность разбавления природных вод колебалась в диапазоне от 1,00 до 3,15, что соответствует категории малотоксичных сточных вод промышленных предприятий (табл.3).

Кроме поверхностного стока с загрязнённых урбанизированных территорий, одной из основных причин токсичности вод является сброс промышленными предприятиями города в реки возвратных (сточных) вод своего производства.

Как следует из полученных данных, в 1999г из 28 обследованных предприятий 14 (50,0%) имели выпуски с токсичными возвратными водами. При этом, из общего числа анализируемых выпусков (56-ти), в 19 случаях, выявлено наличие токсичности возвратных вод, что составляет 33,9%. В срав-

нении с 1997 и 1998 годами количество выпусков и анализируемых проб, признанных токсичными в 1999 году, по отношению к их общему числу является наименьшим по результатам всех трёх лет исследований (табл.4). Это свидетельствует о том, что начали действовать экономические механизмы (повышающий коэффициент платы за водопользование) эксперимента по оценке токсичности возвратных вод промышленных предприятий, заставившие администрацию предприятий обратить внимание на снижение токсичности возвратных вод.

Статистический анализ динамики среднелетальной кратности разбавления (Лкр_{50}) возвратных вод промпредприятий г. Н. Новгорода за 1997-99гг (табл.5) показывает, что наблюдается снижение среднего показателя токсичности с 8,74 до 1,84, а также уменьшается значение среднеквадратического отклонения (σ), свидетельствующее о снижении разброса значений Лкр_{50} , связанное с уменьшением доли предприятий с высокотоксичными возвратными водами.

Однако, принимая во внимание сложив-

Таблица 6. Действующая и рекомендуемая система показателей взимания платы за сброс возвратных вод по результатам биотестирования

Действующие нормативы				Рекомендуемые нормативы			
Показатель токсичности	Повышающий коэффициент	Количество проб		Показатель токсичности	Повышающий коэффициент	Количество проб	
		абс. знач.	%			абс. знач.	%
$0 \div 1$	1,0	148	68,5	$0 \div 1$	1,0	148	68,5
$1 \div 16$	1,3	63	29,2	$1 \div 4$	1,3	34	15,7
$16 \div 50$	1,5	4	1,9	$5 \div 16$	1,5	29	13,4
$50 \div 100$	1,8	0	0,0	$17 \div 64$	1,8	4	1,9
>100	2,0	1	0,5	>65	2,0	1	0,5

Таблица 7. Изменение объемов токсигенной нагрузки возвратных вод промышленных предприятий г.Н.Новгорода за период исследований (1997-99г)

№	Предприятия	Объем токсигенной нагрузки, тыс.м ³ /год					Среднее за период исследований абс.
		1997 г		1998г		1999г	
		абс.	абс.	% к предыдущему году	абс.	% к предыдущему году	
1	ОАО «ГАЗ»	1201804	997719	83,0	277060	27,8	825528
2	Сормовская ТЭЦ	240238	-*	-	-	-	240238
3	ПО «Нижег. машин. з-д	139098	8260	5,9	8260	100,0	51873
4	НГАЗ «Сокол»	12958	448	3,46	578	1,29	4661
5	ОАО «Этна»	10526	19337	183,7	2892	149,6	10918
6	«Химснаб»	848	-	-	-	-	848
7	НФ ОАО «Термаль»	495	124	25,1	38	30,6	219
8	ПО «Завод Красное Сормово	460	676	147,0	460	68,0	532
9	Нижегор.фарм.фабрика	323	-	-	40	12,4**	182
10	ОАО «Движение»	290	23	7,9	56	243,5	123
11	НИИИС	284	156	54,9	-	-	220
12	АО «Гидромаш»	132	53	40,2	190	358,5	125
13	АООТ «Молоч. комбинат «Нижегородский»	132	-	-	-	-	132
14	Пред. «ЗеФС»	121	226	186,8	121	53,5	156
15	ГУП ННИПИ «Кварц»	116	47	40,5	26	55,3	63
16	АО «Нител»	92	86	93,5	-	-	89
17	НПП «Салют»	87	77	88,5	-	-	82
18	АО «Орбита»	51	79	154,9	51	64,6	60
19	РУМО	30	272	906,7	47	17,3	116
20	З-д им.Г.И.Петровского	17	-	-	-	-	17
21	Мукомольный з-д	-	222	-	86	38,7	154
22	АОЗТ «ЗКПД-1»	-	90	-	248	275,6	169
23	Сормовская нефтебаза	-	49	-	-	-	49
24	ГП «Нормаль»	-	36	-	-	-	36
25	АО «Мельинвест»	-	31	-	-	-	31
26	Нижег. з-д РИАП	-	28	-	-	-	28
27	НПАП-4	-	24	-	-	-	24
28	НПАП-6	-	23	-	23	100,0	23
29	НПАП-3	-	19	-	39	205,3	29
30	УМ «Дорремстрой»	-	10	-	-	-	10
31	ЗКПД-1	-	-	-	248	-	248
32	Нижег. з-д им.Фрунзе	-	-	-	171	-	171
33	Нижегородснаб	-	-	-	68	-	68
34	ГП «Междун.аэропорт»	-	-	-	61	-	61
35	АО «Автодоставка»	-	-	-	60	-	60
36	АО «Полиавтотранс»	-	-	-	45	-	45
37	«ГЗАС им А.С.Попова»	-	-	-	35	-	35
38	АООТ «Хлебавтосервис»	-	-	-	15	-	15
39	Спец. пред. по уборке мусора	-	-	-	13	-	13
40	Гостиница «Волна»	-	-	-	8	-	8
41	Хлебокомбинат «Печёрский»	-	-	-	5	-	5
Среднее значение		80405	41125	51,1	10391	25,3	43974

*- отсутствовали пробы для биологического тестирования

** - сравнение с 1997 годом

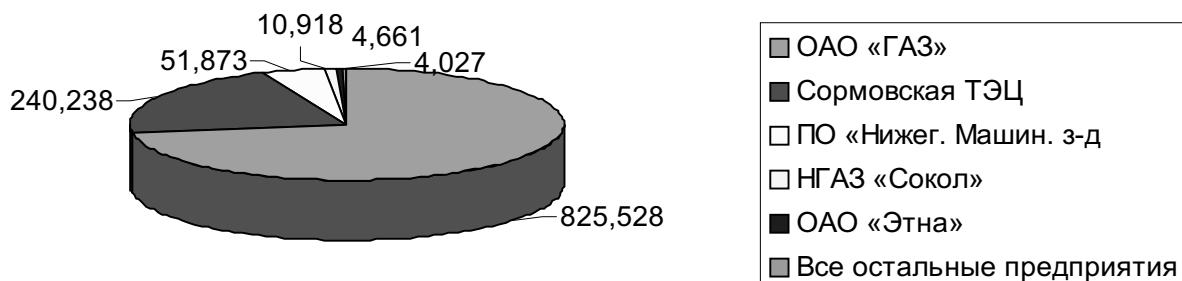


Рис.1. Сравнительный вклад промышленных предприятий в увеличение объемов токсигенной нагрузки (млн.м³/год) на водоёмы г.Н.Новгорода

шуюся на территории города неблагополучную экологическую обстановку с водными объектами считаем целесообразным сохранить возможность корректировки повышающего коэффициента с учетом региональных особенностей органами исполнительной власти по согласованию с территориальными органами охраны природы, как это было предусмотрено п.4.3. "Временных методических указаний ...", утвержденной приказом Минприроды РФ от 27.12.95г №533. Эффективность подобного подхода была продемонстрирована в Ярославской области (Жмур, 1997).

Мы также предлагаем использовать модифицированную шкалу показателей токсичности, основанием к применению которой являются установленные нами факты, свидетельствующие, что 13,4% предприятий с токсичными водами имеют показатель токсичности 5÷16 (табл.6). Таким образом, рекомендуемая нами шкала токсичности не только учитывает сложившиеся конкретные экологические условия на территории г.Н.Новгорода, но и оптимизирует экономические механизмы природопользования. К сожалению "Инструкция...", утвержденная приказом Госкомэкологии РФ от 15.04.98 №216 не предусматривает подобной возможности.

С целью экотоксикологического анализа формирования поверхностного стока на урбанизированной территории (г.Н.Новгород) был произведен расчет токсигенной нагрузки возвратных вод (T) без учета кратности разбавления в водоеме:

$$T = I \cdot Q \cdot t, \quad (4)$$

где I - индекс безвредного разбавления (Лкр_{10}); Q - объем возвратных вод промышленного предприятия (тыс.м³) за время t (год).

Установлено, что наибольший объем токсигенной нагрузки (72,6%) оказывает ОАО "ГАЗ". На четыре предприятия города: Сормовская ТЭЦ; Нижегородский машиностроительный завод; НГАЗ "Сокол"; и ОАО "Этна" приходится 27,1% объема от общей токсигенной нагрузки города (табл.7). На остальные предприятия города с выявленной острой токсичностью промышленных стоков приходится всего 0,4% от общего объема токсигенной нагрузки города.

Таким образом, расчёт объемов токсигенной нагрузки промышленных предприятий позволил определить предприятия города, оказывающих наибольшее воздействие на водные объекты г. Н.Новгорода (рис.1).

Полученные в ходе выполнения работы результаты показывают, что внедрение методов биотестирования возвратных вод является первым шагом в переходе от санитарно-гигиенического нормирования антропогенной нагрузки на водные объекты к экологическому, учитывающему "интересы" не только человека, но и гидробионтов. Сложность проблемы, как это неоднократно указывалось многими авторами (Жмур, 1997), связана со сложным химическим составом возвратных вод и большой амплитудой колебаний концентраций. Эти обстоятельства объективно затрудняют применение классических токсикологических методов, базирующихся на оценке дозозависимого изолированного эффекта токсиканта. Применение корреляционного, регрессионного и факторного методов статистического анализа позволило обосновать на данном этапе исследований приоритетные загрязнители и получить модели, адекватно описывающие взаимосвязь

между токсичностью возвратных вод и их химическим составом. Как показали наши исследования, перенос моделей, полученных для одного предприятия, на группу родственных предприятий не является корректным. Во многом это объясняется реально существующей большой дисперсией значений концентраций приоритетных загрязнителей. В результате, расширение анализируемой выборки предприятий, даже относящихся к одной отрасли, неизбежно привлечёт снижение прогностической ценности моделей, обусловленной спецификой технологических процессов и эффективностью действия очистных сооружений. Это требует, в свою очередь, организации экотоксикологического контроля методами биотестирования за всеми предприятиями. Следует отметить, что несмотря на рекомендации по приоритету дафниевого теста в спорных ситуациях по результатам биотестирования, наши исследования показали целесообразность видоспецифического биотестирования, повышающего эффективность государственного и производственного контроля за качеством очистки возвратных вод. Проведение экономического эксперимента в г. Н. Новгороде только за период с 1997 по 1999г позволило добиться снижения токсичности возвратных вод в 4,75 раз и снизить токсигенную нагрузку на водные объекты в 1,83 раза.

Предложенный алгоритм оценки взаимосвязи токсичности возвратных вод с их химическим составом даёт возможность разрабатывать рекомендации по снижению токсичности до заданного уровня путём корректировки концентраций приоритетных загрязнителей. Однако реализация этой возможности в полном объёме требует получения репрезентативного массива исходных данных. К сожалению, в настоящее время промпредприятия неохотно идут на дополнительные расходы, связанные проведением подобных работ. Так, например, рекомендованная в нормативно технической документации частота отбора проб "не реже, чем один раз в квартал", понимается производителями буквально, что, отнюдь, не способствует получению представительной выборки результа-

тов биотестирования. Наш опыт показывает, что для предприятий, оказывающих значительную токсигенную нагрузку, частота отбора проб должна производится ежедекадно. По-видимому, на данном этапе исследования по оптимизации токсигенной нагрузки предприятий на водные объекты нуждаются в целевой государственной поддержке (как федеральной, так и региональной), что позволит в будущем обеспечить отечественную промышленность эффективными методами контроля и корректировки токсичности возвратных вод.

Таким образом, на основании проведённых исследований можно сформировать следующие основные рекомендации по совершенствованию эколого-экономического механизма водопользования с учётом данных экотоксикологического контроля:

1. Видоспецифическое биотестирование;
2. Индивидуализация прогностических моделей;
3. Введение региональной шкалы градаций токсичности;
4. Повышение частоты отбора проб.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Брагинский Л.П. О некоторых принципах подбора тест-объектов в исследованиях по водной токсикологии / Критерий токсичности и принципы методик по водной токсикологии. М., 1971.
2. Гелашивили Д.Б., Лукичев Ю.Ф., Безруков М.Е., Лисенкова Н.В., Силкин А.А., Логинов В.В. Итоги и перспективы применения методов биотестирования для оценки токсичности возвратных вод: Нижегородский опыт // Экология и промышленность России. М., 1998.
3. Гелашивили Д.Б., Туманов А.А., Безруков М.Е., Лисёнкова Н.В., Баринова О.К., Крестьянинов Н.П. Методологические проблемы применения биологических тест-объектов в экоаналитике. // Аналитическая химия. Т.54. М., 1999.
4. Жмур Н.С. Государственный и производственный контроль токсичности вод методами биотестирования в России.

- М.: Международный Дом Сотрудничества, 1997.
5. Косариков А.Н. Критичность экосистемы города, прогноз и возможности управления. Нижний Новгород: Волго-Вятское кн. Изд-во, 1994.
 6. Лесников Л.А. Основные задачи, возможности и ограничения биотестирования // Теоретические вопросы биотестирования /Под ред. В.И.Лукьяненко. Волгоград, 1983.
 7. Розенберг Г.С., Стрелков А.К., Караваев Е.И. Предложения в ФЦП "Возрождение Волги" по улучшению состояния водной среды и экологической обстановки, характерные для волжских городов и областей. Самара, Тольятти: ИЭВБ РАН, 1995.
 8. Стrogанов Н.С. Методика определения токсичности водной среды //Методики биологических исследований /Под ред. Н.С. Стrogанова. М.,1971.
 9. Стrogанов Н.С. Моделирование возможных изменений экосистемы при загрязнениях по чувствительности гидробионтов к токсикантам / Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоёмов. Материалы советско-американских симпозиумов. М.: Наука, 1979.
 10. Филенко О.Ф. Водная токсикология. М.: МГУ, 1988.
 11. Филенко О.Ф. Некоторые принципы биотестирования токсичности загрязняемых природных вод /Методы биондикации и биотестирования природных вод. Л.: Гидрометеоиздат, 1989.
 12. Флёрэв Б.А. Биотестирование: термины, задачи, перспективы //Теоретические вопросы биотестирования /Под ред. В.И. Лукьяненко. Волгоград,1983.

ECOTOXICOLOGICAL ANALYSIS OF TOXICAL LOADING OF THE NIZHNIY NOVGOROD ON WATER OBJECTS OF A RIVER SITE OF THE CHEBOKSAR RESERVOIR OF THE INDUSTRIAL ENTERPRISES

© 2000 D.B. Gelashvili, N.V. Bezrukova, M.E. Bezrukov

Nizhniy Novgorod State University

Algorithm of an estimation of interrelation toxical of returnable waters with their chemical structure is offered. The recommendations for perfection of the ecology-economic mechanism in view of data of ecotoxicological control are formulated.

СОСТОЯНИЕ ВОДОЁМОВ ВОЛГО-АХТУБИНСКОЙ ПОЙМЫ ЗА 1996-1998 ГОДЫ

© 2000 А.К. Минеев, И.А. Евланов

Институт экологии Волжского бассейна РАН, Тольятти

В 1996-1998 годах проведено изучение морфологических аномалий у личинок рыб из водоёмов Нижней Волги. Предлагается использовать индекс состояния популяции (ИСП) для оценки экологического состояния водоёмов и выявления зон относительного экологического благополучия, экологического кризиса и экологического бедствия. Приведены сведения об изменении ИСП в различных местах Волго-Ахтубинской поймы и Волгоградского водохранилища за период 1996-1998 гг. Отмечена тенденция к росту количества зон экологического кризиса.

Введение

В России преобладающая часть водоемов подвергается активному техногенному влиянию. Особенно ярко это воздействие проявилось на рыбном населении р.Волги. К настоящему времени на Нижней Волге сложилась неблагоприятная ситуация для процессов естественного воспроизводства рыб. По данным В.И. Лукьяненко (1996) системы водоемов Нижней Волги, и Волго-Ахтубинской поймы в частности, несут большую токсическую нагрузку, она превосходит в пять раз среднегодовую токсическую нагрузку на водные экосистемы других регионов России. По данным В.В. Андреева (1991) в волжской воде возросло среднегодовое содержание Cu, Zn, Pb, Cd и Hg, а мутагенная активность воды за 1989-1991 гг. увеличилась на 42%. Постоянное присутствие в воде различных загрязнителей привело к тому, что тяжелые металлы стали не только накапливаться в рыбах (Батоян, Сорокин, 1989), но и отмечались многочисленные аномалии внешнего и внутреннего строения как у взрослых особей, так и у личинок рыб данного региона (Кирпичников,1979,1987; Журавлёва и др.,1990; Игумнова и др.,1990; Лецилина,1990; Андреев,1991).

Материал и методика

Личинки рыб отлавливались в весенне-летний период 1996-1998 гг. при помощи сачков в прибрежных зонах исследуемых водоемов Волго-Ахтубинской поймы, затем фиксировались в 4%-ном растворе

формалина. Определение видовой принадлежности молоди рыб и стадий развития осуществлялось в лабораторных условиях при помощи определителя молоди пресноводных рыб (Коблицкая, 1981) и бинокулярной линзы МБС-10.

Всего было исследовано 1215 личинок рыб из 9 районов в 1996 году (табл.2), 6797 личинок из 24 районов в 1997 году и 7119 личинок из 34 районов в 1998 году. Предлагаемый метод интегральной оценки состояния пресноводных экосистем по величине ИСП позволяет в виде одного числа оценить суммарный эффект воздействия отрицательных факторов на рыб (Евланов и др.,1999) (табл.1). Для объективизации процесса выбора соответствующей шкалы ИСП мы пользовались процедурой основанной на алгоритмах распознавания образов (Розенберг, 1975; Миркин,Розенберг,1978).

Целью наших исследований (1996-1998) Волго-Ахтубинской поймы было описание различных морфологических аномалий у личинок рыб и выявление зон с разным экологическим состоянием.

Результаты и обсуждение

Отслеживание конкретной экологической ситуации стандартными методами затруднено тем, что существует достаточно большое количество учтенных и неучтенных источников загрязнения водных экосистем. Проверить эффективность их действия не всегда возможно, а в целом ряде случаев о каких-либо аварийных сбросах узнают толь-

Таблица 1. Морфологические аберрации у личинок рыб и система баллов для расчёта ИСП

Морфологические аберрации	Баллы
Отсутствие одного глаза	4
Отсутствие обоих глаз	5
Недоразвитие одного глазного яблока	2
Недоразвитие обоих глазных яблок	3
Опухоль в одном глазном яблоке	3
Опухоли в обоих глазных яблоках	4
Раздвоенность одного глазного яблока	2
Раздвоенность обоих глазных яблок	3
Смещение хрусталика от нормального положения	1
Одиночный глаз посреди лба	4
Нарушение пигментации одного глазного яблока	1
Нарушение пигментации обоих глазных яблок	2
Недоразвитие одной жаберной крышки	3
Недоразвитие обеих жаберных крышек	4
Отсутствие одной жаберной крышки	4
Отсутствие обеих жаберных крышек	5
«Мопсовидная голова»	1
Искривление нижней челюсти	2
Искривление верхней челюсти	2
Недоразвитие нижней челюсти	3
Недоразвитие верхней челюсти	3
Асимметрия головы	1
Недоразвитие головы	5
Отсутствие одного из плавников (V,P,A,D)	2
Отсутствие одновременно двух плавников (V или P)	3
Недоразвитие одного плавника (V или P)	1
Недоразвитие одновременно двух плавников (V или P)	2
Недоразвитие хвостового плавника	2
Отсутствие хвостового плавника	3
Раздвоение (растроение) Р	3
Слабое искривление хорды	1
Среднее искривление хорды	2
Сильное искривление хорды	3
Недоразвитие хвостового отдела тела	2
Отсутствие мозговых ганглиев	5
Трёхкамерный плавательный пузырь	4
Пигментное образование около одного глаза	1
Пигментные образования около обоих глаз	2
Нарушения в пигментации тела	1
Единичное опухолевидное образование на голове	3
Два и более опухолевидных образования на голове	4
Опухолевидные образования на туловище	4
Некроз тканей	5
Деформация одного сегмента туловища	3
Деформация двух и более сегментов туловища	4

ко после гибели взрослых рыб.

