

Періодичне видання 4 (15) 2001



Наукові записки

Серія: біологія

Спеціальний випуск:
ГІДРОЕКОЛОГІЯ



 **Тернопільський
педуніверситет**
ім. Володимира Гнатюка

ББК 28
Н 34

Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету
ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія, № 4 (15) Спеціальний випуск:
Гідроекологія. — 2001. — 228 с.

*Друкується за рішенням вченої ради
Тернопільського державного педагогічного університету
ім. Володимира Гнатюка
від 04.09.2001 р. (протокол № 1)*

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

М.М. Барна	кандидат біологічних наук, професор (головний редактор)
О.М. Арсан	доктор біологічних наук, професор
В.В. Грубінко	доктор біологічних наук, професор (заступник головного редактора)
О.О. Протасов	доктор біологічних наук, професор
В.Д. Романенко	академік НАН України, доктор біологічних наук, професор
Л.Я. Сіренко	доктор біологічних наук, професор
В.М. Якушин	доктор біологічних наук
Н.В. Мшанецька	кандидат біологічних наук, доцент (секретар)

Літературний редактор: *З.М. Бичко*
Комп'ютерна верстка: *С.Й. Феник*

*Збірник входить до переліку наукових фахових видань ВАК України
Свідоцтво про держреєстрацію: ТР № 241 від 18.11.97*

ББК 28
Н 34

© Тернопільський державний педагогічний університет
ім. Володимира Гнатюка

РАДІОЕКОЛОГІЯ

УДК 574. 63:577. 34(282. 247. 32)

А.С. Белоконь, А.И. Дворецкий, О.А. Новицкая, Т.В. Лаврова

НИИ биологии ДНУ, г. Днепропетровск

ХАРАКТЕРИСТИКА РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ АБИОТИЧЕСКИХ И БИОТИЧЕСКИХ КОМПОНЕНТОВ ЭКОСИСТЕМЫ ЗАПОРОЖСКОГО (ДНЕПРОВСКОГО) ВОДОХРАНИЛИЩА

В комплексе антропогенных факторов, воздействующих на экосистемы водоемов, особое внимание уделяется фактору радиоактивного загрязнения. Основное количество радиоактивных веществ, поступивших в окружающую среду вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, выпало на площадь водосбора Днепра, его притоки и водоемы. Учитывая радиоэкологическую ситуацию, которая образовалась в Украине, необходимо было проследить пути миграции и перераспределения радионуклидов в экосистемах каскадных водохранилищ р. Днепр, а также изучить роль гидробионтов в процессах самоочищения водоемов от радиоактивного загрязнения [5,6]. В связи с этим кафедрой гидробиологии и лабораторией радиоэкологии НИИ биологии Днепропетровского НУ проводится регулярный радиоэкологический мониторинг водных экосистем Запорожского (Днепропетровского) водохранилища, его притоков первого и второго порядка, пойменных озер. В период 1999-2000 гг. были отобраны пробы воды, донных отложений, взвешенного вещества и гидробионтов.

Проведенные исследования показали, что в период 1999-2000 гг. общая бета-активность воды находилась в пределах 0,25-0,56 Бк/л, содержание ^{90}Sr варьировало от 0,05 до 0,16 Бк/л, а ^{137}Cs — 0,02-0,04 Бк/л. Наибольшая концентрация ^{90}Sr отмечено в весенне-летний период, что связано с притоком паводковых вод с выше расположенных каскадных водохранилищ. Содержание ^{137}Cs находилось на доаварийном уровне и существенных количественных изменений в течение года не наблюдается. Следует отметить, что наибольшие показатели характерны для верхней части водохранилища. В процессе распределения, миграции и накопления радиоактивных веществ значительную роль играют взвешенные вещества. Содержание ^{90}Sr во взвешенном веществе находилось в пределах от 49,95 до 1114,7 Бк/кг, ^{137}Cs — 202,3-240,5 Бк/кг. Коэффициенты накопления по ^{90}Sr составляли 1665 –16000, по ^{137}Cs — 6305-26140.