На основе шкалы ИСП мы выделили следующие зоны:

1. Зона условной экологической безо-

пасности (ИСП достигает 0,55).

2. Зона экологического кризиса (ИСП от

Таблица 2. ИСП различных водоёмов Волго-Ахтубинской поймы за период 1996-1998 гг.

Названия водоёмов из которых взяты пробы	1996	1997	1998
1 оз.Топкое	-	-	0,9
2. ерик Яроватый	-	-	0,9
3. оз.Садок	0,02	-	0,8
4. оз.Дубок	-	1,9	0,2
5. оз.Чикомазы	-	0,8	0,2
6. оз.Шаулайское	-	-	0,9
7. оз.Раскаты	-	-	0,5
8. оз.Светлое	0,0	-	0,4
9. ерик Яроватый (у моста)	-	-	0,3
10. ерик Золотой	0,0	1,9	0,3
11. ерик Посольский	-	0,9	0,2
12. ерик Верблюжий	-	3,5	0,4
13. ерик Старая Ахтуба	0,0	1,4	0,2
14. ерик Калинов (ниже моста)	-	-	0,2
15. ерик Калинов (мост)	-	0,1	0,4
16. оз.Бесчастное (пойма)	0,6	1,4	0,2
17. оз.Кудаевское	-	1,7	0,3
2 оз.Боярское	0,2	1,5	0,2
19. ерик Таловой	-	-	1,9
20. Старая Ахтуба ок. ер. Кобылья башка	-	1,6	1,5
21. Старая Ахтуба у оз.Лопушка	-	-	1,8
22. ерик Дубок	-	-	2,1
23. ерик Булгаков (1 км. от Волги)	-	0,2	0,4
24. ерик Булгаков (500 м. от Волги)	-	1,6	0,5
25. ерик Булгаков (800 м. от Волги)	-	1,3	0,7
26. ерик Булгаков (устье у Волги)	-	1,5	0,7
27. ерик Текучий	-	-	1,8
28. ерик Шумроватый	-	0,7	1,8
29. р.Волга у п.Булгаково (500 м.)	1,3	-	0,7
30. р.Волга у п.Булгаково (пристань)	-	-	1,6
31. р.Волга (верхний вход в ерик)	-	-	0,1
32. г.Волжский (Волгоградское водохр.)	-	-	0,3
33. яхт-клуб Волжский (Волгоградское вод.)	-	-	0,2
34. Порт (Волгоградское водохр.)	-	-	0,3
35. ерик Огибной	-	1,4	-
36. оз.Тутовник	-	0,8	-
3 оз.Прорва	-	1,0	-
38. ерик Узкая Ахтуба	-	1,3	-
39. ерик Кудаевский	-	1,2	-
40. ерик Булгаков	0,6	1,8	-
41. р.Волга около с.Покровка	-	1,1	-
42. ерик Гусиный	-	0,9	-
43. оз.Мотылёвое	0,03	-	-

0,55 до 2,20).

3. Зона экологического бедствия (ИСП превышает 2,20).

В таблице 2 представлены данные о значении ИСП характеризующие экологическую

ситуацию отдельных районов Волго-Ахтубинской поймы и динамику ее изменения. Значения ИСП в различных частях поймы в 1996 году (табл.2) подвержен значительным колебаниям (от 0 до 1,3), но в шести пунктах

из девяти (ст. 3, 8, 10, 13, 18, 43) ИСП не превышает 0,55, в трёх из них ИСП = 0 (оз. Светлое, ерики Золотой и Старая Ахтуба), так как на этих станциях вообще не было обнаружено никаких аномалий в строении личинок рыб. Эти районы являются зонами условной экологической безопасности. Тогда как в районах 16, 29 и 40 отмечаются зоны экологического кризиса, ИСП там соответствует 0,6; 1,3 и 0,6.

В 1997 году количество зон условной экологической безопасности сократилось до двух - ст. 15 и 23 (ИСП здесь имеет значение 0,1 и 0,2 соответственно), а число зон экологического кризиса со значениями ИСП от 0,55 до 2,2 возросло до 21 (ст. 4, 5, 10, 11, 13, 16-18, 20, 24-26, 28, 35-42). Вызывает беспокойство тот факт, что установлено появление зоны экологического бедствия (ст. 12 - ерик Верблюжий) где ИСП превышает значение 2,2 и достигает 3,5. Вероятно, столь высокое значение индекса в данном водоёме вызвано локальным загрязнением большой интенсивности, так как в близлежащих ериках (Золотой, Посольский, Верблюжий) уровень загрязнения в 2-3 раза ниже (ИСП = 0,9-1,9).

Однако, в 1998 году количество зон относительного экологического благополучия возросло до двадцати - ст. 4, 5, 7-18, 23, 24, 31-34, а количество зон экологического кризиса снизилось до четырнадцати: это станции 1-3, 6, 19-22, 25-30. Данное явление связано с некоторым понижением интенсивности загрязнения Нижней Волги. С 1997 по 1998 гг. в некоторых водоёмах наблюдалась определённая нормализация экологической обстановки - показатель ИСП снизился с 0,7-1,9 до 0,2-0,3, то есть, акватории, являвшиеся в 1997 г. зонами экологического кризиса, стали территориями относительного экологического благополучия: озёра - Дубок, Чикомазы, Кудаевское, Боярское; ерики - Золотой, Посольский, Старая Ахтуба, Булгаков (500 м. от Волги) и пойма оз. Бесчастное. Исчезла и зона экологического бедствия в ерике Верблюжий (ИСП = 0,4). Зон экологического бедствия в 1998 г. вообще не выявлено, хотя на станции 22 (ериk Дубок) значение ИСП = 2,1, то есть этот район можно охарактеризовать как находящийся на грани экологического бед-

ства. Но данная ситуация не является последствием локальных загрязнений, так как водоёмы, располагающиеся по соседству (ст. 19-21), также характеризуются достаточно высокими значениями ИСП (1,5-1,9). Из данных таблицы 2 видно, что величины ИСП в различных частях Волго-Ахтубинской поймы в отдельные годы подвержены значительным колебаниям. Между тем, четко прослеживается общая тенденция к ухудшению экологической ситуации, так как количество зон экологического кризиса возросло с 3 до 14 с 1996 по 1998 год.

Это свидетельствует о том, что различного рода загрязнители оказывают отрицательное влияние на процесс инкубации икры, в результате чего с каждым годом увеличивается количество личинок рыб, имеющих различные нарушения в развитии (морфологические аберрации). Такие личинки являются нежизнеспособными и элиминируются в первую очередь. За счёт массового отхода молоди серьёзно подрывается численность рыбных стад в последующие годы, что приводит к резкому снижению рыбопродуктивности водоёмов данного региона. Популяции многих ценных и промысловых видов приблизились к пределу допустимой нагрузки, когда они превысят границы своей устойчивости и жизнеспособности и могут попросту погибнуть.

Полученные материалы свидетельствуют, что процесс естественного воспроизводства рыб Волго-Ахтубинской поймы находится под угрозой. Дальнейшее загрязнение этого района, где сосредоточены основные нерестилища Нижней Волги, многочисленными поллютантами может свести к нулю эффективность естественного воспроизводства рыб и серьёзно подорвать рыбные запасы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Андреев В.В. Эколо-токсикологическая обстановка в дельте р. Волги // Астраханский техн. ин-т рыб. промышленности и хозяйства. Астрахань. 1991. Деп. в ВНИЭРХ 20.05.91. № 1158-рх 91.
2. Батоян В.В., Сорокин В.Н. Микроэлемен-

- ты в рыбах Куйбышевского водохранилища// Экология. 1989. № 6.
3. Евланов И.А., Минеев А.К., Розенберг Г.С. Оценка состояния пресноводных экосистем по морфологическим аномалиям у личинок рыб. Тольятти: Институт экологии Волжского бассейна РАН, 1999.
 4. Журавлева Г.Ф., Земков Г.В., Фёдорова Н.Н., Парицкий Ю.А. Морфо-функциональные аспекты адаптации организма рыб к современным условиям Волго-Каспийского бассейна// Экол. и морфофункциц. основы адаптации гидробионтов: Тез. докладов симп., посвящ. 90-летию со дня рождения проф. Гербильского Н.Л. Л., 1990.
 5. Игумнова Л.В., Сухопарова А.Д., Дубинин В.И. и др. Патологическое состояние производителей и молоди осетровых Нижней Волги// Рыб. хоз. 1990. № 6.
 6. Кирпичников В.С. Генетические основы селекции рыб. Л.: Наука, 1979.
 7. Кирпичников В.С. Генетика и селекция рыб. Л.: Наука, 1987.
 8. Коблицкая А.Ф. Определитель молоди пресноводных рыб. М.: Лёгкая и пищевая промышленность, 1981.
 9. Лецилина И.Н. Отклонения в развитии предличинок осетровых в постэмбриональный период// Тез. докл. отрасл. науч.-практ. конф. мол. учёных и спец. по пробл. соврем. хоз. механизма и повыш. техн. уров. пр-ва в рыб. х-ве. М., 1990.
 10. Лецилина И.Н. Нарушения в раннем онтогенезе осетровых// Тез. докл. 5 Всесоюз. конф. по раннему онтогенезу рыб. М., 1991.
 11. Лукьяненко В.И. Рыбные запасы бассейна р. Волги / Волжский бассейн: экологическая ситуация и пути рационального природопользования. Тольятти: Институт экологии Волжского бассейна РАН, 1996.
 12. Розенберг Г.С. К методике использования теории распознавания образов в фитоиндикационных исследованиях / Статистические методы классификации растительности и оценка её связи со средой. Уфа: Башкирский филиал АН СССР, 1975.
 13. Миркин Б.М., Розенберг Г.С. Фитоценология. Принципы и методы. М.: Наука, 1978.

CONDITION OF VOLGA-AHTUBA FLOOD-LANDS RESERVOIRS FOR THE PERIOD 1996-1998 YEARS

© 2000 A.K. Mineev, I.A. Evlanov

Institute of Ecology of the Volga River Basin of Russian Academy of Sciences, Togliatti

In 1996-1998 years the study of morphological anomalies at young fishes from reservoirs of Bottom Volga is carried out. It is offered to use an index of a condition of a population (ICP) for an estimation of an ecological condition of reservoirs and revealing of zones of relative ecological well-being, ecological crisis and ecological disaster. The items of information on change ICP in various places of Volga-Ahtuba flood-lands and Volgograd reservoir for the period 1996-1998 are given. The tendency to growth of quantity of zones of ecological crisis is marked.

УДК 577.472(28)

ИЗМЕНЕНИЕ СОСТОЯНИЯ БЕНТОСА МАЛЫХ РЕК БАССЕЙНА СРЕДНЕЙ ВОЛГИ

© 2000 Т.Д. Зинченко, Л.В. Головатюк

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

Впервые проведено изучение состава, распределения, структуры сообществ бентоса малых рек бассейна Средней Волги с детальным анализом фауны хирономид. Исследование рек лесостепной и степной зон территории Самарской области с охватом различных субстратов (на примере притоков р.Сок) позволило выявить доминирующие, редкие и впервые отмеченные виды для фауны водоемов Волжского бассейна.

Введение

Малые реки - обязательный компонент ландшафта средней полосы России. При оценке экосистемы рек особое значение имеет использование донных сообществ, что неоднократно подчеркивалось многими исследователями как в отечественной, так и в зарубежной литературе, из которой следует, что основой понимания состояния и функционирования пресноводных экосистем является распределение, динамика и структура донных сообществ [1-5].

Оценка состояния малых рек по показателям зообентоса имеет преимущества перед иными подходами, которая заключается в том, что видовой состав и структура донных сообществ отражают состояние экосистемы за длительный период, тогда как, например, планктонные сообщества характеризуют качество водоема в данный момент времени, адекватно реагируя на кратковременные антропогенные воздействия.

Анализ функционирования экосистем малых рек, в силу некоторых методических сложностей, связанных с динамичностью водотоков, невозможен без изучения фауны. Фаунистические исследования являются необходимым звеном в комплексном исследовании оценки экосистем малых рек в условиях изменившегося режима и для получения сведений о качестве воды рек.

Самарская область с точки зрения изученности бентофауны водотоков до настоящего времени остается белым пятном в бассейне Средней Волги. Опубликованные фау-

нистические данные большей частью сведены в фундаментальные монографии [6, 7] и относятся, в основном, к анализу бентофауны водохранилищ. Некоторые сведения о составе бентоса и структуре донных сообществ равнинных рек имеются в региональных работах [8, 9].

Видовое разнообразие хирономид и их значение в водотоках настолько значимы, что обусловили проведение более детального анализа состава и распределения комплекса хирономид.

Исследование рек лесостепной и степной зон Высокого Заволжья с охватом различных субстратов, позволило выявить особенности состава фауны и распределения доминирующего комплекса организмов.

Материал и методика

Материалом для исследования послужили единовременные сборы бентоса в июле 1987 и 1999 года на четырех притоках р.Сок: Камышла, Сосновка, Черновка, Хорошенькая (рис.1). Зообентос отбирали дночерпательем Экмана-Берджи с площадью захвата $1/40 \text{ м}^2$ по две выемки на каждой станции. Качественные образцы отбирали гидробиологическим скребком с длиной ножа 20 см. Произведен смыв обрастаий с камней и макрофитов. Образцы грунта промывали через капроновый газ № 23 и затем пробы фиксировали 4% раствором формалина. Одновременно с отбором проб бентоса измеряли глубину, ширину реки в месте взятия проб, скорость течения. Температуру воды, pH и содержание



Рис. 1. Гидрографическая сеть Самарской области. Выделены реки:
1-Камышла, 2-Сосновка, 3- Черновка, 4-Хорошенькая
• - Обозначены станции отбора проб

кислорода измеряли в поверхностном и придонном горизонтах воды.

Выбранные из проб организмы определяли по возможности до вида или более крупных таксономических рангов, просчитывали и взвешивали на торсионных весах. При этом руководствовались методическими указаниями и определителями, указанными в списке литературы [10-13]. Определение хирономид велось по определителям и дру-

гим источникам [14-22].

Всего было собрано и обработано более 60 количественных и 30-качественных образцов макрозообентоса на 17 станциях от истока до устья рек.

Выделение руководящих видов организмов проводили с учетом данных частоты встречаемости, численности, биомассы и индекса доминирования (d) Палия, Ковнацкого (Kownacki) [23, 24]:

Таблица 1. Гидрографическая характеристика малых рек

Название реки	Площадь водосбора, тыс.км ²	Длина реки, км	Притоки длиной менее 10 км		Густота речной сети, км/км ²	Средний уклон, %
			количество	общая длина притоков, км		
Камышла	98	20	7	11	0,296	0,79
Сосновка	93	16	3	12	0,290	0,52
Черновка	329	37	17	45	0,304	0,19
Хорошенькая	168	25	8	20	0,268	0,55

$$d = g_i \cdot 100 f / \Sigma \Sigma g_i$$

где g_i - среднее количество вида в исследуемой серии проб;

Σg_i - сумма средних количеств экземпляров всех видов; f - частота встречаемости, полученная делением числа проб (n), в котором встречен исследуемый вид, на число проб в серии (N).

Рассчитанные индексы доминирования для всех видов организмов бентоса были ранжированы в порядке убывания значений индекса и по ним построены кривые, вертикальная часть которых соответствует значению индекса доминирования лидирующих видов, горизонтальная - ранжированной последовательности видов от наиболее обильного к наименее обильному. Кривые ранжирования индекса показывают изменения порядка доминирования видов в различных водотоках.

Проведен кластерный анализ по показателям попарного фаунистического сходства на основании анализа различных индексов сходства (Сёренсен, Жаккар, Чекановский, цит. по А.В. Макрушин [25]).

Характеристика района исследования

Бассейн р.Сок находится в лесостепной и степной зонах Высокого Заволжья в пределах Самарской области (рис 1).

Правобережные притоки рр. Камышла и Сосновка расположены в лесостепном районе верхнего течения р.Сок. На территории их бассейнов леса занимают до 10% площади, около 40% приходится на пашни и почти столько же на сенокосы и пастбища. Длина рек - 20 и 16 км, соответственно. Уклон составляет 0,79% (р.Камышла) и 0,52% (р.Сос-

новка); густота речной сети не превышает 0,296 км/кв.км (табл.1). Скорость течения в период летней межени достигает 0,6м/сек, глубины не превышают 1м. Температура воды в июле изменялась в пределах - 9-19,5°C. pH воды слабо щелочная изменялась от 7,7 (р.Камышла) до 8,2 (р.Сосновка) (табл.2). Значения концентрации растворенного кислорода были 9,8 - 12,6 мг/л.

Основными биотопами реки в верховья являются промытые твердые грунты из гальки и гравия, в низовьях - заиленные растительным детритом суглинки с песком и остатки разлагающейся растительности. Русла рек в нижнем течении перегорожены временными земляными плотинами.

Таким образом, по характеру водостока реки верховьев р.Сок напоминают предгорные водотоки с песчано-гравийным грунтом, лишенные высшей водной растительности.

Притоки левого берега в среднем течении р.Сок - Черновка и Хорошенькая находятся в степной части Высокого Заволжья, где распаханность водосбора составляет 80%. В бассейнах обеих рек естественные ландшафты, практически, не сохранились. На лесные геосистемы приходится всего 1-2% территории, 25-27% занимают пастбища и сенокосы и около 60% - пашня. Леса встречаются отдельными небольшими массивами на самых высоких участках водоразделов и в верховьях рек.

Уклон р.Черновка - 0,19%, р.Хорошенькая - 0,55%. Реки характеризуются большей, чем у правобережных притоков, длиной, площадью водосбора и густотой речной сети (табл.1). Поверхностный сток в период летней межени отсутствует. Температура воды изменялась в июле от 18,9 до 24,2°C в р.Чер-

Таблица 2. Некоторые гидролого-гидрохимические параметры и местоположение станций отбора проб малых рек в июле 1987, 1999гг

Н станций отбора проб	Ширина реки, м	глубина, м	скорость течения, м/сек	pH	T(дно) °C	Местоположение станций отбора проб
р.Камышла						
1	2.0	0.2	0.10	7.7	9.0	исток
2	3.0	0.7	0.60	8.0	12.1	с. Нов.Семенкино, 16 км от устья
3	2.0	0.4	0.30	8.0	11.3	с. Давлеткулово, 8 км от устья
4	5.0	0.8	0.20	8.0	13.1	с. Камышла, 2,5 км от устья
р.Сосновка						
1	1.5	0.2	0.25	8.2	13.9	15 км от устья
2	3.0	0.3	0.30	8.1	14.0	с. Старые Сосны, 9 км от устья
3	2.0	0.3	0.25	8.1	16.5	с. Старые Сосны, 6 км от устья
4	100.0	1.0	-	8.2	19.5	0,5 км от устья, запруда
р.Черновка						
1	1.0	0.2	0.05	7.7	19.0	исток
2	130.0	0.5	-	8.1	24.2	с.Березовка, 33 км от устья, пруд
3	5.5	0.5	-	7.8	21.6	с.Краково, 22 км от устья
4	5.0	0.5	-	7.9	18.9	с. Черновка, 9 км от устья
5	20.0	0.7	0.05	8.1	20.5	3 км от устья, запруда
р.Хорошенькая						
1	0.5	0.15	0.10	7.9	10.5	исток
2	35.0	1.00	-	8.4	19.1	21 км от устья, пруд
3	2.5	0.20	0.05	8.3	18.5	12 км от устья
4	10.0	1.00	-	8.1	18.1	с. Хорошенькое, 3 км от устья

новка и от 10,5°C до 19,1°C в р.Хорошенькая. pH воды слабо щелочная, колебалась в пределах от 7,7- до 8,4 (табл.2).

В настоящее время реки зарегулированы и представляют собой систему прудов , заросших растительностью, с режимом мало-проточных водоемов. Грунты почти на всем протяжении представлены серыми илами и заиленным песком.

Несмотря на некоторые морфологические отличия, рр.Черновка и Хорошенькая являются типичными малыми водотоками степной зоны, трансформированными антропогенным воздействием.

Результаты и обсуждение

В составе бентофауны малых рек установлено 103 таксона гидробионтов. Наибольшим разнообразием представлена фауна хирономид (60 видов и форм). Из других групп донных беспозвоночных найдено 7 - олигохет, 6 - моллюсков, 5 - поденок, по два вида веснянок, пиявок, личинок жуков, ручейников; прочие группы представлены одним-

двумя таксонами (табл.3).

Наибольшее число таксонов найдено в р. Камышла - 46 видов и форм, в р. Хорошенькая - 37 и по 38 в рр. Сосновка и Черновка

Характерными для бентоса всех рек являются олигохеты, личинки хирономид, цератопогонид, поденки, нематоды. В фауне рр. Черновка и Хорошенькая не найдены реофильные личинки веснянок (р.*Nemoura cinerea*), ручейников (*Hydropsyche ornatula*, *Rhyacophila* sp.), отсутствуют личинки поденок *Ephemerella mesoleuca* (табл.3).

Фаунистические особенности исследованных рек более отчетливо видны при анализе хирономидофауны. Личинки хирономид реофильных представителей подсемейств *Orthocladiinae+Diamesinae* и *Prodiamesinae* (11-17 видов) наиболее разнообразны в бентосе быстротекущих рр. Камышла и Сосновка, расположенных в лесостепном районе. Лимнофильные *Tanypodinae+Chironomini* (9-13 видов) характерны для рек нижнего течения реки Сок. Эвритопные представители хирономид трибы *Tanytarsini* представлены

Таблица 3. Состав и значения индекса доминирования (d^*) бентофауны на различных станциях притоков р.Сок

Виды и таксоны бентоса	Реки, значения индекса доминирования (d^*)																	
	Камышла				Сосновка				Черновка					Хорошенькая				
	ст.1	ст.2	ст.3	ст.4	ст.1	ст.2	ст.3	ст.4	ст.1	ст.2	ст.3	ст.4	ст.5	ст.1	ст.2	ст.3	ст.4	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
<i>Hidra oligactis</i> (Pallas)														0.2 0				
Nematoda																		
Mermitidae gen.sp.	0.20	7.80	21.9			6.70		5.50			4.8 0		14.8 0.5 0	11.3	2.80			4.0
Oligochaeta																		
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Clap.																		
<i>Limnodrilus udekemianus</i> Clap.						25. 6												
<i>Lumbriculus variegatus</i> (O.F.Мyll.)	0.50						60.0							4.9 0	38.7			32.1
<i>Naididae</i> gen.sp.																		
<i>Nais</i> sp.																		
<i>Stylaria lacustris</i> (L.)																		
<i>Tubifex tubifex</i> (Мyll.)																		
Hirudinea																		
<i>Helobdella stagnalis</i> (L.)																		
<i>Herpobdella octoculata</i> (L.).																		
Mollusca																		
Bivalvia (Lamellibranchia)																		
<i>Amesoda scaldiana</i> (Norm.)	2.0																	
<i>Anodonta cygnea</i> (L.)																		
<i>Anodonta piscinalis</i> Nilss.																		
<i>Euglesa acuminata</i> (Cless.)																		
<i>Euglesa nitida</i> Sen.																		
<i>Pisidium amnicum</i> (Мyll.)																		
Ephemeroptera																		
<i>Baetis rhodani</i> Pict.																		
<i>Baetis</i> sp.																		
<i>Caenis macrura</i> Steph.																		
<i>Ephemerella mesoleuca</i> Br.																		
<i>Ephemerella</i> sp.	9.80																	
Hemiptera																		
<i>Plea minutissima</i> Leach.																		
<i>Micronecta</i> sp.	0.20																	
Trichoptera																		
<i>Rhyacophila</i> sp.																		
<i>Hydropsyche ornatula</i> McL.																		
Plecoptera	2.0																	

в реках 3-5 видами (табл.3, 4).

Общее видовое богатство фауны хирономид в реках лесостепной зоны выше (25 видов), чем расположенных в степной зоне (20-21 вид).

Отмечается исключительно малое количество общих видов. Только две личиночные формы *Chironomus* gr. *plumosus* и *Tanytarsus* sp. (*T. gr. gregarius*) встречаются во всех исследованных реках. В свою очередь отсутствуют сходные виды хирономид на обследованных биотопах.

Частота встречаемости других таксонов

при единовременном отборе проб на всех станциях также не превышает 55% (табл.3).

Особенностью р.Камышла является наличие реофильных холодноводных видов хирономид, таких как *Apsectrotanypus trifascipennis*, *Diamesa carpatica*, *Pseudodiamesa branickii*, *Ps. nivosa*, *Parametriocnemus stylatus*, *Trissocladius brevipalpis*, *Brillia flavifrons*, *Rheocricotopus fuscipes*, а также эвритопных *Nanoacladius bicolor*, *Brillia* gr. *modesta*, которые в других реках не встречаются. Из 14 видов хирономид, характерных для этой реки, 10 являются оксиреофильны-

ми ортокладиинами; из других групп бентоса наличие мошек, личинок р.*Psychoda*, поденок, веснянок (р. *Nemoura*), моллюсков *Anodonta cygnea* свидетельствует о значительной реофильности водотока.

Разнообразие биотопов р. Сосновка обусловило развитие характерных видов. Такими являются представители фитореофильного комплекса хирономид: *Monodiamesa bathyphila*, *Eukiefferiella* gr. *claripennis*, *Limnophyes prolongatus*, *Orthocladius oblidens*, *Pseudosmittia* sp., а также пелофильные *Chironomus obtusidens*., *Chironomus* sp., *Cryptochironomus* sp. и фитофильные *Glyptotendipes paripes*.

В реках степной зоны уменьшается скорость течения водотоков, возрастает зарастаемость макрофитами, что приводит к уменьшению видового богатства, снижению доли реофильного комплекса. В бентосе р. Черновка преобладают типичные фито и пелофильные виды, характерные только для этой реки. Среди хирономид к ним относятся *Thienemannimyia lentiginosa*, *Rheocricotopus* sp., *Cladopelma lateralis*, *Cryptochironomus defectus*, *Cryptocladopelma* sp., *Glyptotendipes mancunianus*, *Pentapedilum exectum*, *Tanytarsus* gr. *lobatifrons*. Из других групп бентоса найдены двукрылые р.*Atherix*, моллюски *Anodonta piscinalis*, *Euglesa nitida*, *Pisidium amnicum*, гидры.

Преобладанием, преимущественно, фитофильных хирономид, отсутствующих в других реках, характеризуется фауна р. Хорошенькая: *Monopelopia* sp., *Odontomesa fulva*, *Paralimnophyes* sp., *Paraphaenocladius pseudoirritus*, *Thienemanniella clavicornis*, *Psectrocladius* sp., *Glyptotendipes griekoveni*, *G. glaucus*. Представители лимнофильного

бентоса - жуки *Brutus ostosignatus*, клопы р. *Plea minutissima* найдены исключительно в этой реке.

При продвижении от истока рек к устьевому участку и от лесостепной зоны к степной, как это хорошо видно из данных табл.3, отмечается сокращение типичных реобионтов, обитающих на твердых субстратах и преобладание видов, характерных для малопроточных участков рек, встречающихся в прибрежных зарослях водоемов, на заиленных биотопах.

Экологическая гетерогенность бентофауны, в особенности группы хирономид, обусловлена, с одной стороны, биотическим многообразием, способствующим процветанию различных фаунистических комплексов, а с другой - различием гидрологических характеристик исследуемых водостоков.

Впервые отмечены для водоемов бассейна Волги такие виды хирономид, как: *Apsectrotanypus trifascipennis*, *Diamesa carpatica*, *Diamesa coronata*, *Pseudodiamesa branickii*, *Ps. nivosa*, *Brillia flavifrons*, *Limnophyes prolongatus*, *Parametriocnemus stylatus*, *Paraphaenocladius pseudoirritus*, *Thienemanniella clavicornis*. Найденные в исследованных реках хирономиды *Rheocricotopus fuscipes*, *Trissocladius brevipalpis* ранее не были указаны для водоемов России.

Численность, биомасса и доминирование

Динамику количественных показателей зообентоса малых рек определяют, в основном, особенности развития хирономид и олигохет, преобладающих в реках в период исследования .

Численность и биомасса личинок хиро-

Таблица 4. Соотношение основных подсемейств Chironomidae в малых реках Самарской области

Подсемейства	р.Камышла	р.Сосновка	р.Черновка	р.Хорошенькая
<i>Tanypodinae</i>	3	2	3	3
<i>Diamesinae</i>	5	1	-	1
<i>Prodiamesinae</i>	1	2	-	2
<i>Orthocladiinae</i>	11	8	3	6
<i>Chironominae</i>				
<i>Chironomini</i>	2	7	10	6
<i>Tanytarsini</i>	3	5	4	3
Всего	25	25	20	21

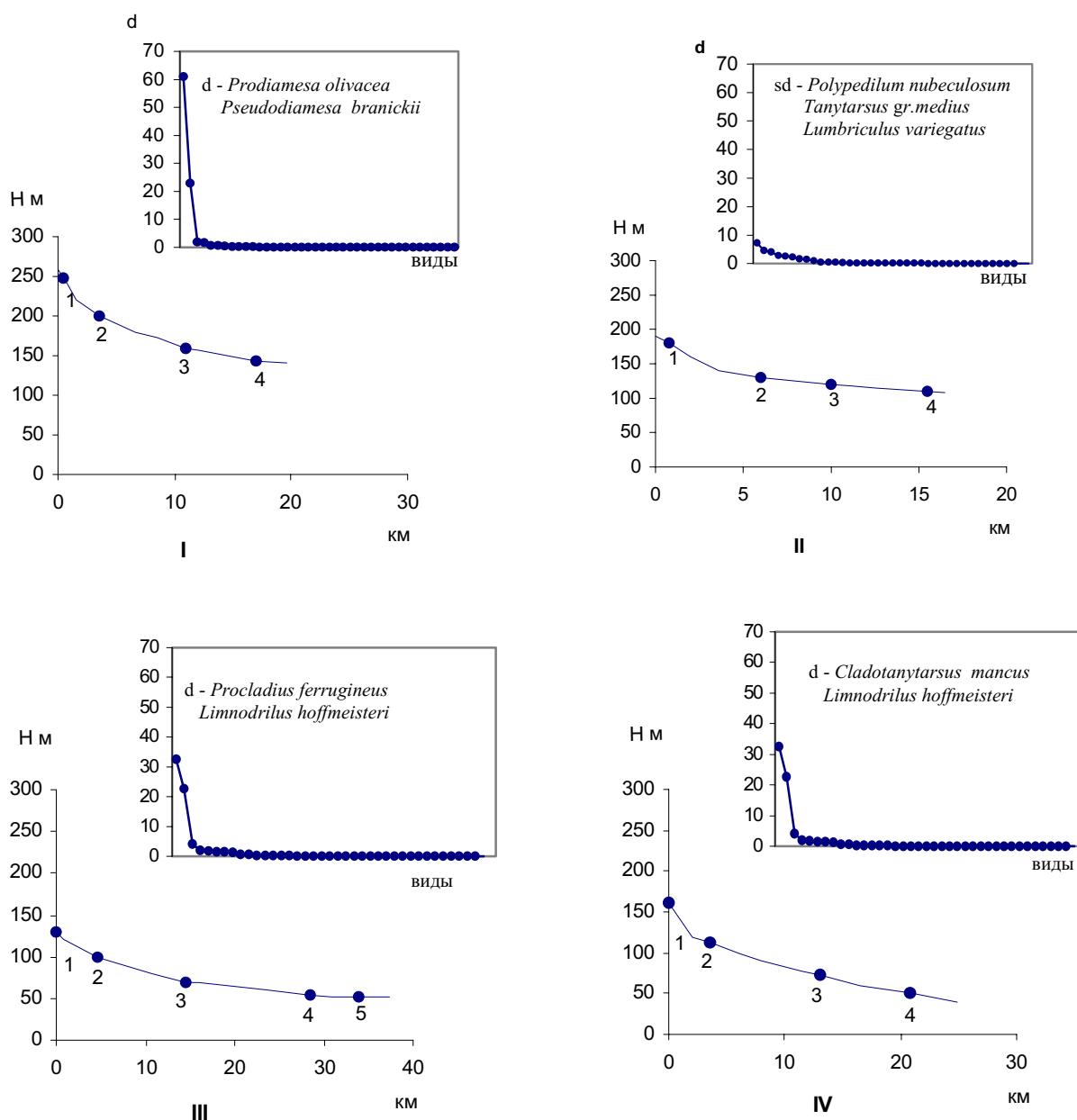


Рис. 2. Профили рек и изменение доминирования бентофауны. I - IV: рр.Камышла, Сосновка, Черновка, Хорошенькая. d - доминанты, sd - субдоминанты (см. объяснение в тексте)

номид в рр. Камышла, Сосновка и Черновка составляет от 64 до 87% и от 50,2% до 90,9% от общей численности и биомассы бентоса, соответственно. В малопроточной р. Хорошенькая по численности преобладают олигохеты, составляющие 47% от суммарной численности бентоса и 22,1% - от общей биомассы.

Доля хирономид снижается в бентосе равнинных рек степной зоны (р.Черновка, Хорошенькая), тогда как численность и биомасса олигохет, нематод, моллюсков возрастает (табл.5).

Исследованные реки характеризуются

специфическим количественным развитием доминирующих групп бентоса. В связи с этим для каждого вида и таксона был вычислен индекс доминирования (d), показатели которого, в зависимости от обилия и частоты встречаемости вида колеблются от 0 до 100 (табл.3). Приведенные в таблице 3 показатели доминирования позволяют рассматривать донные сообщества рек как своеобразную мозаику популяционных распределений, зависящих от условий среды на каждой станции. При этом появляется возможность анализа видовой структуры донных сообществ, локализующихся на одинаковых субстратах,

оценки изменений, происходящих в реках под влиянием гидрологических и антропогенных факторов.

На распределение доминирующего состава бентоса оказывает влияние скорость течения, биотическая неоднородность, заиленность зарегулированных участков рек, зарастаемость макрофитами, изменение гидрохимических параметров. Не останавливаясь подробно на анализе продольного распределения доминирующего комплекса организмов от истока до устьевых участков, отметим характерные структурные особенности рек.

Количественное развитие бентофауны р.Камышла характеризуется четко выраженным доминированием хирономид подсемейства *Diamesinae* в полимикстном сообществе бентоса (рис.2). Доминирующими по численности являются реофильные *Pseudodiamesa branickii*, типичные обитатели предгорных и горных водотоков и широко распространенный голарктический вид *Prodiamesa olivacea*, личинки которого эвриоксионты [26]. Внутри ведущего комплекса донных организмов имеет место сукцессия тех или иных доминирующих видов (табл.3) на фоне гетерогенности биотических условий по руслу

реки, обусловленных процессом формирования русла (чередование плесов и перекатов).

Средняя плотность заселения гидробионтами на отдельных станциях колеблется от 663 экз/м² до 5551 экз/м² при биомассах в диапазоне от 0,88 г/м² до 122,94 г/м².

Характер формирования структуры доминирующего комплекса бентосных сообществ р.Сосновка формируется в условиях изменения физико-химических параметров в летний период и зарегулирования реки в устьевом участке, что отражается на общем снижении количественного развития бентоса и распределении донных организмов (табл.5, рис.2).

Структурная характеристика бентоса р. Сосновка представлена мезомикстным комплексом, который характеризуется отсутствием доминантов. Субдоминантами по численности являются эврибионтные хирономиды *Tanytarsus gr. medius*, *Chironomus plumosus*, *Polypedilum nubeculosum* и олигохеты *Lubriculus variegatus* (рис.2). Указанный комплекс с преобладанием пелофильных и лимнофильных видов обычен для водотоков, относящихся по классификации сапробности к альфа-бета мезосапробным водоемам. Харак-

Таблица 5. Число видов (n), состав, численность (N,экз/м²) и биомасса (B,г/м²) бентоса в реках Самарской области

Таксономическая группа	р.Камышла			р.Сосновка			р.Черновка			р.Хорошенькая		
	N	B	n	N	B	n	N	B	n	N	B	n
Nematoda	91	0.01	1	29	0.01	1	135	0.02	1	328	0.03	1
Oligochaeta	2629	0.67	4	169	0.14	3	4514	1.85	3	2565	0.95	4
Hirudinea	6	0.14	1	6	0.02	1	8	0.01	2	-	-	-
Mollusca	6	1.16	2	-	-	-	205	3.95	5	19	0.08	1
Ephemeroptera	29	0.03	2	101	0.09	1	34	0.07	1	17	0.87	2
Hemiptera	3	0.02	1	-	-	-	10	0.01	1	17	0.02	1
Trichoptera	5	0.20	1	4	0.05	1	-	-	-	-	-	-
Plecoptera	3	0.003	1	10	0.00	1	-	-	-	-	-	-
Coleoptera	-	-	-	-	-	-	8	0.01	1	43	0.05	2
Chironomidae	8499	35.39	25	269	3.81	25	8900	6.02	20	1963	1.35	21
Прочие Diptera	254	2.13	7	75	0.07	5	34	0.01	2	278	0.87	4
Прочие*	3	0.001	1	-	-	-	42	0.03	2	148	0.07	1
ВСЕГО	1152	39.6	46	309	4.19	38	1389	11.9	38	5378	4.29	37
	8			3			0		8			

Примечание: *прочие: Hidrida, Arachnida , личинки наземных насекомых.

тер и степень доминирования бентофауны р.Сосновки отражает происходящее заиление водотока. Численность гидробионтов в три раза, а биомасса в 10 раз ниже, чем в р.Камышла ($3093 \text{ экз}/\text{м}^2$; $4,19 \text{ г}/\text{м}^2$).

На формирование видовой структуры бентоса рр.Черновка и Хорошенькая оказывают влияние многочисленные притоки (17 в р.Черновка), малая проточность, однообразие биотопов и зарегулированность рек временными земляными плотинами.

Эти реки характеризуется значительными антропогенными нагрузками с сельскохозяйственных полей, зарастаемостью камышом, тростником, рогозом, осокой. Бентофауна р.Черновка в связи с этим имеет значительную численность гидробионтов $13890 \text{ экз}/\text{м}^2$, которую на 64% составляют личинки хирономид и на 33% - олигохеты(табл.5). Биомасса также значительна - ($11,98 \text{ г}/\text{м}^2$) и обусловлена личинками хирономид (50%) и моллюсками (33%).

Создаются оптимальные условия для развития олигохет и лимнофильной донной фауны. В силу этого преимущественное развитие получают пелофильные олигохеты *Limnodrilus hoffmeisteri* и полисапробные личинки хирономид *Procladius ferrugineus* (р.Черновка) и *Cladotanytarsus tancus* (р.Сосновка). На фоне доминирующих эврибионтных видов в истоке и устьевом участке рек доминантами по численности становятся и другие группы организмов, сходной экологической валентности (табл.3). При этом ведущая роль олигохет сохраняется на всех станциях, а акцент доминирования *P. ferrugineus* и *Cl.tancus* существенно усиливается в слабопроточных участках рек, чему способствует наличие затонов и запруд, задерживающих транзитные органические загрязнения.

Таким образом, несмотря на большое видовое разнообразие, лишь ограниченное количество видов входит в состав доминирующего комплекса. Число видов доминантов на всех реках не превышает 20, а на отдельных участках рек доминантами являются 1-4 вида (табл.3).

В обследованных реках не отмечено четкого замещения одних доминирующих видов другими. Высокой численности достигают

широко распространенные эврибионтные виды олигохет и хирономид, способные развиваться на разнообразных биотопах. Однако, отмечено несколько видов, характерных лишь для определенных условий среды. Так, например, моллюск *Euglesa acuminata* достигает доминирования (d-11.3) только в проточной воде истока р.Черновка, поденки р. *Baetis* sp. являются безусловными доминантами (d- 54.6) на твердых грунтах проточного участка р.Сосновка, а личинки олигосапробных хирономид *Micropsectra atrofasciata* (d-26.0) преобладают только в истоке р.Камышла.

Смена доминантов зависит от биотопической приуроченности и физико-химических условий участков рек. В условиях антропогенного воздействия на речную систему пространственная направленность и интенсивность изменений донных сообществ меняются в зависимости от силы, времени и характера воздействия. Так, например, в р.Хорошенькая, трансформированном малопроточном водотоке, отсутствуют виды реофильного комплекса. На всем протяжении реки доминантами являются эвритопные виды, обитатели эвтрофных водоемов. На отдельных участках развиваются сообщества с олигодоминантным характером популяционных распределений.

Отмечено, что по составу фауны, количественному разнообразию, степени и характеру доминирования реки лесостепной и степной зон существенно отличаются. Реки степной зоны характеризуются сравнительно однородными условиями, при которых процессы преобразования русла не выражены, что приводит к преобладанию лимнофильной фауны. Там же, где реки имеют высокие скорости течения, представлены разнообразием переходов к плесам и перекатам, пестротой их в пространстве и изменчивостью во времени, там разнообразие условий обуславливает обилие специфичной фауны, что особенно проявляется на характере распределения гетеротопных хирономид. Об этом говорят низкие показатели общности бентоса (рис.3).