Большая часть радионуклидов, поступающих в водоемы, концентрируется в донных отложениях, ввиду высокой сорбционной емкости грунтов и прочной фиксации в них радионуклидов [5]. В Запорожском водохранилище содержание радионуклидов находилось в пределах: 0,6-5,9 Бк/кг для ^{90}Sr , 5,0-290,0 Бк/кг для ^{137}Cs . Отмечается тенденция увеличения содержания ^{137}Cs вниз по каскаду от верхней части водохранилища, где в основном находятся песчаные грунты к нижней части, где преобладают глинистые илы. Типы донных отложений по уровню радионуклидного загрязнения цезием-137 можно расположить в следующем убывающем порядке: ил глинистый > песчаный ил > заиленный песок > песок.

Поступающие в водоем радионуклиды постоянно изымаются из воды гидробионтами, среди которых высшие водные растения и моллюски выгодно отличаются особенностями биологии, экологии, простотой отбора и недорогой методикой определения радионуклидов. Уровень радиоактивного загрязнения гидробионтов определяется содержанием радионуклидов в воде и донных отложениях, трофическими связями, а также временем их миграции в отдельных звеньях и в экосистеме в целом [5].

Как известно, высшие водные растения являются одним из доминирующих по биомассе компонентов водных экосистем. Занимая значительные площади на мелководьях, они выполняют роль природного биофильтра [6]. Анализ общей бета-активности макрофитов Запорожского водохранилища показал, что ее значения во всех экологических группах имеют тенденцию к уменьшению от верхней к

нижней части водохранилища. При этом максимальные значения наблюдаются у большинства видов в нижнем участке верхней части водохранилища. Низкие значения общей бета-активности отмечены у представителей воздушно-водной экологической группы (значения приведены для воздушно-сухой массы): тростник (1480-955 Бк/кг), рогоз Лаксмана (1791-603 Бк/кг), р. узколистый (1362-566 Бк/кг). В группе гидатофитов высокие значения общей бета-активности отмечены у элодеи канадской (4788-2220 Бк/кг), наяды морской (4592-3711 Бк/кг). В ряду убывания общей активности в группе гидатофитов виды высшей водной растительности можно расположить в следующей последовательности: наяда > элодея > роголистник > рдест гребенчатый > р. пронзеннолистный > уруть. В макрофитах Запорожского водохранилища уровни ^{137}Cs колебались от 6,7 до 40,6 Бк/кг, содержание ^{90}Sr — от 1,3 до 17,8 Бк/кг, что в 9 раз выше, чем в доаварийный период [2,3].

Для моллюсков, обитающих в Запорожском водохранилище, отмечено, что содержание бета-излучающих радионуклидов заметно возрастает по направлению от верхних участков к нижним (330,0-3256,6 Бк/кг). В среднем общая бета-активность для дрейссены бугской составляет 340 Бк/кг, для живородки речной — 296 Бк/кг, катушки — 184 Бк/кг, прудовика — 168 Бк/кг. Содержание стронция-90 в среднем в дрейссене бугской находилось на уровне 260 Бк/кг, что составляет 71% от общей бета-активности; в катушке — 240 Бк/кг (66%), в живородке — 210 Бк/кг (62%), прудовике — 190 Бк/кг (57%) соответственно. Коэффициент накопления ^{90}Sr для дрейссены бугской составил величину 5994, живородки — 5318, катушки — 5296, прудовика — 2292. По сравнению с послеаварийными значениями показатели общей бета-активности раковин моллюсков снизились в 1,6 раз, накопление ^{90}Sr снизилось в 2 раза, но в 6 раз выше по сравнению с доаварийным периодом. Установлено, что в притоках р. Днепр общая бета-активность гидробионтов увеличивается от истоков к устью (61,8-998,5 Бк/кг). При этом различия в уровнях бета-активности в водохранилищах и их притоках достигают 1-2 порядков.

В результате проведенных исследований установлено, что в результате процессов самоочищения, происходящих в экосистеме водохранилища, уровни загрязнения большинства исследуемых компонентов приблизились к значениям характерных для периода глобальных выпадений. Однако следует отметить, что некоторые показатели накопления долгоживущих радионуклидов в отдельных пробах указывают на продолжающееся влияние последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Согласно оценке качества поверхностных вод суши по экологическим показателям вода в Запорожском водохранилище по показателям радионуклидного загрязнения относится к классам от слабо-загрязненной до умеренно-загрязненной в зависимости от сезона года.