Исследованные реки попарно близки между собой по коэффициентам фаунистичес-

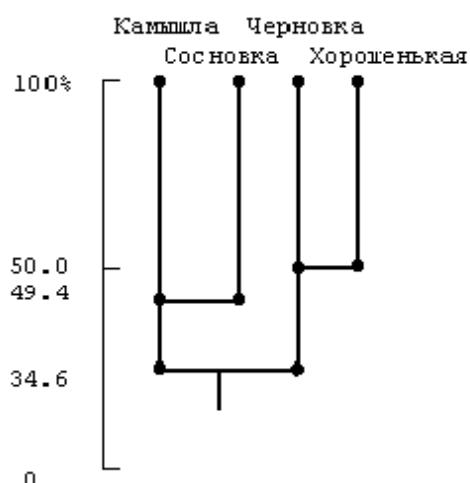


Рис. 3. Дендрограмма фаунистического сходства притоков реки Сок

кого сходства. На дендрограмме выделяются блоки, включающие в себя реки лесостепной (верховья р.Сок) и степной зон (среднее течение р.Сок), коэффициент фаунистического сходства которых не поднимается выше 50%.

Заключение

В результате проведенных исследований можно отметить некоторые особенности гидробиологического режима малых рек.

Бентофауна всех рек достаточно богата и разнообразна и насчитывает 103 вида и формы гидробионтов. Единовременное обследование четырех малых рек позволило выявить редкие и впервые отмеченные виды для фауны водоемов Волжского бассейна.

Таксономический состав бентофауны в отдельных притоках подвергается существенной перестройке в зависимости от специфики гидрологического режима, зарегулирования стока, зарастаемости и степени загрязнения. Экологическая гетерогенность бентофауны, в особенности доминирующей группы хирономид, обусловлена многообразием условий, способствующих процветанию различных фаунистических комплексов.

Выявлены значительные изменения состава бентофауны по профилю водотоков, о чем говорит исключительная специфичность структуры донных сообществ, их количественная представленность как на отдельных станциях, так и в каждой реке в отдельности.

Зарегулирование водотоков в конечном итоге ведет к перестройке типичных речных

биоценозов и процветанию фауны, характерной для антропогенно-трансформированных водоемов, что негативно сказывается на многих реофильных видах и ведет к унификации фауны рек.

В этой связи необходимо сохранение разнообразия фауны водных беспозвоночных, одним из путей чего является проведение инвентаризации рек с резервированием наиболее типичных водотоков и уникальных местообитаний, от сохранения которых зависит устойчивость экосистем и жизнеспособность популяций редких водных беспозвоночных .

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке Государственной научно-технической программы России "Биологическое разнообразие" (грант 2.3.29).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алимов А.Ф., Финогенова Н.П. Количественная оценка роли сообществ донных животных в процессах самоочищения пресноводных водоемов / Гидробиологические основы самоочищения вод. Л., 1976.
2. Балушкина Е.В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах // Тр. Зоол. ин-та АН СССР. Л.: Наука, 1987.
3. Тодераш И.К. Функциональное значение хирономид в экосистемах водоемов Молдавии. Кишинев: Штиница, 1984.
4. Яковлев В.А. Количественная оценка влияния антропогенных факторов на формирование донных биоценозов субарктического водоема // Антропогенное воздействие на экосистемы Кольского Севера. Апатиты, 1988.
5. Reice S.R., Wohlenberg M. Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: measures for assessment of ecosystem health // Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York London, 1992.
6. Волга и ее жизнь. Л., 1978.
7. Куйбышевское водохранилище. Л.: Наука, 1983.
8. Экологическое состояние бассейна реки Чапаевка в условиях антропогенного воздействия (Биологическая индикация) /

- Под.ред. Зинченко Т.Д., Розенберга Г.С. Вып.3, изд. 2. Тольятти, 1997.
9. Зинченко Т.Д. К характеристике малых рек / Экологическая ситуация в Самарской области: состояние и прогноз. Тольятти, 1994.
 10. Лепнева С.Г. Фауна СССР. Ручейники. Личинки и куколки подотряда кольчачоупицовых (*Annulipalpia*). Т. II. Вып.1. М.:Наука, ЗИН АН СССР, 1964.
 11. Лепнева С.Г. Фауна СССР. Ручейники. Личинки и куколки подотряда цельнощупиковых (*Integripalpia*). Т. II. Вып. 2. М., Л.: Наука, ЗИН АН СССР, 1966.
 12. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. Л: Гидрометеоиздат, 1977.
 13. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. I. Низшие беспозвоночные. СПб, 1994.
 14. Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейства *Orthocladiinae* фауны СССР. (*Diptera, Chironomidae Tendipedidae*). Л., 1970.
 15. Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейств *Podonominae* и *Tanypodinae* фауны СССР. (*Diptera, Chironomidae Tendipedidae*). Л., 1977.
 16. Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейства *Chironominae* фауны СССР. (*Diptera, Chironomidae Tendipedidae*). Л., 1983.
 17. Шилова А.И. Хирономиды Рыбинского водохранилища. Л.: Наука, 1976.
 18. Wiederholm T.(Ed.). *Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnoses. P.1 Larvae*. Ent. Scand. Suppl. N 19, 1983.
 19. Moller Pillot H.K.M. De Larven der Nederlandse *Chironomidae (Diptera) (Tanypodinae, Chironomini)*. Deel 1A. Nederlandse Faunist. Meded (Ed European Invertebrate Survey Nederland), 1984.
 20. Moller Pillot H.K.M. De Larven der Nederlandse *Chironomidae (Diptera) (Orthocladiinae)*. Deel 1B. Nederlandse Faunist. Meded. (Ed European Invertebrate Survey Nederland), 1984b.
 21. Klink A.G. Key to the Dutch larvae of *Paratanytarsus* Thienemann & Bause with a note on the ecology and the phylogenetic relations. Medeklinker 1. 1983.
 22. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 4. Высшие насекомые. Двукрылые. СПб, 1999.
 23. Палий В.Ф. О количественных показателях при обработке фаунистических материалов // Зоол. журнал. 1961. Вып.1.
 24. Kownacki A. Taxocens of *Chironomidae* in streams of the Polish High Tatra Mts. // Acta hydrobiol. 1971. V. 13. N 4.
 25. Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод. Л.: ЗИН АН СССР, 1974.
 26. Макарченко Е.А. *Chironomidae*. Комары-звонцы. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т.4. Высшие насекомые. Двукрылые. СПб.: Наука, 1999.

BENTHOS STATE DYNAMICS IN SMALL RIVERS OF MIDDLE VOLGA

© 2000 T.D. Zinchenko, L.V. Golovatiuk

Institute of Ecology of the Volga River Basin of Russian Academy of Sciences, Togliatti

For the first time composition, distribution and structure of benthos communities with detailed analysis of chironomids fauna in small rivers of the Middle Volga basin have been investigated. Studing rivers of forest-steppe and steppe zones of Samara region concerning different substrates (the Sok-river tributaries taken as an example) allows us to reveal dominant, rare and primarily registered species for fauna of the Volga-river basin reservoirs.

УДК 574.3

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ И ДИНАМИКА ПОПУЛЯЦИИ МОЛЛЮСКА DREISSENA В САРАТОВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

© 2000 П.И. Антонов

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

Представлены материалы по динамике размерного и возрастного состава популяции двустворчатого моллюска *Dreissena polymorpha* (Pallas) в Саратовском водохранилище.

Двустворчатый моллюск *D. p. polymorpha* (Pallas) является одним из массовых представителей гидрофауны Волжских водоемов. Он играет существенную роль в функционировании экосистем [2, 4-6, 12, 14, 17, 20, 21, 23], в формировании качества воды, как фильтратор [7, 11, 13, 19] и в хозяйственной деятельности человека, как обрастатель и кормовой объект в питании многих видов рыб и сельскохозяйственных животных [3, 16, 18, 22, 24]. Интерес к изучению различных сторон жизнедеятельности этого моллюска довольно обширен. Достаточно взглянуть на количество публикаций, посвященных этому виду, величина которых к настоящему времени, вероятно, превышает 3 тысячи. Тем не менее, многие особенности существования и функционирования *D. polymorpha* в различных участках ее ареала остаются мало- или вообще неизученными. К таковым можно отнести вопросы о структуре, пространственно-временной организации, распространении и формировании популяций дрейссены во вновь создаваемых водоемах или в тех, где она ранее не обитала, проникнув в них по разным причинам.

До недавнего времени в Волжских водах обитала лишь полиморфная дрейссена, но где-то в середине 80-х годов в Волгу проникла бугская дрейссена – *Dreissena bugensis* Andr. [1], ранее заселявшая только водоемы Украины. В настоящее время этот вид рода *Dreissena*, по крайней мере, в некоторых районах Саратовского водохранилища, преобладает над аборигенным видом – полиморфной дрейссеной. Поэтому, все данные, касающиеся любых сторон жизнедеятельности *D. polymorpha*, полученные до вселения в Волгу

бугской дрейссены, имеют, на наш взгляд, значительную научную ценность в теоретическом и практическом аспектах экологии водных животных.

Материал был собран в Саратовском водохранилище в течение вегетационных периодов 1971-1972 гг. и в июле-августе 1974 г. В каждые первые два года ежемесячно по всему водохранилищу был произведен отбор 50 выборок из рыболовецких тралов, являющихся в некоторой степени интегрированными и более отвечающих задачам учета численности [9]. В 1974 году осуществили одноразовый сбор 70 выборок по всему водохранилищу на 24-х участках в условно верхней, средней и нижней его частях. Верхняя часть водохранилища была определена нами от плотины Куйбышевского гидроузла до Куйбышевского водозабора, средняя – от Куйбышевского водозабора до сел Спасское и Приолжье и нижняя – от с. Спасское и Приолжье до плотины Саратовского гидроузла. Кроме того, моллюсков собирали в устьевой части 4-х притоков – рек Самаре, Чапаевке, Сызранке и Малого Иргиза. При сборе материала в этом году была применена водолазная техника [15].

В Саратовском водохранилище, созданном в 1967 г., дрейссена заселила все твердые субстраты на втором году его существования, в отличие от других водохранилищ Волжского каскада и водохранилищ других водных систем Европейской части бывшего СССР, где массовое появление полиморфной дрейссены отмечено на 3-10 годах их образования [10].

На формирование популяции дрейссены Саратовского водохранилища наложил свой

отпечаток его своеобразный гидрологический режим: повышенная проточность – 0,27-0,56 м/сек, большой водообмен – 19 раз в год, малые колебания уровня воды, замкнутость водохранилища. Наличие в Саратовском водохранилище, в отличие от других водохранилищ Волжского каскада, большого количества проток, воложек, островов, заводей, в которых было затоплено значительное количество древесно-кустарникового субстрата, также способствовало более интенсивному и массовому появлению моллюска дрейссены, что в свою очередь позволило сформироваться популяции полиморфной дрейссены в короткие сроки.

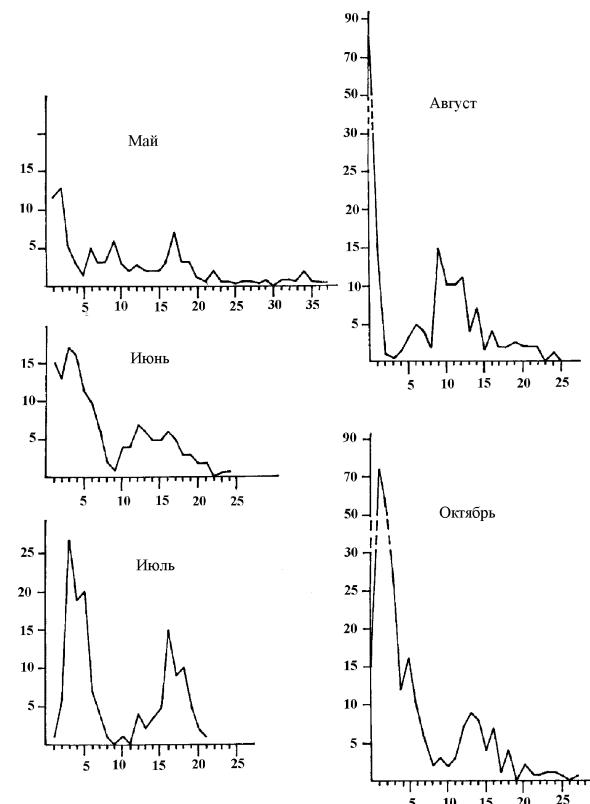
На формирование, становление и дальнейшее существование популяции дрейссены в водоеме существенное влияние оказывает размножение. Одним из показателей этого процесса может служить так называемый коэффициент подселения, рассчитываемый в конце вегетационного периода [10]. Он определяется отношением численности осевших сеголетних особей к численности многолетних моллюсков, выраженным в процентах. В первый год существования Саратовского водохранилища (1968 г.) коэффициент подселения колебался в переделах от 200 до 1300%. В последующие годы происходило его снижение и в 1969 г. он колебался от 146 до 500 %, в 1972 г. – от 141 до 391%. Снижение этого показателя с увеличением срока существования водохранилища связано с тем, что со временем все меньше и меньше остается субстрата, не занятого многолетними колониями моллюска. Подобное снижение коэффициента подселения во времени наблюдалось также и на других водохранилищах [8].

Таким образом, в силу многих благоприятных для моллюска биотических и абиотических факторов, сроки массового появления дрейссены в Саратовском водохранилище значительно короче, чем в других водохранилищах других водных систем. В более короткие сроки происходило и формирование популяции дрейссены всего Саратовского водохранилища. На втором году его образования моллюск заселил почти все затопленные твердые субстраты, а на 4-ом почти полно-

стью сформировался размерный и возрастной состав популяции дрейссены.

Одним из показателей состояния популяции является ее численность, но не сама по себе, а ее динамика во временном и пространственном отношении. Характерной чертой динамики популяции дрейссены является то, что моллюск растет и размножается на протяжении всего вегетационного периода. В начале вегетационного периода 1971 года, в мае, популяция дрейссены была представлена особями размером от 0,6 до 37 мм (рис.1), т.е. однолетними с плюсом и многолетними моллюсками. В этот период в популяции животного наблюдается четыре ярко выраженные группировки в размерном составе, что является результатом процессов размножения и роста, прошедших в предыдущем 1970 году. В группировки мы объединяем ряд размерных групп с различной численностью, примыкающие к наибольшей по численности размерной группе популяции.

Пополнение численности популяции



*Рис. 1. Динамика численности размерных групп популяции дрейссены Саратовского водохранилища в 1971 году.
По оси абсцисс - размерные группы, мм;
по оси ординат - численность, экз*

дрейсены за счет отрождения молоди идет постоянно, на протяжении всего периода размножения (от середины июня до, почти, последних чисел сентября, когда температура воды падает ниже 16 градусов). Однако этот процесс неоднороден. Наступают периоды, когда в вымете половых продуктов одновременно принимают участие наибольшее число особей. Размножение идет наиболее интенсивно в конце июля – начале августа. Возникает определенная динамика.

На динамику размерного состава популяции моллюска оказывает влияние и рост организмов, который также способствует группированию. Началом вегетационного периода для дрейсены можно считать момент возобновления роста, который приходится, примерно, на 20-е числа мая. С наступлением этого момента и до начала размножения – середина июня, происходит значительная элиминация особей старших возрастных групп.

В июне в популяции присутствуют моллюски размером от 0,6 до 24 мм, при этом наблюдаются только две ярко выраженные группировки размерно-возрастного состава (рис.1). Такая же картина характерна и для июля, но с той разницей, что пик численности во второй группировке приходится уже не на размерную группу 12 мм, а на группу в 16 мм. Это связано с наибольшей интенсивностью процесса роста в этот период и незначительной элиминацией особей. Размерный состав популяции уменьшился на три размерные группы и был в пределах от 0,6 до 21 мм.

В августе присутствуют уже три размерно-возрастные группировки, первая из которых возникает в результате наиболее массового и интенсивного отрождения молоди в этот период. Размерно-возрастной ряд увеличивается до 24 мм. Первая группировка июля, в результате неравномерного роста, распадается на 2-ю и 3-ю группировки в августе. При этом во второй группировке остаются особи с малой потенцией к росту и из второй группировки июля. Особи старших возрастных групп не создают в августе группировок, так как значительная их часть элиминирует и они присутствуют в популяции

в единичных экземплярах. К концу вегетационного периода (октябрь) складывается ситуация, подобная майской, с той разницей, что здесь в популяции присутствуют сеголетние особи, а максимальные размеры моллюсков не достигают майских и составляют только 27 мм.

Динамика численности размерных групп популяции дрейсены в вегетационный период 1972 года (рис.2) была менее выражена, чем в 1971 г. Размерный состав популяции в мае не изменился. Максимальные размеры были в пределах 27 мм. Количество группировок осталось прежним – четыре, как в октябре 1971г. В последующие месяцы вегетационного периода 1972 г. проанализировать динамику размерного состава популяции довольно затруднительно. Группировки по размерным группам выражены не четко. Наблюдается постепенное увеличение размерного состава популяции. Тогда как в 1971 г. была иная картина: к июлю шло уменьшение размерного ряда, а к концу периода вегетации увеличение. В этом плане картина динамики 1972 г. не свойственна для популяции моллюска. Лето 1972 г. было засушливым и жарким. Здесь можно предположить,

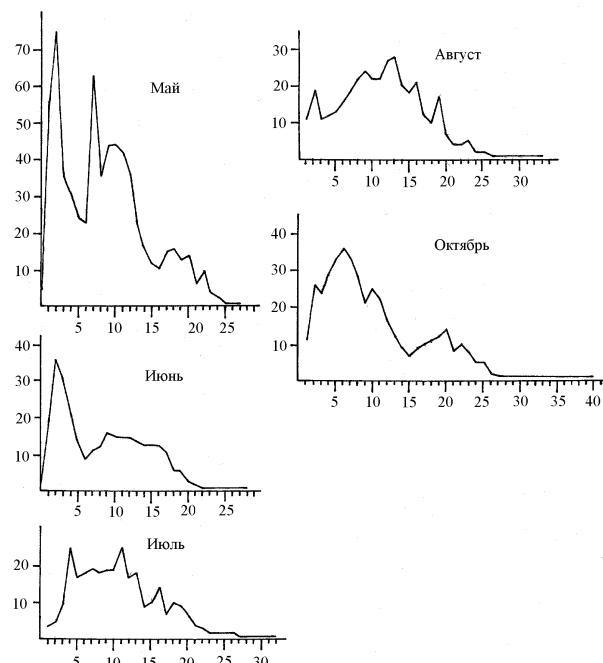


Рис. 2. Динамика численности размерных групп популяции дрейсены Саратовского водохранилища в 1972 году.
По оси абсцисс – размерные группы, мм;
по оси ординат – численность, экз

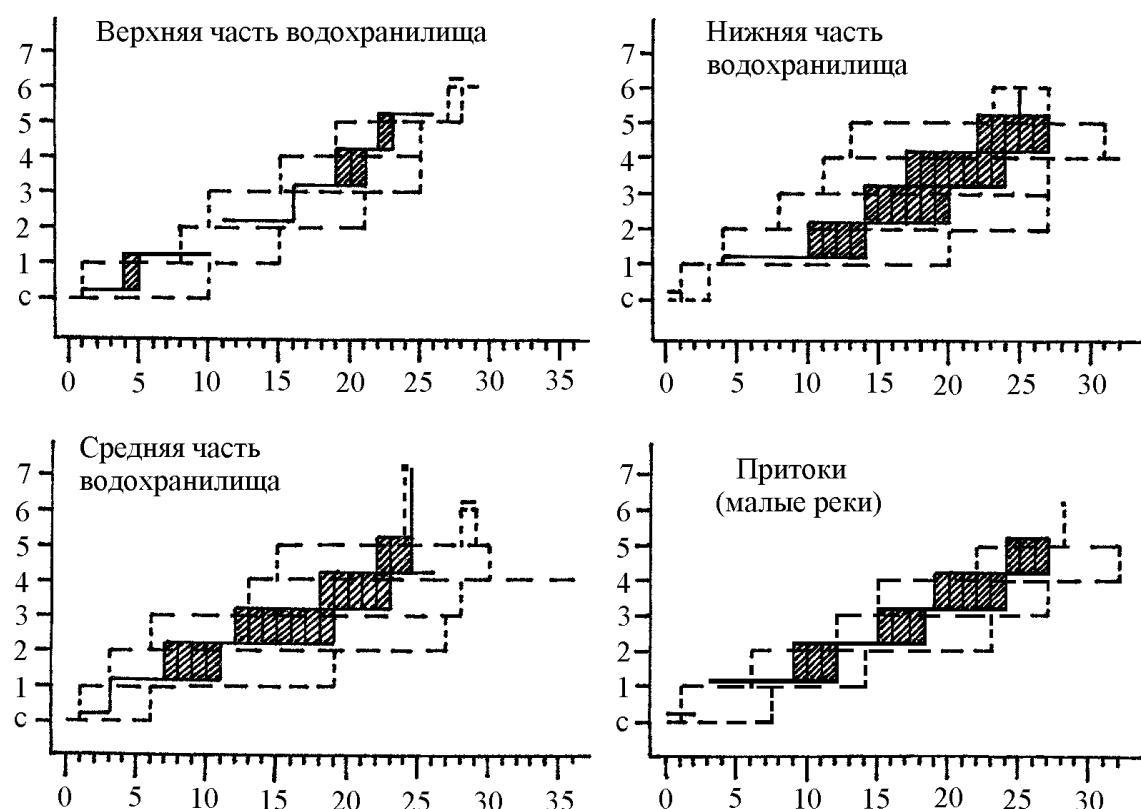
что процесс размножения шел довольно слабо. У большинства особей потенция к размножению снизилась, а к росту увеличилась. Первое можно объяснить отсутствием, начиная с июля, в популяции моллюсков размерной группы 0,2-0,5 мм, второе – постоянным увеличением размерного состава в течение всего вегетационного периода. Кроме того, относительные величины численности размерных групп в конце сезона были ниже, чем в начале.

Материал 1974 года позволяет нам анализировать динамику только в пространственном отношении. Размерный состав популяции по всему водоему довольно разнообразен. На открытых участках водохранилища размерный состав колебался в пределах 0,2-27 мм. В воложках, устьях малых рек, заливах, где скорости течения меньше, а аккумуляция органической взвеси выше, размерный состав популяции имеет более широкий ряд – от 0,2 до 36 мм.

В обследованных участках верхней части водохранилища размерные ряды обитаю-

щей здесь дрейссены начинаются размерными группами 0,2-3 мм, а заканчиваются группами 10-29 мм. В средней части водоема эти показатели значительно шире: начало ряда приходится на размерные группы 0,2-6 мм, а конец ряда – на группы 20-36 мм. Для моллюсков, обитающих на участках нижней части водохранилища, начало размерного ряда приходится на размерные группы 0,2-8 мм, а заканчиваются ряды размерными группами 22-32 мм. В целом по всему водохранилищу начало ряда размерного состава в 79% случаев приходится на размерные группы 0,2-2 мм, окончание же размерного ряда в 63% случаев падает на размерные группы 22-28 мм.

Динамика возрастного состава характеризуется тем, что во всех трех частях водохранилища в популяции дрейссены сеголетние особи присутствуют только в 49% случаев, а в остальных – возрастной ряд начинается с возраста 1+. Это свидетельствует о том, что во многих местах обитания моллюска, особенно в средней и нижней частях водохранилища, не наблюдается процесса попол-



Ри. 3. Размерно-возрастная структура популяции дрейссены Саратовского водохранилища (июль-август 1974 г.).

По оси абсцисс – возраст, год+; по оси ординат – размерные группы, мм. В границах пунктирных линий – пределы размерных групп, мм; в границах сплошных линий – средние данные, мм

нения популяции дрейссены молодью. В большинстве случаях (65,3%) возрастной ряд заканчивается возрастом 4-5+. На возрастные ряды, заканчивающиеся возрастами 3+ и 6+, приходится примерно по 15% и только в 4% случаев возрастной ряд поселений дрейссены заканчивается возрастом 7+.

Сопоставление данных размерного и возрастного состава популяции дрейссены Саратовского водохранилища указывает на то, что происходит перекрытие возрастов, т.е. в одну размерную группу попадают особи разных возрастов – обычно 2-3-х (рис.3). Так размерный ряд у сеголетних особей колеблется в пределах размерных групп 0,2-10 мм. У последующих возрастов начальная и конечная величина размерных рядов постепенно возрастают: у годовиков с 1 до 20 мм, двухлеток с 3 до 27 мм, трехлеток с 6 до 28 мм, четырехлеток с 11 до 36 мм, у шестилеток с 23 до 29 мм и семилеток с 24 до 36 мм. Наибольшее перекрытие возрастов наблюдается у моллюсков, обитающих в средней и, особенно, в нижней частях водохранилища.

Подводя итоги исследований в 1974 году, мы констатируем, что в верхней части водохранилища обитают не крупные моллюски. В тоже время, в среднем и нижнем участках водоема в поселениях дрейссены, в большинстве случаев, присутствуют более крупные особи с большей продолжительностью жизни. Однако в верхней части водоема популяция моллюска в значительно большей степени пополняется молодью.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Антонов П.И. О проникновении двусторчатого моллюска *Dreissena bugensis* (And.) в Волжские водохранилища // Экологические проблемы бассейнов крупных рек (тезисы докладов международной конференции). Тольятти: ИЭВБ РАН, 1993.
2. Аристова Г.И. Биоценоз *Dreissena polymorpha* Куршского залива // Тр. кафедры гидробиологии Калининградского ВНИОРХ (ун-та). Калининград, 1971. Вып.25.
3. Гасюнас И.И. Распределение и хозяйственное значение *Dreissena polymorpha* (Pall.) в водоемах Литвы / Моллюски. Вопросы теоретической и прикладной малакологии. М.:Наука, 1965. № 2.
4. Карапаев А.Ю., Бурлакова Л.Е. Роль дрейссены в озерных экосистемах // Экология. 1995. № 3.
5. Карапаев А.Ю., Ляхнович В.П. Роль *Dreissena polymorpha* Pallas в сообществах макробес позвоночных и водных экосистемах // Вид и его продуктивность в ареале. Материалы 5-го Всесоюзного совещания. Вильнюс, 1988.
6. Карапаев А.Ю., Ляхнович В.П. Влияние *Dreissena polymorpha* (Pallas) на расселение донных ракообразных (*Gammarus lacustris* Sars, *Asellus aquaticus* L.) в оз. Лукомском / Вид в ареале. Биология, экология и продуктивность водных беспозвоночных. Минск: Навука і тэхніка, 1990.
7. Качанова А.А. Роль дрейссены в осветлении воды Учинского водохранилища и канала // Вопросы гидробиологии. I съезд Всесоюзного гидробиологического о-ва. М., 1964.
8. Кирпиченко М.Я. К экологии *Dreissena polymorpha* Pallas в Цимлянском водохранилище // Биология и продуктивность пресноводных организмов. Тр. ИБВВ АН СССР. Л., 1971. Вып. 21(24).
9. Кирпиченко М.Я. Проблемы численности в экологии гидробионтов (По материалам архива ИЭВБ РАН). Тольятти, 1997.
10. Кирпиченко М.Я., Антонов П.И. Интенсивность заселения дрейссеной водохранилищ // Круговорот вещества и энергии в водоемах. Элементы биологического круговорота. Тезисы докладов на 4-ом Всесоюзном лимнологическом совещании. Лиственичное на Байкале, 1977.
11. Кондратьев Г.П. Фильтрационная и минерализационная работа двусторчатых моллюсков Волгоградского водохранилища: Автореф. дисс. канд. Biol. Саратов, 1970.
12. Львова А.А., Извекова Э.И. О дрейссене и хирономидах Учинского водохранилища / Растит. и животн. население Москвы и Подмосковья. М., 1978.
13. Львова-Качанова А.А., Извекова Э.И. Осаждение дрейссеной взвеси и использ-

- зование ее личинками хирономид / Комплексное исследование водохранилищ. М., 1973. Вып.2.
14. Ляхнович В.П., Карамаев А.Ю., Митрапович П.А. Влияние популяции *Dreissena polymorpha* на экосистему евровского озера // Тез. докл. IV съезда ВГБО. Киев: Накова думка, 1981. Ч.4.
15. Ляхов С.М., Михеев В.П. Распределение и количество дрейссены в Куйбышевском водохранилище на седьмом году его существования // Биология дрейссены и борьба с ней. Тр. ИБВВ АН СССР . М. Л.: Наука, 1964. Вып. 7(10).
16. Мейснер Е.В., Михеев В.П. Использование дрейссены для кормления рыбы // Совещание по биологии дрейссены и защиты гидротехнических сооружений от ее обрастаний. Тезисы докладов. Тольятти, 1965.
17. Протасов А.А., Афанасьев С.А. Основные типы сообществ дрейссены в перифитоне // Гидробиол. журн. 1990. Т. 26. №4.
18. Совещание по биологии дрейссены и защиты гидротехнических сооружений от ее обрастаний // Тезисы докладов. Тольятти, 1965.
19. Соколова Н.Ю., Львова А.А., Извекова Э.И. О функциональной роли донных организмов в биотическом круговороте вещества (на примере Учинского водохранилища) // Круговорот вещества и энергии в водоемах. Элементы биотического круговорота. Тезисы докладов на 4-ом Всесоюзном лимнологическом совещании. Лиственичное на Байкале, 1977.
20. Спиридонов Ю.И. Об утилизации агглютинатов дрейссен некоторыми гидробионтами // Тр. комплексной экспедиции Саратовского ун-та по изучению Волгоградского и Саратовского водохранилищ. Саратов, 1976. Вып. 6.
21. Тодераши И.К., Владимиров М.З. Значение популяций *Dreissena polymorpha* (Pallas) в биологических процессах водоемов Молдавской ССР // Моллюски. Результаты и перспективы их исследований: Восьмое Всесоюзное совещание по изучению моллюсков. Л.: Наука, 1987.
22. Харченко Т.А. *Dreissena*: ареал, экология, биопомехи // Гидробиол. журн. 1995. Т. 31, № 3.
23. Шевцова Л.В., Жданова Г.А., Мовчан В.А., Примак А.Б. Взаимоотношения дрейссены с планктонными беспозвоночными в экспериментальных условиях // Гидробиол. журн. 1986. Т. 22, № 6.
24. Stanczykowska A. The place of mussel *Dreissena polymorpha* (Pall.) in the food web of lake ecosystems // "Haliotis". 1987. V. 16.

DEVELOPMENT AND DYNAMICS FEATURES OF POPULATION IN THE SARATOV RESERVOIR

© 2000 P.I. Antonov

Institute of Ecology of the Volga River Basin of Russian Academy of Sciences, Tolyatti

The materials on dynamics of size and age structure of a population *Dreissena polymorpha* (Pallas) in the Saratov reservoir are submitted.

АНОМАЛИИ В СИСТЕМЕ ВОСПРОИЗВОДСТВА РЫБ ПРИ АНТРОПОГЕННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ

© 2000 Ю.С. Решетников, Н.В. Акимова, О.А. Попова

Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н.Северцова РАН, г. Москва

Поражение воспроизводительной системы у рыб в зоне влияния промышленных предприятий проявляется по многим показателям: аномалии в строении гонад, асинхронность в их развитии, нарушение нормального хода гаметогенеза, снижение плодовитости, пропуски нереста, ускоренное созревание рыб и образование карликовых форм. Аномалии в системе воспроизводства рыб являются хорошим индикатором качества окружающей среды и должны обязательно использоваться при оценке состояния организма в комплексе с другими функционально-важными органами.

Развитие и функционирование репродуктивной системы рыб является одним из важных показателей оценки состояния популяций и организма в различных условиях обитания. Отклонения от нормы в развитии воспроизводительной системы могут быть использованы в качестве индикатора в определении степени благополучия существования той или иной популяции. Даже простой визуальный морфо-патологический анализ позволяет выявить нарушения в системе воспроизводства рыб (Решетников, 1994, 1995; Решетников, Попова, 1995; Решетников и др., 1999). Однако лишь использование традиционных гистологических методов позволяет четко констатировать различные нарушения в развитии половых клеток и желез, которые визуально не всегда прослеживаются. В последние годы у разных видов рыб из различных водоемов возросла встречаемость аномалий в строении и развитии воспроизводительной системы, что связывается с интенсивным нарастанием антропогенной нагрузки на водоемы (Акимова, Рубан 1992; Решетников, 1994; Решетников, Попова, 1995; Шатуновский и др., 1996; Чеботарева и др., 1997; Решетников и др., 1999; Акимова и др., 2000). Причем среди ихтиологов распространено мнение, что при токсикозе репродуктивная система рыб поражается в последнюю очередь (Шарова, Лукин, 2000).

Использование в исследованиях методов макро - и микродиагностики позволяет

выявить нарушения в развитии половых клеток и желез и помогает заблаговременно установить начальные моменты неблагоприятного воздействия какого-то одного или комплекса факторов на организм рыб в конкретных условиях.

Основными целями данного сообщения были: 1) проверить гипотезу, что при токсикозе репродуктивная система рыб поражается в последнюю очередь и 2) сопоставить результаты макро- и микро-диагностики при анализе аномалий в развитии половых клеток и желез.

Материал и методика

Объектами исследования являлись гонады сигов и щук оз. Куetsияvr, расположенного на северо-западе Кольского п-ова. Озеро относится к водосбору р. Пасвик, берущей начало из финского оз. Инари. Река является границей между Россией и Норвегией, но оз. Куetsияvr целиком лежит на российской территории. На берегах озера построен комбинат "Печенганикель" и на протяжении последних пятидесяти лет водоем интенсивно загрязняется тяжелыми металлами (цинк, медь, никель) и сульфатами (Моисеенко, 1991). В бассейне р.Пасвик нами выявлены три зоны: 1) зона экологического кризиса (Куetsияvr, Салмиярви, Бьорневатн), 2) зона экологического бедствия (Лангватн) и 3) зона относительного экологического благополучия (Ваггетем, Хестефосс, Кочеяvr) (Решетников и др.,

1999). Для выявления этих зон и для суждения о состоянии особи или популяции использовали Индекс Неблагополучного Состояния (ИНС), который рассчитывался как сумма всех отклонений от нормы по экспертизной балльной оценке (Решетников, Попова, 1995; Решетников и др., 1999).

Рыбу отлавливали ставными жаберными сетями с использованием стандартного набора сетей из монофиламента (высота - 1.5 м, длина - 25 м, размер ячей 10, 12.5, 16, 22, 25, 30, 38, и 45 мм). Живых, только что выловленных рыб вскрывали и визуально оценивали состояние гонад.

Затем кусочки гонад фиксировали жидкостью Буэна и в лабораторных условиях изготавливали гистологические срезы. Обработка материала проводилась по общепринятым методикам (Роскин, Левинсон, 1957). Полученные срезы окрашивались раствором Маллори.

Исследования проводили весной и осенью 1992 - 1993 г.г. В весенне-осенний период 1992 г. морфо-патологическим методом было проанализировано 154 сига и 49 щук, осенью 1993 г – 60 сигов. Гистологическому анализу были подвергнуты гонады самок сигов (22 экз.) и щук (5 экз.) по сборам 1992 г. Для сравнения добавлены данные 1998 г из этих же мест. Рыбы для гистологического анализа отлавливались осенью (одна самка сига была выловлена в июне, с гонадами на III стадии зрелости). Основанием для отбора гонад на гистологический анализ служили результаты патологоанатомического вскрытия. Все особи имели гонады на разных стадиях зрелости.

Результаты

Основные виды поражения рыб в зоне действия горнообогатительного комбината "Печенганикель" описаны нами в специальной работе (Решетников и др., 1999), в которой отмечалось, что прежде всего поражается система детоксикации организма (кровь, жабры, печень, почки), наблюдаются изменения в окраске рыб, а также морфологические изменения во внешнем виде рыбы (челюсти, плавники) и в ее внутренних органах. Степень выраженности мор-

фологических аномалий хорошо коррелирует с концентрацией тяжелых металлов в теле рыб (Кашулин, 1994; Кашулин, Решетников, 1995; Кашулин и др., 1998; Amundsen et al., 1997). Аналогичные аномалии отмечены у рыб в районе Норильского комбината (Разнообразие рыб Таймыра, 1999). По совокупности всех морфологических аномалий рассчитывали Индекс Неблагополучного Состояния (ИНС) (Решетников, 1994; Решетников, Попова, 1995; Решетников и др., 1999).

По мере приближения к источнику загрязнения наблюдалась следующие изменения на уровне организма и популяции:

1) Возрастает частота встречаемости патологий жабр, почек, печени и гонад у сигов, окуня и щуки.

2) Замедляется темп роста рыб, снижается размерный и возрастной состав популяции.

3) Меняются сроки наступления половой зрелости и более частыми становятся пропуски нерестовых сезонов.

4) У сигов наблюдается переход на короткий цикл воспроизводства и стремление кmonoциклии (до 60-70% рыб нерестуют один раз в жизни).

5) Отмечено появление карликовой формы у сига в Куэтсиявре. Слабая асимметрия гонад по размерам свойственна многим видам рыб с парными гонадами. В водоемах р.Пасвик асимметрия гонад у сигов и щуки встречалась постоянно, и во всех исследованных водоемах она была сильнее выражена, чем обычно (одна гонада в 1,5 раза и более превышает другую). Наряду с асимметрией и недоразвитием одной из гонад в них появлялись соединительно-тканые разрастания, перетяжки и перекручивания (чаще у самцов) (рис.1). При сильном загрязнении перетяжки и извилины становились многочисленными, захватывали всю гонаду, и она по форме напоминала поверхность человеческого мозга ("мозговидные гонады" у самцов окуня), причем наиболее ярко это было выражено у окуней из Кочеявра - озера наиболее удаленного от центра загрязнения.

У самок аномалии в строении гонад

проявлялись в недоразвитии стромы яичника, в нем отмечались полости, перетяжки; яичник становился четковидным. В районах высокой загрязненности снижалась плодовитость, резко падали гонадосоматические индексы и возрастала доля рыб с нарушениями оогенеза. Многочисленные перетяжки и пере-кручивание гонад, резкое уменьшение размеров гонад по сравнению с нормой и наличие участков с плотной соединительной тканью затрудняли нормальное развитие половых продуктов, которые часто даже не имели выхода из полости тела (гонады не доходили до генитального отверстия, или выход гонад был закупорен). Все это приводило к явлениям массовой резорбции. Как явное отклонение от нормы следует рассматривать случаи гермафродитизма (отмечены у окуня, сига и налима).

Одной из ответных реакций на загрязнение может быть необычно раннее половое созревание и появление карликовой формы сига в оз. Куэтсияvre: половая зрелость у большинства рыб наступает в возрасте 1+ при достижении длины 10 см и массы 8 г. Это самый мелкий сиг в Европе, достижение половой зрелости при таких размерах отмечено впервые (Кашулин, 1994; Решетников и др., 1997).

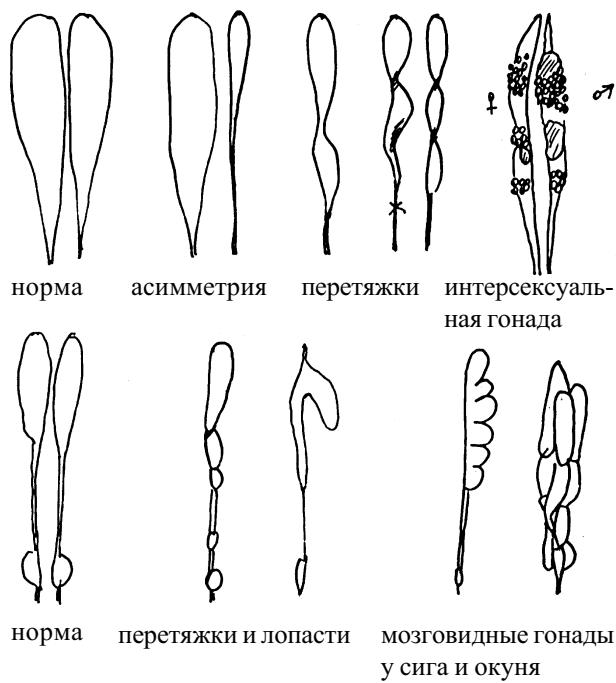
Основные аномалии во внешнем виде гонад у рыб могут быть суммированы следующим образом:

1) Изменение формы гонад:

- асимметрия гонад, крайний вариант - наличие лишь одной гонады;
- гонады у самцов с перетяжками, "мозговидные гонады" у окуня;
- гонады самок дольчатые, с перетяжками;
- гонады срастаются между собой или прирастают к кишечнику;
- гонады не имеют выхода из полости тела.

2) Изменение цвета гонад и половых клеток:

- гонады самцов с участками желтого или коричневого цвета;
- гонады самцов красного цвета (кровоизлияния под оболочкой гонад);
- ооциты белого цвета;



Rис. 1. Аномалии во внешнем виде гонад у рыб

- некоторые ооциты в яичнике бледно-желтые, мутные.

Поражение воспроизводительной системы у рыб в зоне влияния промышленных предприятий проявляется по многим показателям: аномалии в строении гонад, асинхронность в их развитии, нарушение нормального хода гаметогенеза, снижение плодовитости, пропуски нереста, ускоренное созревание рыб и образование карликовых форм. Аномалии в системе воспроизводства рыб являются хорошим индикатором качества окружающей среды и должны обязательно использоваться при оценке состояния организма в комплексе с другими функционально-важными органами.

3) Нарушения структуры ткани гонад:

- жировое перерождение ткани гонад;
- появление новообразований в ткани гонад (уплотненные участки гонады с измененной окраской);
- часть гонады заменяется соединительно-тканными образованиями;
- у самцов семенники дряблые, гонады самок становятся студенистыми.