ЛИТЕРАТУРА

1. Дворецкий А. И., Антоненко Т. М., Белоконь А. С., Мурзина Т. А. и др. Радиоактивное загрязнение водоемов Приднепровья до и после аварии на ЧАЭС // Стейкий розвиток: Забруднення оточуючого середовища та екологічна безпека. – Днепропетровск, 1999. — С. 125-129.
2. Белоконь А. С., Дворецкий А. И., Бондаренко Л. В., Самуськова С. А. Пресноводные моллюски Запорожского водохранилища — биоиндикаторы радиационного загрязнения // Тез. докл. II съезда гидроэкологического общества Украины. — К., 1999. — Т. 2. — С. 157.
3. Белоконь А. С. Динамика распределения радионуклидов в донных отложениях Запорожского водохранилища // Регуляция в живых системах. — Днепропетровск: ДГУ, 1998. — С. 7-9.
4. Белоконь А. С. Характеристика радионуклидного загрязнения воды и донных отложений в водоемах Приднепровья // Вестник Днепропетровского университета. Биология, экология. — Днепропетровск: ДНУ, 2000. — Вып. 7. — С. 97-101.
5. Кузьменко М. И. Распределение радионуклидов в экосистеме мелководного биотопа // Гидробиол. журн. — 1996. — Т. 32, № 6. — С. 42-51.
6. Широка З. О. Накоплення радіонуклідів вищими водними рослинами Дніпровських водоймищ: Автореф... канд. біол. наук. — К., 1955. — 25 с.

УДК 546.32/36:577.34:597.08

В.В. Беляев, Е.Н. Волкова

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

РОЛЬ КОМПОНЕНТ ВЫВЕДЕНИЯ ^{137}Cs В ФОРМИРОВАНИИ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЫБ В ПРИДОННЫХ УСЛОВИЯХ

При рассмотрении накопления и выведения радионуклидов водными организмами необходимо учитывать различные показатели, в том числе период биологического полувыведения (Т).

С осени 1986 года ^{137}Cs является основным радионуклидом, формирующим повышенные уровни радионуклидного загрязнения ихтиофауны [2,4,6]. На основании экспериментальных исследований скорости выведения ^{137}Cs из организма рыб [1,5] проанализирована роль компонент выведения этого нуклида в формировании загрязнения рыб ^{137}Cs в природных условиях. В наиболее общем случае обмен этого радионуклида между организмом и средой можно описать уравнением:

$$dA_f/dt = V(t) - pA_f \quad (1)$$

где A_f — радиоактивность организма,

$V(t)$ — поступление (поток) радионуклида в организм за время dt ,

p — скорость выведения радионуклида за счет радионуклидного распада и биологического выведения элемента из организма, для ^{137}Cs $p = -\ln(2)/T$.

Решение уравнения (1) с начальными условиями (t_0, A_0) имеет вид:

$$A_f(t) = \exp(-F)(A_0 + \int V(t)\exp(F)dt) \quad (2)$$

(интегрирование от t_0 к t)

где $F(t) = \int p dt = p(t-t_0)$ [3]

Подставляя выражение $F(t)$ в уравнение (2) получаем:

$$A_f(t) = \exp(-p(t-t_0))(A_0 + \int V(t)\exp(p(t-t_0))dt)$$

(интегрирование от t_0 до t).

Уравнение (3) относится только к одной из компонент выведения и в связи с тем, что выведение ^{137}Cs из организма имеет многокомпонентный характер [1, 5], содержание радионуклида в организме описывается суммой уравнений (3) для каждой парциальной компоненты выведения.

Проанализируем динамику содержания ^{137}Cs в рыбе при $A_0 = 0$ в момент времени $t_0 = 0$ и при постоянном потоке радионуклида в организм рыб. Из проведенных нами экспериментов [1, 5] следует, что $T_3 \approx 10T_2 \approx 100T_1$, $A_1 \approx A_2 \approx 1/3A_3$, где T_i — парциальные периоды биологического полувыведения, A_i — парциальные вклады компонент выведения. Тогда содержание радионуклида описывается уравнением:

$$A_f(t) = \sum \exp\left(-\frac{t \ln 2}{T_i}\right) \int A_i V \exp\left(\frac{t \ln 2}{T_i}\right) dt = \sum \exp\left(-\frac{t \ln 2}{T_i}\right) A_i V \frac{T_i}{\ln 2} \left(\exp\left(\frac{t \ln 2}{T_i}\right) - 1 \right) = \sum A_i V \frac{T_i}{\ln 2} \left[1 - \exp\left(-\frac{t \ln 2}{T_i}\right) \right], \quad i=1,3 \quad (4)$$

(интегрирование от 0 до t)

На рис. 1 представлено уравнение (4) в графическом виде, из которого видно, что при $t > T_3$ вклад быстрых компонент выведения в содержание ^{137}Cs составляет менее 7%, что и было показано при экспериментальном изучении скорости выведения ^{137}Cs карпами во время охладителя ЧАЭС [1,5]. Равновесное значение содержания радионуклида установится через $t > 3T_3$.

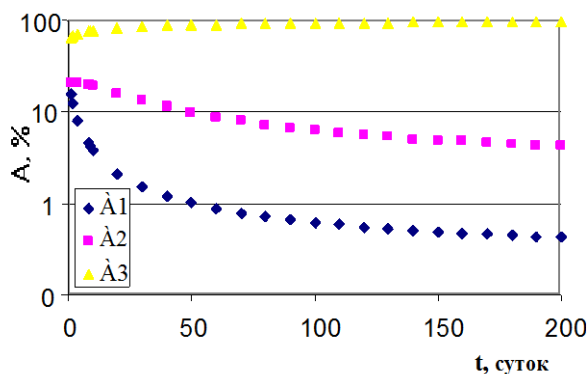


Рис. 1. Вклад компонент выведения в радиоактивность организма при хроническом поступлении радионуклида.

После аварии на ЧАЭС в водоеме-охладителе станции максимальные уровни радионуклидного загрязнения мирных видов рыб регистрировались летом 1986 года и составляли несколько сотен кБк/кг [4], а в 1991-1995 гг. среднее содержание ^{137}Cs в этих видах не превышало 10 кБк/кг, тогда как у хищных видов достигало 40 кБк/кг [6]. Среднее содержание ^{137}Cs 1993 по 1994 год уменьшилось: у сома канального на 7,4%, чехони — 27%, леща — 21%, карася — 6%, густеры — 27%, что соответствует экологическому периоду полувыведения 2-10 лет.

Высокое содержание радионуклидов цезия в воде водоемов зоны отчуждения (до нескольких десятков Бк/л), на взвесах, в водной растительности и донных отложениях (до нескольких сотен кБк/кг), длительные экологические периоды полувыведения ^{137}Cs из организма рыб, превышение удельной активности ^{137}Cs желудочно-кишечного тракта над содержанием радионуклида в мышцах указывает на то, что в организм рыб поступает значительное количество ^{137}Cs и для некоторых особей вклад коротких компонент выведения ^{137}Cs может достигать 30%.

В Киевском водохранилище, как и водоеме-охладителе ЧАЭС, уже в начале июня 1986 года у мирных видов рыб наблюдались высокие уровни радионуклидного загрязнения ^{137}Cs . В 1987-1989 гг. в мирных рыбах водоема-охладителя ЧАЭС происходило снижение уровней накопления ^{137}Cs , а в Киевском водохранилище содержание этого радионуклида у аналогичных видов в период 1986-1989 гг. достоверно не изменялось [2,6], что свидетельствует об установлении динамического равновесия, при котором вклад быстрых компонент выведения составлял менее 5-7%. В 1990 году содержание ^{137}Cs в рыбах Киевского водохранилища уменьшилось по сравнению с периодом 1986-1989 гг. в два-три раза, в то время как концентрация ^{137}Cs в воде с осени 1986 года оставалась практически постоянной.

Таким образом, после залпового поступления радионуклидов в водные экосистемы на протяжении времени, сравнимого с периодом биологического полувыведения длительной компоненты, концентрация ^{137}Cs у мирных видов рыб достигает максимальных значений, которые могут сохраняться несколько лет, что и наблюдалось у рыб Киевского водохранилища. Радионуклидное загрязнение рыб ^{137}Cs формируется за счет вклада медленной компоненты выведения. Самоочищение рыб в естественных условиях может происходить только с периодом, превышающим период биологического полувыведения, полученный в лабораторных условиях.