4) Нарушения развития гонад (визуально):

- семенник в передней части на II стадии, в средней части - на III-IV, в конце -

на V стадии развития;

- гонады у созревающих самцов на III-IV стадии в 2-4 раза меньше нормы;
- частичная или полная резорбция ооцитов;
- после окончания нереста в гонадах остается много невыметанной икры, семенники не полностью выбиты.

4) Появление интерсексуальных особей (визуально):

- отмечены гермафродиты у сига и налима;
- в районе Норильского комбината отмечены гермафродиты у ряпушки, сига, муксуги, чира и гольца.

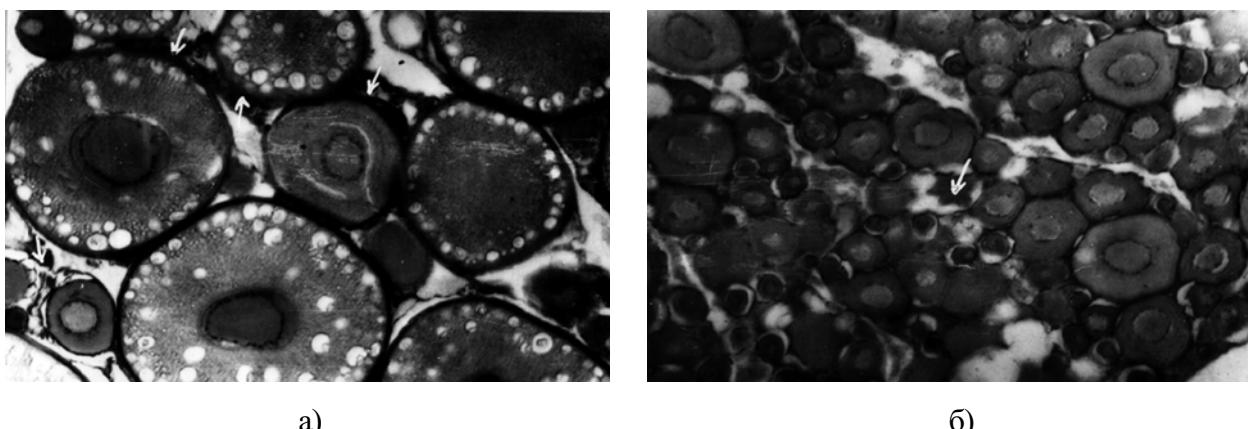
Эти же изменения представлены на рис.1 и в табл. В норме гонады у самок сига представлены равномерно суживающимися к заднему концу тяжами, без выростов и перетяжек. Визуально патологические изменения гонад диагностировались не у всех обследованных рыб. В весенний период 10,4% самок сигов имели перекрученные с перетяжками яичники, что являлось след-

ствием разрастания соединительной ткани в гонадах. Асимметрия гонад наблюдалась у 5,2% сигов. В некоторых случаях один из ястыков был практически редуцирован. У 9,7% самок гонады - бледные, "студенистые", что возможно связано с низким содержанием каротиноидов. Асинхронное созревание ооцитов визуально наблюдалось у 8,4% сигов. У сигов отмечено четкое увеличение доли особей с пораженными гонадами по мере приближения к источнику загрязнения: Кочеявл - 11%, Ваггетем - 13%, Лангватн - 22%, Бьорневатн - 23%, Куэтсиявл - 26%. Однако у хищных рыб (щука, налим, окунь) такой закономерности не отмечалось, хотя пораженность жабр, почек и печени достигала у них 100% и отмечалось высокое значение ИНС. Возможно, это связано с гибелю наиболее старых особей (Решетников и др., 1999).

Микроскопическое исследование материала показало, что в сентябре 1992 г. в уловах встречались самки сигов, гонады которых в своем развитии проходили П, П-III,

Таблица. Частота встречаемости аномалий у малотычинковых (1) и среднетычинковых (2) сигов в бассейне р.Пасвик

Органы или признаки	Кочеявл 1	Ваггетем 1 2		Лангватн 1 2		Бьорневатн 1 2		Куэтсиярви 1 2	
Жаберные тычинки	4	16	8	18	20	31	20	63	14
Анемичное кольцо	5	12	16	15	25	25	14	31	14
Печень	72	84	71	60	57	91	86	99	97
Почки	8	73	77	81	94	96	89	96	92
Гонады:	11	13	10	22	20	23	25	25	26
в том числе									
асимметрия	1	13	10	11	20	11	20	20	25
перетяжки	10	-	-	2	-	4	6	9	10
прочие аномалии	2	-	-	-	-	10	3	10	10
Cр. значение ИНС	2,8	5,0	6,5	5,2	5,7	7,8	8,0	8,2	9,4
Число рыб	246	30	52	53	35	47	36	365	318



а)

б)

Рис. 2. Микроструктура гонад самок сига оз.Күетсияр (об.- 3,5 ок. - 12,5). А - июль 1992 г; самка сига длиной 117 мм и массой тела 12 г, III стадия зрелости гонад, в ооцитах начало трофоплазматического роста; фрагменты базальных мембран свидетельствуют о предшествующей дегенерации более молодых ооцитов - периода цитоплазматического роста (показаны стрелками). Б - сентябрь 1992 г; самка сига с гонадами на II стадии зрелости - нормальное развитие ооцитов превителлогенеза; дегенерируют единичные ооциты периода цитоплазматического роста (показаны стрелками)

Ш и Ш-IV стадии зрелости. У большинства самок с гонадами на II стадии зрелости (3 самки из 4-х) половые клетки в период превителлогенеза развивались относительно normally, за исключением одной самки с дегенерацией ооцитов цитоплазматического роста в одной гонаде 5%, в другой - 20%. Как только в половых клетках начинались процессы накопления питательных веществ (вителлогенез), резко возрастило количество клеток с различными аномалиями (рис.2). Это в первую очередь - асинхронность в развитии половых клеток. У одних особей она была незначительной, у других - более выраженной; она отмечалась у самок в одной из гонад, в обеих или в разных частях одной из гонад.

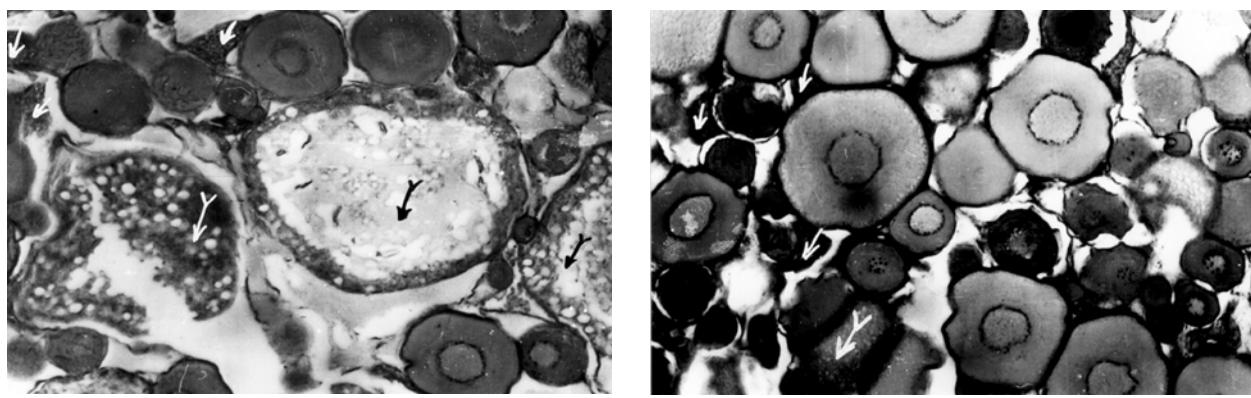
Судя по нашим данным, с асинхронностью развития гонад, возможно, связан процесс резорбции ооцитов в период трофоплазматического роста, который затрагивал у разных самок от 6% до 100 % половых клеток. Причем, резорбировались ооциты не все сразу, а небольшими группами, что также создавало картину асинхронности и в процессах резорбции: одни ооциты находились в начальной стадии процесса резорбции, у других эти процессы зашли значительно дальше. У некоторых самок резорбция ооцитов трофоплазматического роста проходила ежегодно (рис.3). Одновременно с резорбцией ооцитов тро-

фоплазматического роста подвергались резорбции и более молодые ооциты: в период превителлогенеза от 5 до 70%. У двух самок (из 17-ти) накопление трофических веществ наблюдалось лишь в небольшом количестве оцитов (в среднем около 5% от общего числа). Более подробно эти вопросы разбираются в специальной статье (Акимова и др., 1999).

Из 21 исследованных самок сига (осеннего сбора) принять участие в нересте данного сезона могла бы только одна самка с гонадами в Ш-1У стадии зрелости, но у нее в процессе резорбции находилось 22,9% ооцитов трофоплазматического роста, и не известно достигли бы зрелости оставшиеся ооциты.

Немногим больше 1/3 самок (6 из 17) размножались в предыдущем году, о чем свидетельствовали скопления лютеиноподобных клеток (рис.3). Около 2/3 самок (11 из 17) пропускали второй нерестовый сезон, что подтверждалось отсутствием в гонадах следов нереста предыдущего года. У некоторых самок (3 из 6) отмечено большое количество остаточной икры после нереста предыдущего года. О неежегодном нересте самок сига из разных водоемов сообщали многие авторы (Решетников, 1980, Кошелев, 1984 и др.).

Из пяти самок щуки, гонады которых были подвергнуты микроскопическому ис-



а)

б)

Рис. 3. Микроструктура гонад самок сига оз. Куэтсияэр в период начала вителлогенеза - II-III- стадии зрелости, сентябрь 1992 г (об.- 3,5 ок. - 12,5). Самки размножались в предыдущем нерестовом сезоне (осень 1991 г), но у них было много остаточной икры, о чем свидетельствуют скопления лютеиноподобных клеток (показаны стрелками). А - в данном году все ооциты трофоплазматического роста резорбировались (показаны стрелками). Б - в данном году резорбировались единичные ооциты трофоплазматического роста (показаны стрелками)

следованию, нерестились в данном сезоне лишь одна. Ею было выметано около 20% ооцитов, остальные 80% резорбировались. Гонады четырех самок были на III и III-IV стадиях зрелости с патологическими аномалиями разной степени: со значительной деформацией ооцитов трофоплазматического роста (20%), их дегенерацией (от 3,8 до 82%) и асинхронностью развития (рис.4). В литературе описана некоторая асинхронность процессов роста и созревания ооцитов у щуки в самом начале вителлогенеза (Зайцев, 1956), но в процессе дозревания ооцитов происходило их выравнивание, что не наблюдалось у исследованных нами самок. Довольно низкий гонадосоматический индекс этих самок (0,84 - 1,4%) также свидетельствовал о неблагополучном существовании особей.

Сходные нарушения в развитии половых клеток были обнаружены и у других видов рыб (Попова, 1978; Рубан, Акимова, 1991; 1993; Акимова, Рубан, 1992; 1996; Шагаева и др., 1993; Савваитова и др. 1995; Чеботарева и др., 1997; Разнообразие рыб Таймыра, 1999; Шарова, Лукин, 2000) и связываются авторами с загрязнением вод промышленными стоками.

Таким образом, в общем виде все аномалии в микроструктуре гонад у рыб имели следующий вид:

1) Деструктивные изменения клеток:

- недоразвитие стромы и гамет (4-82%);
- низкий гонадосоматический индекс (у самок 1-2% вместо 18-25% в норме, у созревающих самцов в 2-4 раза меньше нормы);
- аномалии в гистологическом строении (отек клеток, разрушение клеточной оболочки, деформация ядра клетки, образование ядер вытянутой, гантелеобразной и лопастной формы).

2) Асинхронность развития половых клеток:

- асинхронность в развитии может быть как в одной гонаде (в разных частях одной гонады), так и в обоих;
- у созревающих самок на III-IV стадии развития до 25% икринок могут быть на стадии II и II-III;
- резорбция отдельных групп ооцитов может создавать картину асинхронности развития гонад.

3) Резорбция ооцитов:

- резорбция на стадии превителлогенеза (от 5 до 70%);
- резорбция на стадии трофоплазматического роста (6-100%);
- как следствие резорбции - пропуски нерестовых сезонов.

4) Замещение генеративной ткани на соединительную:

- часть гонады заменяется соединительно-канальными образованиями (до 10% всех

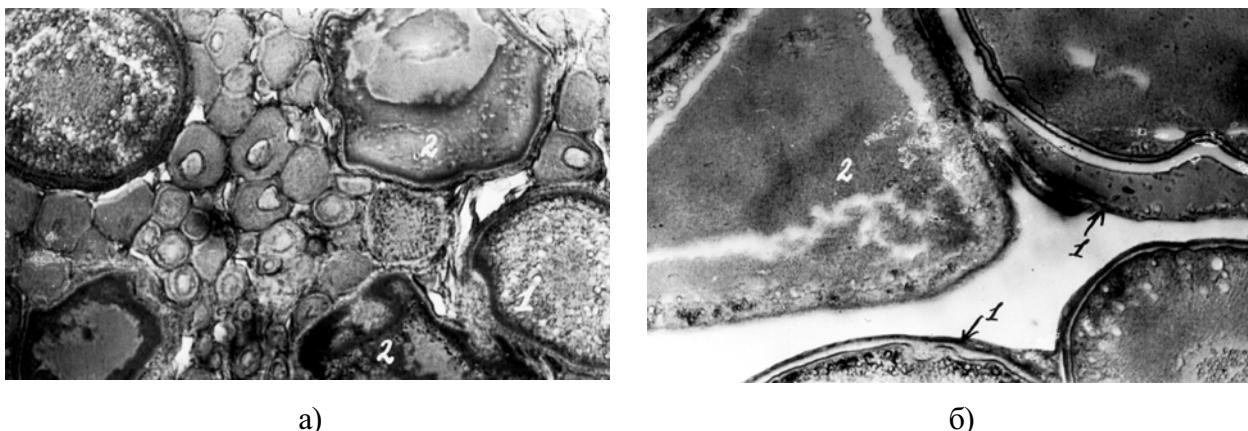


Рис. 4. Асинхронность резорбционных процессов в гонадах самок щук из оз. Куэтсияр, сентябрь 1992 г (об.- 3,5 ок. - 12,5). Начальные (1) и средние (2) фазы резорбции ооцитов периода трофоплазматического роста. А - самка щуки длиной 415 мм и массой тела 745 г, III стадия зрелости гонад. Б - самка щуки длиной 460 мм и массой тела 880 г, III-IV стадия зрелости гонад

исследованных особей);

- в перерожденных участках половые клетки обычно на более ранних стадиях развития, чем в остальных отделах (например, семенник в передней части на II стадии, в средней части - на III-IV, в конце - на V стадии развития);
- в случае блокировки выхода из гонады наблюдается частичная или полная резорбция икры (у сигов - до 90%, у щуки - до 80%);
- после окончания нереста в гонадах остается много невыметанных половых продуктов.

5) Замещение овариальной ткани на жировую:

- часть гонады заменяется жировой тканью (до 10% всех исследованных особей);
- половые клетки в таких участках не обнаруживаются.

6) Появление интерсексуальных особей:

- в наших водоемах отмечены гермафродиты у сига и налима;
- в районе Норильского комбината отмечены гермафродиты у ряпушки, сига, мускуса, чира и гольца;
- частота встречаемости гермафродитов при микроскопическом анализе в 10 раз выше, чем при визуальной оценке.

Обсуждение

Интенсивное загрязнение оз. Куэтсияр промышленными стоками комбината

"Печенганикель", где приоритетными загрязнителями являются цинк, медь, никель и сульфаты, оказывает негативное воздействие на организм рыб. В предыдущих работах было показано, что в первую очередь при таком типе загрязнения страдают жабры, печень и почки (Лукин, Кашулин, 1991; Кашулин, Решетников, 1995; Решетников, Попова, 1995). В этом же водоеме нами наблюдались многочисленные случаи аномального развития плавников, костей черепа, жаберных тычинок. Как показали наши исследования, система воспроизводства также имеет целый ряд патологических изменений, которые диагностируются визуально и при гистологическом исследовании: асимметрия гонад, появление в них перетяжек, блокировка процессов оогенеза, ускоренное созревание рыб и появление карликовых форм (Кашулин, 1994; Решетников, Попова, 1995; Решетников и др., 1997; Кашулин и др., 1998; Amundsen et al., 1997).

С нашей точки зрения, каждый из попадающих в водоем металлов может оказывать специфическое воздействие на reproductive систему. Известно, что хроническое воздействие сублетальных доз меди (0,02 - 0,2 мг/л) снижает выживаемость, рост и темпы воспроизводства различных видов рыб. В мягкой воде даже такие низкие концентрации меди как 0,004 мг/л могут влиять на плодовитость рыб и выживаемость икры (Waiwood et al, 1978). Никель в

концентрации 1,6 мг/л вызывает 50%-ное снижение плодовитости самок и выживания икринок гольяна через 5 месяцев после воздействия (Pickering, 1974). Цинк менее токсичен для гонад рыб, чем медь и никель. Однако доказано, что комплекс загрязнителей (Cu+Zn+Ni) обладает синергетическим действием на организм рыб (Мур, Рамамурти, 1987). Именно этот комплекс сложился в оз. Куэтсиявр. Выявленные патологии гонад – асинхронное созревание, асимметрия и разрастание соединительной ткани, резорбция ооцитов на стадии превителлогенеза и массовая (тотальная) резорбция ооцитов – все они являются следствием хронического токсического действия тяжелых металлов на организм рыб.

При высоких концентрациях металлы в большинстве случаев становятся токсичными, причиняют вред организму рыб в виде морфологических аномалий и/или функциональных нарушений и в конечном итоге могут привести к смерти особи. Механизмы подобных явлений на молекулярном уровне состоят в том, что токсичный металл вытесняет или заменяет обычный металл из состава молекулы, приводит к неправильным связываниям оснований нуклеотидов и ошибкам в белковом синтезе, происходит деполимеризация биологически важных макромолекул и образование биологически вредных для организма агрегатов и др. (Кашулин, Лукин, Амундсен, 1999). При этом страдают все функционально-важные органы, в том числе и система воспроизводства.

Таким образом, наши данные не подтверждают достоверность гипотезы том, что при токсикозе репродуктивная система поражается в последнюю очередь. Уже на первых стадиях поражения одновременно с аномалиями в других органах в репродуктивной системе появляются следующие отклонения: асимметрия гонад, асинхронность развития половых клеток, резорбция ооцитов. Таким образом, при токсикозе страдают все органы одновременно, но основную нагрузку принимают на себя печень и почки. Частота встречаемости поражений в гонадах много ниже, чем в органах сис-

темы детоксикации организма.

Более того, даже без видимых морфологических аномалий других органов отклонения в системе воспроизведения рыб проявляются в виде асимметрии гонад при "культурном эвтрофировании" водоемов (Решетников, 1995) или в виде сбоев в развитии половых клеток при "тепловом загрязнении" (Кошелев, 1984).

Однако даже в районах экологического кризиса обеспечивается воспроизводство рыб и не происходит выпадение видов из состава рыбной части сообщества. Патологические изменения в системе воспроизводства, диагностированные нами в оз. Куэтсиявр, свидетельствуют о неблагоприятной экологической ситуации. Вместе с тем, число рыб с аномалиями в системе воспроизводства не так велико как можно было бы ожидать, учитывая степень загрязненности водоема. Возможно, на это влияет гибель наиболее пораженных рыб. Об этом свидетельствуют случаи гибели рыб в Куэтсиярви и аномальный возрастной состав окуня в нем (выпадение нескольких генераций из состава популяции). Далее могут последовать изменения в составе рыбной части сообщества с выпадением отдельных популяций или экологических форм, со сменой доминантных видов и т.п.

Мы уже отмечали, что сокращение биологического разнообразия начинается с ухудшения условий воспроизводства, с появления аномалий и отклонений в репродуктивной системе рыб, что может быть сначала причиной снижение разнообразия на уровне вида (сокращение числа внутривидовых экологических форм). Следующим этапом может быть снижение числа популяций или экологических форм у сиговых и лососевых рыб, что явно свидетельствует о снижении биологического разнообразия и частичной деградации экосистем (Решетников, 2000).

Сопоставление результатов макро- и микродиагностики при анализе аномалий в развитии половых продуктов показало, что гистологический анализ позволяет раньше определить отклонения и аномалии в развитии и примерно на порядок дает

более точное представление о частотах поражения репродуктивной системы рыб, поэтому визуальная оценка должна корректироваться гистологическим анализом.

Таким образом, состояние системы воспроизведения является хорошим инди-

катором качества окружающей среды и должно обязательно использоваться при оценке состояния организма в комплексе с другими функционально-важными органами, а также может быть использовано при оценке состояния целых экосистем.

MORPHOLOGICAL ANOMALIES IN THE REPRODUCTION SYSTEM OF FISH UNDER POLLUTION

© 2000 Y.S. Reshetnikov, N.V. Akimova, O.A. Popova

Institute of Ecology and Evolution of Named A.N. Severtzov
of Russian Academy of Sciences, Moscow

The study area is situated near the Nikel city, where some lakes and reservoirs of the Pasvik River Basin have been investigated. The Pechenga-nikel factories are the main sources of pollutants in the area. Our observations and conclusions about the influence of pollution on the fish community in the Nikel region are as follow: 1) The detoxication system of an organism is affected at firstly (blood, gills, liver, kidney); 2) Changes in a colouration of body, in external morphology (fins, jaws) and in internal organs are recognised; 3) The reproduction system is heavily affected; 4) Decreasing of biological diversity on the all levels of community. All anomalies are well correlated with concentracion of heavy metals in the fish.

The reproduction system is heavily affected. At firstly damages of the reproduction system are recognised as the following characters: twisted gonad and "brain-form" of perch male, the female gonads are asymmetric and have wrinkles. The asymmetry of gonads and deterioration of the quality of sexual products have been noted, as well as the decrease in egg fertilization and high egg mortality during incubation. More serious abnormalities of oogenesis may appear up to full degradation. As a result of pollution an early maturation have occurred among all fish species (at the early age and at the smaller size). At last hermaphroditic forms (in perch, burbot and whitefish) and appearance of a dwarf form among whitefish are observed (for example, whitefish of Kuetsjarvi has spawned after 1 year-age, 8 cm in length and 10 g in weight).

УДК 597.0:591.525

ИССЛЕДОВАНИЕ РЕАКЦИИ НА ВНЕШНИЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ РЫБ С РАЗЛИЧНОЙ ФИЗИЧЕСКОЙ ВЫНОСЛИВОСТЬЮ

© 2000 С.В. Козловский

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

Приводятся данные экспериментальных исследований связи плавательной способности рыб по показателю физической выносливости (ФВ) с устойчивостью к гипоксии, колебаниям температуры и пищедобывательной активностью на заводской молоди карпа и молоди стерляди. Делается вывод о возможности использования ФВ в качестве интегральной характеристики устойчивости к экстремальным факторам среды и показателя жизнеспособности рыб. Показана возможность использования показателя ФВ в популяционных исследованиях.

Различные показатели плавательной способности (крейсерская, критическая и бросковая скорости, поворотливость), в том числе выносливость, широко используется как критерий жизнеспособности рыб [10, 12, 13, 15, 16 и др.]. Известно, что заводская молодь многих видов, отличающаяся значительно меньшей выносливостью в потоке воды чем дикая, в массе гибнет в первые же дни после выпуска [1, 5, 8], а выживаемость, содержащихся при более высокой, чем обычно скорости протока, значительно повышается [3, 4, 14, 18]. Физически выносливые особи отличаются большей массой мозга, силой и подвижностью процессов высшей нервной деятельности, развитием оборонительно-двигательных реакций, способностью избегать хищников и добывать пищу [5, 6, 9]. По-видимому, как у высших позвоночных, у таких рыб выше неспецифическая устойчивость и к действию основных лимитирующих факторов среды.

Несмотря на неплохую изученность этого вопроса на организменном уровне, в популяционных исследованиях показатели плавательной способности до последнего времени не применялись. Хотя наряду с другими известными параметрами структуры популяции (рост, плодовитость, продолжительность жизни и т.п.), как интегральные параметры они могут существенно дополнить информацию о состоянии жизнеспособности популяции.

Цель настоящей работы: изучить связь физической выносливости - одной из харак-

теристик плавательной способности рыб, с устойчивостью к острой гипоксии, резким изменениям температуры среды и пищедобывательной активностью и работоспособность этого показателя при исследовании природных популяций.

Материал и методика

Работа проведена на заводской молоди (0+) карпа (50 экз., 75-85 мм, из рыбхоз "Сускан") и стерляди (60 экз., 100-110 мм, с Самарского ПРЗ), акклиматизированных в лаборатории в 500-литровых аквариумах в течение двух месяцев.

Плавательная способность (ПС) рыб оценивалась по выносливости в потоке воды при скорости 0,6 м/сек (7-9 длин тела/сек.) для карпа и 0,7 м/сек (7-9 длин тела/сек.) для стерляди в гидродинамической установке (рис.1).

Ее рабочий отсек имеет длину 1000, высоту и ширину 150 мм. Выход на тестовую скорость проводился ее возможно более плавным повышением на протяжении 1 мин. Фиксировалось время, которое рыба может сопротивляться потоку до сноса и прижатия ее к нижней ограничительной решетки и особенности поведения. Двигательная активность (ДА) фиксировалась по количеству пересечений отметок с шагом 100 мм на стенке гидродинамической установки. Пищевое поведение изучалось по описанной ранее методике [7]. В герметической камере (объемом 3,5 л) исследовалась устойчивость и поведенческая реакция рыб на резкое падение содержания растворенного кислорода при внесе-

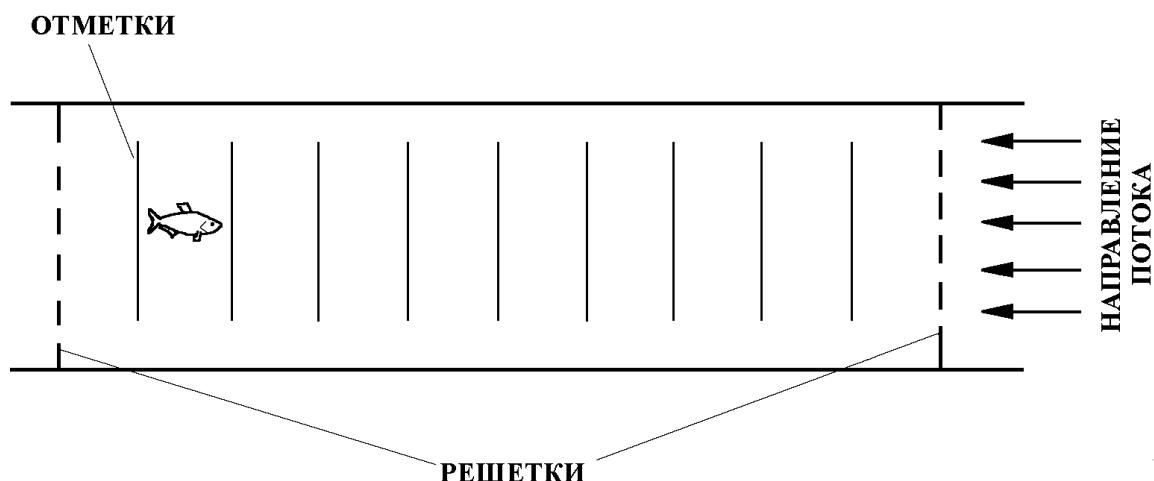


Рис. 1. Принципиальная схема опытной гидродинамической установки

ния 10 г Na_2SO_4 . Устойчивость к экстремальным колебаниям температуры среды обитания определялась при быстром ($0,25 \text{ }^{\circ}\text{C}/\text{мин}$) ее изменении в диапазоне от температуры акклиматации ($20 \text{ }^{\circ}\text{C}$), до нижней шоковой, когда рыба впадала в полное оцепенение и ложилась на дно и последующем возвращении к исходным условиям. Оценка поведенческих реакций осуществлялась по выраженным изменениям в двигательной активности (визуально), координации движений и т.п.

Для отбора экспериментальных групп ("сильные" и "слабые") проводилось трехкратное тестирование ПС и группы формировались из особей одинакового размера с повторяющимися низкими или высокими тестовыми показателями при уровне различия не менее, чем в 10 раз. Статистические различия ПС "сильных" и "слабых" рыб достоверны для $p \leq 0,001$.

У некоторых рыб общепринятыми электрофизиологическими методами была снята электрокардиограммы и дыхательные ритмограммы.

Проведена апробация показателя физической выносливости на выборках молоди леща и окуня с участков Куйбышевского (приплотинный плес) и Саратовского (Кольцовская воложка и оз. Гусиное) водохранилища значительно отличающихся по гидрологическим и гидрохимическим условиям. Приплотинный плес имеет озерный характер, при очень значительной площади зеркала (примерно $30 \times 10 \text{ км}$) подвержен значительному ветровому воздействию. Озеро Гусиное, кро-

ме периода половодья - типичное пойменное озеро. Кольцовская воложка отличается постоянной слабой проточностью. Длина исследованных рыб: лещ - 18-20 (50 экз.) и 39-65 мм (20 и 15 экз.); окунь - 28-47 (50 экз.) и 32-51 мм (50 и 50 экз.), соответственно.

Математическая обработка проведена в IBM PC-системе Statgraphics.

Результаты и обсуждение

Выбранная скорость потока воды ($7-9$ длин тела/сек.) хотя и превышает крейсерскую скорость большинства видов рыб ($4-5$ длин тела/сек.), но далека от критической [11,

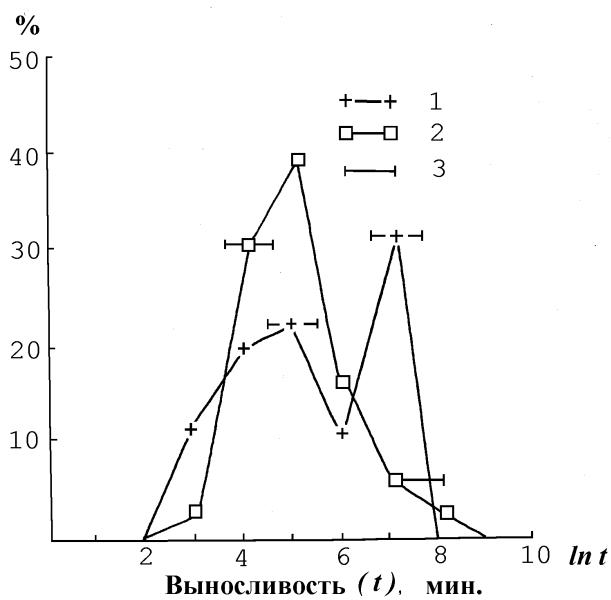


Рис. 2. Разнокачественность экспериментальных выборок молоди карпа (1) и стерляди (2) по выносливости в потоке воды.
3 - границы области выборки экспериментальных групп: "слабые" и "сильные"

Таблица 1. Плавательная способность и активность молоди карпа и стерляди в потоке воды (над чертой - "сильные", под чертой - "слабые")

Показатели	Карп (N=10/10)	Стерлядь (N= 15/15)
Выносливость, мин.	$7,1 \pm 0,8$ ** $1,5 \pm 0,1$	$20,0 \pm 6,1$ ** $2,0 \pm 0,2$
ДА, отсеков/мин.	$3,5 \pm 0,7$ $5,1 \pm 1,2$	$7,8 \pm 1,2$ $7,8 \pm 1,2$

** - здесь и далее: различия достоверны при $p \leq 0,05$

17] и оказалась вполне приемлемой для поставленных целей. Предварительная серия экспериментов в гидродинамической установке показала значительную разнокачественность выборок молоди заводского карпа и стерляди по способности выдерживать тестовую физическую нагрузку. В среднем, статистически достоверных межвидовых различий не обнаружено при некоторых особенностях распределения (рис.2).

Хотя поведение карпа и стерляди на течении видоспецифично, при тестировании рыбы обоих видов в основном держатся около нижней или (реже) верхней защитных решеток. Снизу они периодически совершили короткие по продолжительности и неодинаковые по скорости (по визуальной оценке) рывки против течения, спускаясь вниз пассивно или с некоторым сопротивлением потоку. Интенсивность двигательной активности (ДА в единицу времени) "сильных" и "сла-

бых" рыб, в среднем, достоверно не отличается (табл.1).

Следует отметить некоторую тенденцию превышения активности "слабых" рыб на протяжении почти всего теста при значительно меньшей выносливости, что можно проиллюстрировать графиком динамики ДА молоди стерляди (рис.3).

Апроксимация наиболее удовлетворительные ($r^2 = 38-63\%$) результаты дает при использовании реципрокной модели регрессии вида $1/y = a + bx$. При практически равном втором коэффициенте (b), первый, показывающий начальный уровень ДА рыб при тестировании, значительно выше (учитывая обратную величину) именно у группы "слабых" (0,08 и 0,12, соответственно).

При резком снижении температуры воды

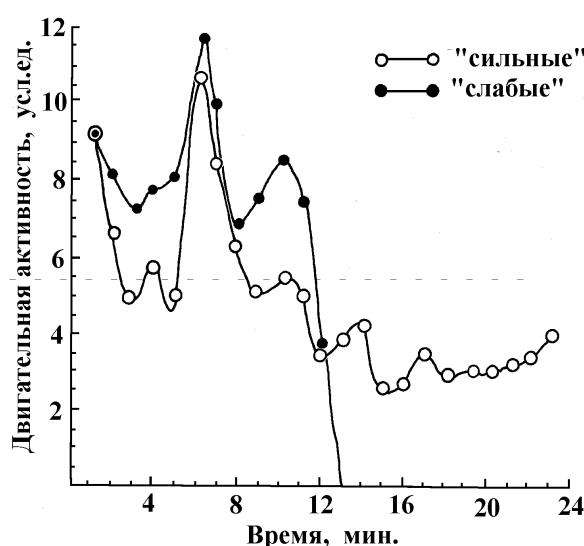


Рис. 3. Динамика двигательной активности в потоке воды молоди стерляди с различной физической выносливостью

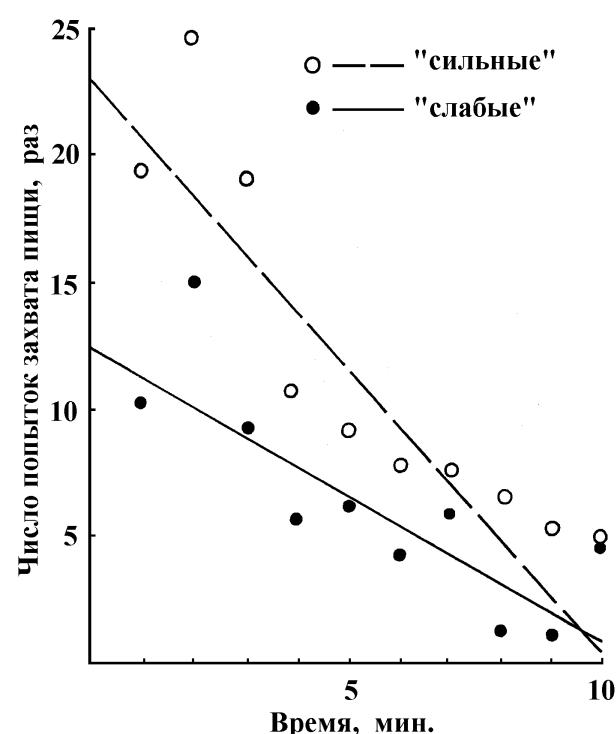


Рис. 4. Динамика активности питания "сильной" и "слабой" молоди стерляди

Таблица 2. Поведенческие реакции молоди стерляди при острой гипотермии и выходе из нее

Показатели	«Сильные» (N=7)	«Слабые» (N=7)
Шок, °C	4,14±0,65	5,03±0,55
Кратковременное оцепенение, °C	9,25±1,63	6,60±0,50 **
Нарушение координации движений, °C	9,25±0,75	7,00±1,21
Прекращение вертикальных перемещений, °C	8,56±0,57	9,10±1,39
Восстановление координации движений, °C	6,36±0,50	8,00±0,47 **
Возобновление вертикальных перемещений, °C	19,04±0,82	16,05±2,47

(0,25 °C/мин) и острой гипоксии просматриваются общие закономерности поведенческих реакций особей обеих экспериментальных групп и карпа и стерляди.

В ответ на охлаждение у "сильной" стерляди шоковое состояние и восстановление нормального поведения при последующем столь же быстром прогреве воды наступало при более низкой, чем у "слабой" температуре (табл.2). В то же время, они отличаются более низким порогом чувствительности к изменению условий и начинали реагировать на снижение температуры несколько раньше, чем "слабые". Так, впадали в кратковременное оцепенение (до 30 сек.) и демонстрировали нарушение координации движений при более высокой температуре.

Возможно, у молоди карпа температура оцепенения "сильных" рыб выше, чем у "слабых". Во всяком случае, такая тенденция отмечена (табл.3). А в остальном, реакция на падение температуры подобна реакции молоди стерляди. "Сильные" рыбы оказываются более выносливыми и к острой гипоксии, но также как и при температурных воздействиях начинают проявлять беспокойство

через более короткое время после начала падения содержания кислорода в воде, чем "слабые" (табл.4).

Для подтверждения прямой связи физической выносливости рыб с неспецифической устойчивостью к важнейшим лимитирующими факторам среди 10 самых крупных особей стерлядь из группы "слабых" прошли физический тренинг. 10 "сильных", того же размера, содержались в обычных условиях. Режим тренинга построен на основе естественного околосуточного ритма биосинтеза белка [2] с дозированной нагрузкой в 70-75 % тестовой за 15 мин. и периодом отдыха 60 мин. при 4 повторностях в день. В результате на 5-й день показатели физической выносливости рыб оказались значительно выше исходных, практически не отличаясь от параметров особей из группы "сильных" (табл.5). Одновременно существенно выросла и устойчивость к гипоксии.

Сохранилась лишь некоторая опережающая реактивность к изменению условий среды у "сильных" рыб, которая имеет, по-видимому, более глубокую функциональную обусловленность.

Таблица 3. Поведение молоди карпа ($l = 75-85$ мм) при острой гипотермии

Показатели	«Сильные» (N=16)	«Слабые» (N=22)
Шок, °C	7,52±1,15	6,97±1,20
Кратковременное оцепенение, °C	13,16±1,20	10,37±0,77 **
Нарушение координации движений, °C	9,63±1,11	8,03±0,57
Прекращение вертикальных перемещений, °C	14,43±1,67	15,63±0,98

Таблица 4. Поведение молоди карпа с различной ПС при острой гипоксии

Показатели	«Сильные» (N = 6)	«Слабые» (N = 6)
Шок, сек.	602,50±83,47	513,33±83,11
Конвульсии, сек.	319,17±138,25	287,50±83,29
Повышение ДА, сек.	110,00±39,79	115,83±47,69

Рыбы с различной ПС отличаются и по некоторым другим функциональным характеристикам. Так, у "сильных" особей молоди карпа при стрессе (гипокинезия) на 10-30% менее значительно изменяется ритм дыхательных движений, а амплитуда ритмограммы шире соответствующего показателя "слабых" более чем на 35%. Достоверных различий сердечного ритма в наших опытах не отмечено.

Пищевое поведение, наряду с плавательной способностью, также является одним из интегральных показателей состояния жизнеспособности организма. В наших экспериментах установлена прямая связь ПС с пищевой активностью и величиной рационов у молоди стерляди (табл.6).

Начиная с 4-й минуты, наблюдается монотонное снижение активности рыб. Напротив, хотя у "слабых" в это время активность так же понижается, ее колебания более значительны. По-видимому, низкий исходный уровень мотивации предполагает более длительный период насыщения. Общим для обеих групп является выраженный пик активности поиска пищи на второй минуте опыта.

Исследования на молоди леща и окуня в Куйбышевском и Саратовском водохранилищах продемонстрировали выраженные (для $p \leq 0,05$) различия в структуре выборок

по показателю физической выносливости с различающимся по условиям обитания и удаленных друг от друга участков (рис.5, 6). Озеро Гусиное расположено рядом и имеет выход к Кольцовской воложке, и хотя гидрологические и гидрохимические условия в них почти противоположны, существенных различий между выборками с этих участков Саратовского водохранилища не выявлено. Можно предполагать, что физическая выносливость, используемая как структурная характеристика, выявляет условия формирования состояние жизнеспособности популяции и, в первую очередь, интенсивность неблагоприятных воздействий, например, загрязнение мест воспроизводства и нагула рыб.

Заключение

Результаты наших исследований показывают, что физическая выносливость рыб прямо характеризует уровень их устойчивость к стрессовым изменениям температурного и кислородного режимов, а также прямо связана с пищедобывающей способностью. Также как у млекопитающих, у рыб существует прямая связь тренированности организма с его устойчивостью к целому ряду неблагоприятных изменений среды.