ЛИТЕРАТУРА

1. Беляев В.В., Насвит О.И., Фомовский М.А. и др. К методике изучения динамики выведения гамма-излучающих радионуклидов у рыб // Матер. междунар. науч. конф. «Проблемы рационального использования биоресурсов водохранилищ». — Киев, 1995. — С. 142-143.
2. Волкова Е.Н. Накопление радионуклидов промысловыми видами рыб Днепровских водохранилищ: Автореф. дис... канд. бил. наук. — К., 1990. — 16 с.
3. Камке Э. Справочник по обыкновенным дифференциальным уравнениям: Пер. с нем. — М.: Наука, 1971. — 576 с.
4. Крышев И.И. Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии. — М.: ИАЭ им. Курчатова, 1991. — 103 с.
5. Моделирование и изучение механизмов переноса радиоактивных веществ из наземных экосистем в водные объекты зоны влияния Чернобыльской аварии / Под ред. У.Сансоне и О.Войцеховича. — Чернобыль: Чернобыльинтеринформ, 1996. — С. 106-124.
6. Радиоекология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Т.2 / Под ред. О.Войцеховича. — К., 1998. — С. 110-118.

УДК [577. 34:597. 08](477)

**Е.Н. Волкова¹, В.В. Беляев¹, З.О. Широкая¹, О.Л. Зарубин², Ю.М. Сытник¹,
П.Г. Шевченко¹, А.Е. Каглян¹, В.А. Карapyш¹**

¹Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев.

²Институт ядерных исследований НАН Украины, г. Киев

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ИХТИОФАУНЫ УКРАИНЫ НА СОВРЕМЕННОМ ЭТАПЕ

За время, прошедшее после аварии на Чернобыльской АЭС, проведены многочисленные исследования, посвященные изучению особенностей радиоактивного загрязнения рыб. Основное внимание уделялось динамике содержания радионуклидов в рыбах отдельных водоемов, межвидовым различиям, возрастным особенностям, влиянию отдельных факторов на процессы обмена радионуклидов между организмом и средой. В настоящей работе сделана попытка обобщить данные об особенностях загрязнения ихтиофауны в водоемах разного типа, расположенных в полесской, лесостепной и степной зонах Украины.

Радиоэкологические исследования проведены в 1997-2000 гг. на 53 водоемах следующих типов: водоемы-охладители АЭС (Чернобыльская (ВО ЧАЭС) и Южно-Украинская (ВО ЮУ АЭС), крупные водохранилища (Киевское и Каневское), водохранилища на малых реках (р. Ирша, р. Рось, р. Гнилопять), озера Шацкого Национального парка (НП), Ровенской области и Зоны отчуждения, рыбопродуктивные пруды и пруды, используемые для любительского лова Киевской, Черниговской, Житомирской и

Ровенской областей, реки (Припять, Стоход, Десна, Сейм, Ингулец). В работе представлены уровни радионуклидного загрязнения рыб мирных видов (бенто- и фитофагов), так как именно на этих видах базируется рыбоводство и промышленный вылов. Следует учитывать, что содержание ^{137}Cs в хищных видах обычно в два-три раза выше.

Проведенные анализы позволили установить, что, как и в предыдущие годы, повышенные уровни радиоактивного загрязнения рыб формируются ^{137}Cs . Кроме ^{137}Cs в рыбах всех исследованных водоемов регистрировался ^{90}Sr , а в рыбах водоемов-охладителей — ^{60}Co , ^{54}Mn и ^{134}Cs . Уровни загрязнения рыб ^{137}Cs и схема расположения водоемов (плотность загрязнения территории ^{137}Cs составляет от 0,5 кБк/м² до 37000 кБк/м²) представлены на рисунке. Результаты измерений, полученные для нескольких однотипных водоемов, расположенных на расстоянии до 30 км один от другого с одним диапазоном удельной активности рыб обозначены одним символом. Отлов рыбы в реках проводился в нескольких точках и результаты обозначены также единым символом.