На примере физической выносливости получено экспериментальное подтверждение

Таблица 5. Изменение физической выносливости и устойчивости к острой гипоксии молоди стерляди при тренировке

Показатели	«Сильные»	«Слабые»	«Слабые» трен.
Выносливость, сек.	2737,90±184,96	455,63±69,15	3274,20±293,85
Число опытов	30	30	30
Шок, сек.	202,00±14,94	124,11±25,60	208,00±23,92
Конвульсии, сек.	85,00±9,73	69,35±10,30	101,00±13,98
Повышение ДА, сек.	34,00±5,78	31,20±9,13	24,20±7,80
Число опытов	10	10	10

Таблица 6. Пищевое поведение молоди стерляди

Показатели	«Сильные» (N=15)	«Слабые» (N=15)
Рацион, шт.	$64,93 \pm 2,96$	$48,27 \pm 5,13 **$
ДА, отсеков	$379,00 \pm 17,20$	$291,27 \pm 43,20$
Число попыток питания	$116,19 \pm 5,30$	$70,93 \pm 7,11 **$

возможности повышения неспецифической устойчивости рыб к неблагоприятным факторам среды посредством тренировки и повышения параметров плавательной способности.

Вышеизложенный материал позволяет с достаточной долей уверенности экстраполировать этот результат на весь спектр важнейших лимитирующих факторов внешней среды. Следовательно, физическая выносливость, наряду с другими показателями плавательной способности, вполне обоснованно используется в качестве интегральной неспецифической характеристики устойчивости (резистентности) к повреждающим воздействиям среды, как показатель жизнеспособности рыб.

В качестве структурной характеристики выносливость может успешно использоваться в популяционных работах. Это доказывают материалы исследования выборок моло-

ди леща и окуня с различных участков Куйбышевского и Саратовского водохранилищ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бакишанский Э.Л., Нестеров В.Д., Неклюдов М.Н. Аномалии в поведении покатников атлантического лосося, выращиваемых на рыбоводном заводе / Состояние и перспективы развит.лососев.хоз-ва Европейского севера. Мурманск, 1986.
- Бродский В.Я., Нечаева Н.В. Ритм синтеза белка. М.: Наука, 1988.
- Запорожец О.М. Оценка физиологического состояния молоди лососей по способности к плаванию в гидродинамической установке // Вопр.ихтиологии. 1991. Т.31. Вып.1.
- Казаков Р.В. Биологические основы разведения атлантического лосося. М., 1982.
- Канидьев А.И. Устойчивость заводской молоди кеты *Oncorhynchus keta* (Walb.) к скорости течения и хищным рыбам // Тр. Мурманск. биол. ин-та. 1966.

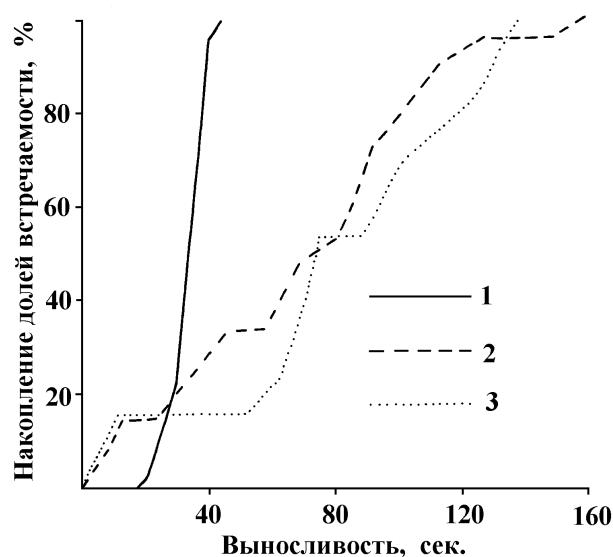


Рис. 5. Характеристика структуры выборок молоди леща по показателю физической выносливости.

1 - Приплотинный плес Куйбышевского водохранилища, 2 - Кольцовская воложска Саратовского водохранилища, 3 - Оз. Гусиное (Саратовское водохранилище)

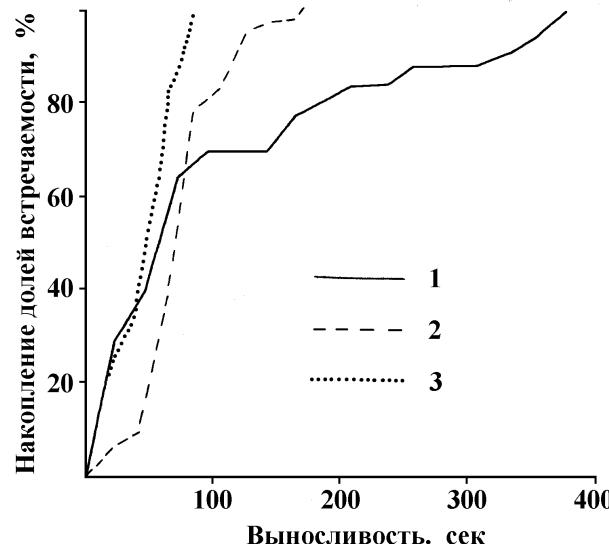


Рис. 6. Характеристика структуры выборок молоди окуня по показателю физической выносливости. (Обозначения на рис.5)

6. Касимов Р.Ю. Сравнительная характеристика поведения дикой и заводской молоди осетровых в раннем онтогенезе. Баку: Элм, 1980.
7. Козловский С.В., Герасимов Ю.В., Паламарчук А.П., Антонов П.И. Изменение пищевого поведения карася под действием эндогенных факторов из тканей холоднокровных // Вопр.ихтиологии. 1992. Т.32. Вып.1.
8. Левин А.В., Кокоза А.А. О выживаемости и росте заводской молоди осетровых в Каспийском море // Сб.научн.трудов. Морф., экология и поведен.осетровых. М.: Наука, 1989.
9. Никаноров С.И., Витвицкая Л.В. Эколо-го-генетические проблемы искусственно-го воспроизводства осетровых и лососе-вых рыб. М.: Наука, 1993.
10. Павлов Д.С., Сбикин Ю.Н. Некоторые ре-зультаты изучения поведения молоди осетровых // Сб. научн. трудов. Морф., Экология и поведение осетровых. М.: Наука, 1989.
11. Радаков Д.В. Скорость движения рыб / Скорость движения и некоторые особен-ности зрения рыб. М.: Наука, 1964.
12. Сбикин Ю.Н., Лепская В.А. Плаватель-ная способность молоди осетровых как критерий их жизнестойкости // Рыбн. хоз-во. 1982. №8.
13. Ходоревская Р.П. Плавательная спо-собность осетровых на ранних этапах онтогенеза / Биол. основы развития осетров. хоз-ва в водоемах СССР. М.: Наука, 1979.
14. Щуров И.Л., Смирнов Ю.А., Шустров Ю.А. Особенности адаптации заводской молоди семги *Salmo salar* L. к речным ус-ловиям. II. Поведение и питание трени-рованной заводской молоди семги в реке // Вопр.ихтиологии. 1986. Т.26. Вып.5.
15. Bams R.A. Differences in perfomance of naturally and artificially propagated sockeye salmon migrant fry as measured with swimming and predation tests // J.Fish.Res.Board Can. 1967. Vol.24. №5.
16. Beitinger T.L., McCanley R.W. Whole-animal physiological processes for the assessment of stress in fishes // J.Great.Lakes Res. 1990. Vol.16. №4.
17. Brett J.R. The respiratory metabolism and swimming perfomance of young sockeye salmon // J.Fish.Res.Board Can. 1964. Vol.21.
18. Nahhas R., Jones N.V., Goldspink G. Some aspects of sustained training of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson // J.Fish.Biol. 1982. Vol.20. №3.

RESEARCH OF REACTION ON EXTERNAL INFLUENCES OF FISHES WITH VARIOUS PHYSICAL ENDURANCE

© 2000 S.V. Kozlovsky

Institute of Ecology of the Volga River Basin of Russian Academy of Sciences, Togliatti

The data of experimental researches of fishes swimming ability connection on a parameter of physical endurance (FE) with resistance to hypoxia, fluctuations of temperature and feeding activity on factory young carps and sterlets are resulted. Is concluded an opportunity of use FE as the integrated characteristic of resistance to the extreme factors of environment and parameter of viability of fishes. The opportunity of use of a parameter FE in population researches is shown.

АНАЛИЗ СТРУКТУРЫ ГЕМИПОПУЛЯЦИИ ACANTHOCEPHALUS LUCII (ACANTHOCEPHALA, ECHINORHYNCHIDAE) ИЗ ОКУНЯ САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

© 2000 И.А. Евланов, М.В. Рубанова

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти

Изучена изменчивость фенетической, размерной структуры и особенности процесса созревания гемипопуляции *A. lucii* из окуня.

Одним из приоритетных направлений современной популяционной экологии паразитов рыб является изучение полиморфизма популяции паразита (в широком смысле), как одного из основных механизмов, обеспечивающих выработку устойчивости паразитарных систем [1].

Acanthocephalus lucii является одним из основных видов паразитов, входящих в состав многовидовой ассоциации гельминтов пищеварительного тракта окуня Саратовского водохранилища [2].

Материал и методика

Скребни *A. lucii* извлекались из пищеварительного тракта окуня и фиксировали 70% спиртом. В качестве фенов у *A. lucii* использовались альтернативные вариации количества продольных рядов крючьев на хоботке и числа крючьев в каждом ряду [3]. На основании частот встречаемости отдельных фенов рассчитывались: обобщенный показатель величины разнообразия фенов (μ) и доля редких фенов (h) [4].

Длина тела паразитов измерялась с точностью до 0,1 мм при помощи бинокулярного микроскопа МБС-10.

При характеристике процесса созревания самок *A. lucii* были выделены следующие стадии: I стадия - незрелые, отсутствуют эмбриональные шары и яйца; II - зрелые, имеются эмбриональные шары.

Результаты

В отличии от многих видов гельминтов скребни *A. lucii* относятся к раздельнополым видам паразитов, а их поступление в популяцию окуня происходит круглогодично. Эти особенности нашли свое отражение в изменчивости фенетической и размерной структуры и процесса созревания паразитов.

Материалы таблицы 1 свидетельствуют о том, что самки *A. lucii* характеризуются большим показателем внутрипопуляционного фенетического разнообразия (h), чем самцы. Другой особенностью является то, что как показатель внутрипопуляционного разнообразия (h), так и величина доли редких фенов

Таблица 1. Характеристика фенетического разнообразия популяции *A. lucii*

Месяцы	Самки			Самцы		
	μ	h	$\#$	μ	h	$\#$
Январь	10,9±0,6	0,1±0,05	176	6,7±0,7	0,2±0,08	90
Февраль	9,3±0,7	0,2±0,05	157	8,6±0,6	0,2±0,06	75
Май	7,5±0,5	0,2±0,06	210	5,4±0,5	0,3±0,06	75
Июль-август	7,2±0,3	0,2±0,04	150	4,7±0,3	0,1±0,06	50
Октябрь-ноябрь	6,8±0,5	0,1±0,04				

(μ) у самок и самцов *A. lucii* претерпевает определенные изменения в отдельные периоды года. У самок *A. lucii* наименьшее значение показателя внутрипопуляционного разнообразия (h) выявлено в октябре-ноябре, у самцов - июле-августе.

Более обстоятельные данные, характеризующие фенетическую структуру самок и самцов *A. lucii* представлены в таблицах 2 и 3. Они свидетельствуют, что у самок *A. lucii* выявлено 16 альтернативных фенов, характеризующих вариации количества продольных рядов крючьев на хоботке и числа крючьев в каждом ряду, а у самцов - только 11. У самок *A. lucii* не были отмечены следующие фенотипы: 12/10, 13/9, 13/10, 14/9, 15/9.

Особо следует выделить то, что частоты отдельных фенотипов как у самок, так и самцов *A. lucii* подвержены определенным колебаниям в разные месяцы (табл.2, 3). Так, среди самок *A. lucii* в декабре доминировали особи, имеющие фенотипы 12/8, 12/9, 13/8, в феврале - 12/7, 13/7, в мае - 12/6, 13/7, 14/7 (табл.2). Для самцов *A. lucii* характерны подобные изменения (табл.3).

Несмотря на то, что зависимость между генотипом и фенотипом не является однозначной и в настоящее время нет возможности точно определить связь между ними, приведенный материал говорит о сложности генофонда популяции *A. lucii*. По мнению Айала [5] генетическая изменчивость паразитических организмов выше, чем таковые показатели свободноживущих беспозвоночных.

Материалы таблиц 4 и 5 характеризуют изменчивость размерной структуры скребня *A. lucii*. Самцы *A. lucii*, как правило меньше самок и обладают меньшим диапазоном изменчивости. Как у самок, так и у самцов *A. lucii* наблюдаются определенные изменения в размерной структуре в течении года. Среди самцов *A. lucii* с декабря по май преобладали особи размером тела 3,1...5,0. мм, а с июня по декабрь - 5,1...7,0 мм (табл.4). Среди самок *A. lucii* подобные колебания в размерной структуре более выражены. Так в декабре преобладали самки размером тела 7,1...9,9 мм, в мае - 9,1...11,0 мм, июле-августе - 11,1...13,0 мм, в ноябре-январе - 9,1...11,0 мм (табл.5). Несмотря на то, что отмечается

тенденция в увеличении размеров тела самок *A. lucii* в летний период, следует отметить, что самки с максимальными размерами тела были обнаружены в октябре-ноябре.

Материалы таблицы 6 дают интересную картину процесса созревания самок *A. lucii* в зависимости от длины их тела и сезона года. Во-первых, для самок *A. lucii* характерен довольно продолжительный период созревания, когда они становятся способными для процесса оплодотворения. Это подтверждается тем, что I-я стадия зрелости (самки без эмбриональных шаров и яиц) встречались у особей с размером тела от 5,1 до 15,0 мм. Однако с увеличением длины тела доля особей *A. lucii*, имеющих I стадию зрелости заметно уменьшается (табл.6). Во-вторых, можно говорить, что процесс созревания самок в определенной степени связан с действием температурного фактора. В летний период (июль-август) все самки *A. lucii* с размерами тела более 11,0 мм находились на II стадии зрелости, т.е. имели эмбриональные шары. Экспериментальные исследования [6] подтверждают, что высокая температура ускоряет процесс созревания самок *A. lucii*.

Между тем, растянутый период созревания самок *A. lucii* имеет более сложную природу, и в определенной степени, обусловлен внутренней полиморфизмом. В противном случае, не возможно объяснить то, что, например, у всех самок *A. lucii* размером тела более 15,1 мм уже не встречались I и II стадии зрелости (т.е. они их уже прошли и находились на III стадии зрелости), а в октябре-ноябре 28,5% самок размером тела более 17,1 мм еще находились на II стадии зрелости. Это предположение в определенной степени подтверждается материалами по фенетической неоднородности самок *A. lucii* (табл.2). Кроме того, нами при помощи дисперсионного анализа установлено, что длина тела самок *A. lucii*, имеющих II стадию зрелости, не зависит от общего количества гельминтов, находящихся в кишечнике хозяина (число гельминтов колебалось от 1 до 25 экз., $F_{\phi} < F_{st}$ при $P = 0,05$).

Проведенные исследования показали, что гемипопуляция *A. lucii* характеризуется

Таблица 2. Изменение частот основных фенотипов у самок *A. lucii*

Месяцы	Фенотипы										
	12/7	12/8	12/9	12/10	13/7	13/8	13/9	13/10	14/7	14/8	14/9
XII	0,07	0,27	0-11	0,07	-	0,11	0,11	0,03	0,03	0,07	0,03
II	0,18	0,13	0,02	-	0,13	0,27	0,04	-	0,04	0,07	-
V	0,28	-	0,03	-	0,24	-	-	-	0,15	0,05	-
VI-VII	0,12	-	-	0,08	0,20	0,6	-	-	0,20	0,05	-
VIII-IX	0,17	-	-	-	0,38	0,03	-	-	0,11	-	-
I	0,09	-	-	-	0,28	0,03	-	-	0,15	0,02	0,18

Таблица 3. Изменение частот основных фенотипов у самцов *A. lucii*

Месяцы	Фенотипы										
	12/7	12/8	12/9	13/7	13/8	14/7	14/8	15/7	15/8	16/7	16/9
XII	0,12	0,19	-	0,12	0,12	0,17	0,11	0,06	0,11	-	-
II	0,32	0,18	0,03	0,07	0,07	0,10	0,07	-	0,03	0,03	0,10
V	0,28	-	-	0,37	-	0,28	0,02	0,09	-	0,02	0,02
VI-VIII	0,15	-	-	0,23	0,01	0,23	0,03	0,18	0,02	0,11	0,03
I	0,19	-	-	0,38	-	0,08	-	0,22	0,06	0,06	0,01

Таблица 4. Изменчивость размерной структуры самцов *A. lucii*

Длина тела, мм	Месяцы					
	ХП	II	V	VI-IX	X-XI	I
1,1-3,0	11,6	8,6	47,3	0	0	0
3,1-5,0	68,5	87,6	52,8	14,2	11,4	31,9
5,1-7,0	18,3	3,8	0	85,8	86,6	68,1
7,1-9,0	1,6	0	0	0	0	0
N, экз.	120	210	240	200	200	100

определенным уровнем внутрипопуляционного полиморфизма, который достаточно четко проявляется в особенностях фенетической, размерной структуры и процесса созревания паразитов.

Дальнейшее подробное изучение этой

проблемы может послужить ключом к познанию закономерностей формирования пространственно-временной структуры паразитов, без которой не возможно познать механизмы устойчивости паразитарных систем [7].

Таблица 5. Изменчивость размерной структуры самок *A. lucii*

Длина тела- мм	Месяцы					
	XII	II	V	VI-VIII	X-XI	I
3,1-5,0	0	2,2	0	0	0	0
5,1-7,0	15,1	30,8	9,2	0	0	16,6
7,1-9,0	38,5	51,3	38,8	5,3	8,1	35,6
9,1-11,0	36,9	12,7	44,6	29,6	39,2	35,6
11,1-13,0	4,1	3,0	7,4	44,7	22,4	8,2
13,1-15,0	2,7	0	0	16,4	14,2	4,1
15,1-17,0	2,7	0	0	4,0	8,1	0
17,1-19,0	0	0	0	0	4,0	0
19,1-21,0	0	0	0	0	4,0	0

Таблица 6. Соотношение самок *A. lucii* различной стадии зрелости в зависимости от длины тела и сезона года

Длина тела, мм	Месяцы					
	XII	II	V	VI-VIII	X-XI	I
5,1-7,0	88,8/11,2	88,1/9,5	38,9/40,3	0/0	0/0	41,6/50,0
7,1-9,0	32,1/62,4	45,5/39,7	22,5/33,8	15,7/52,6	45,4/33,3	12,5/66,6
9,1-11,0	33,3/40,7	29,4/58,8	18,5/54,1	5,1/10,2	41,3/29,4	8,0/52,0
11,1-13,0	11,5/38,4	25,0/50,0	0/0	0/9,2	11,1/50,0	4,0/33,3
13,1-15,0	0/20,1	0/0	0/0	0/12,9	5,5/33/3	0/33,3
15,1-17,0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/14,2	0/16,6
>17,1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/25,5
N, экз,	250	270	320	260	240	170

Примечание. Первая цифра - I стадия зрелости - самки без эмбриональных шаров и яиц (незрелые); вторая цифра - II стадия зрелости - самки с эмбриональными шарами.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Евланов И.А. Взгляд на популяционную паразитологию рыб вчера и сегодня / Вопросы популяционной биологии паразитов. М., 1996.
2. Евланов И.А., Рубанова М.В. Основные закономерности формирования многовидовой ассоциации гельминтов окуня Саратовского водохранилища / Взаимоотношения паразита и хозяина. М., 1998.
3. Скрябин А.С., Попов В.Н., Соловьева В.В. Фенотипическая изменчивость скребня *Bolbosoma turbinella* Australia A. Skryabin, 1972

- паразита сейсвала южного полушария / Фенетика природных популяций. М., 1990.
- 4. Животовский Л.А. Показатель популяционной изменчивости по полиморфным признакам / Фенетика популяций. М., 1982.
- 5. Айала Ф. Введение в популяционную и эволюционную генетику. М., 1984.
- 6. Brattley J. Life history and population biology of adult *Acanthocephalus lucii* (Acanthocephala: Echinorhynchidae) // J. Parasitol. Vol.74. №1. 1988.
- 7. Евланов И.А. Пространственно-временная структура популяций гельминтов: итоги и перспективы исследований / Теоретические и прикладные проблемы гельминтологии. М., 1998.

**ANALYSIS OF STRUCTURE OF GEMEPOPULATION ACANTHOCEPHALUS LUCII
(ACANTHOCEPHALA, ECHINORHYNCHIDAE)
FROM PERCH OF SARATOV RESERVIOR**

© 2000 I.A. Evlanov, M.V. Rubanova

Institute of Ecology of the Volga River Basin of Russian Academy of Sciences, Togliatti

.Study change of genetic, size structure and mature gemipopulation A. lucii of perch