Удельная радиоактивность рыб водоемов степной и лесостепной зон Украины не только не превышает 50 Бк/кг, но во многих случаях соответствует доаварийным уровням [1] — до 10 Бк/кг (рыбоводные пруды в районе гг. Белая Церковь, Тараща, Прилуки, р. Ингулец, Косовское водохранилище). Содержание ^{137}Cs в рыбах ВО ЮУАЭС составляет 2-8 Бк/кг. Соотношение $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$, равное 2, а также присутствие в пробах ^{60}Co и ^{54}Mn указывает на то, что загрязнение рыб этого водоема обусловлено работой АЭС. Удельная радиоактивность рыб Каневского водохранилища несколько выше и в отдельных пробах достигает 30 Бк/кг.

В северной части исследованного региона радиоэкологическая ситуация в настоящее время значительно сложнее. Во многих работах подчеркивается критичность ландшафтов Полесья с точки зрения интенсивности миграции радионуклидов по трофическим цепям, что в первую очередь обуславливается типом грунтов [2]. Однако исследованные нами водоемы левобережья Днепра оказались практически чистыми. В рыборазводных прудах, заполняющихся водой из Киевского водохранилища, содержание ^{137}Cs в рыбах не превышает 30, а в среднем составляет 5-15 Бк/кг. Уровни загрязнения рыб рек Десны и Сейма соответствуют доаварийным, характерным для лесостепной зоны Украины. В 2000 г. максимальная зарегистрированная удельная радиоактивность бентофагов Киевского водохранилища составляла 115 Бк/кг (р-н Страхолесья) [3], радиоактивность рыб, отловленных на других участках была в 2-3 раза ниже.

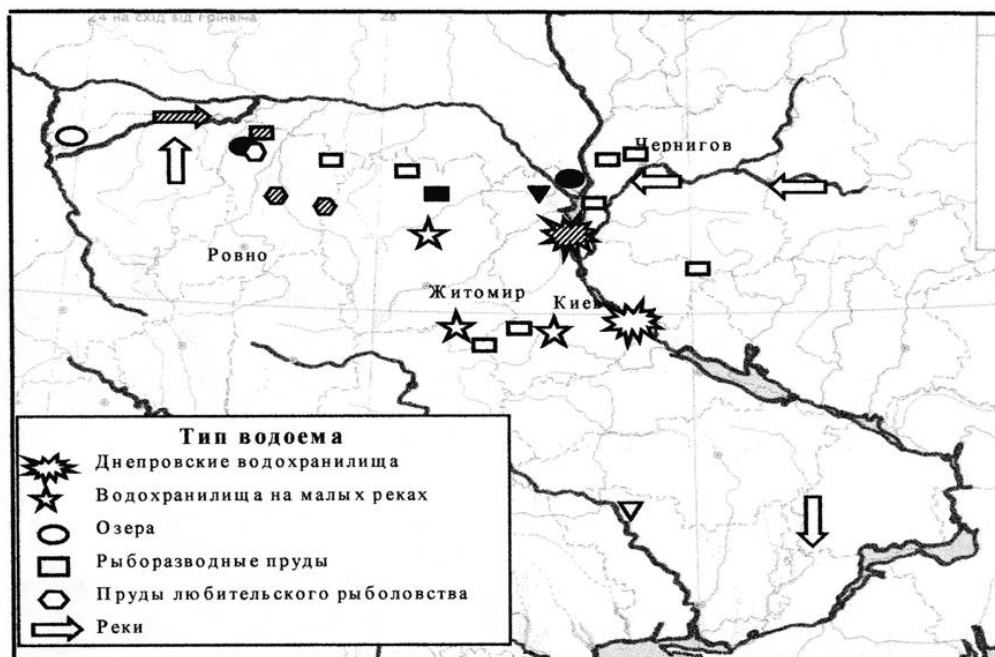


Рис. 1 Уровни содержания ^{137}Cs в икhtiофауне водоемов разного типа, Бк/кг естественной влажности (□ - менее 50 Бк/кг, ▨ - 50 – 150 Бк/кг, ■ - свыше 150 Бк/кг)

Уровни содержания ^{137}Cs в мирных видах рыб ВО ЧАЭС составляют 2000-4000 Бк/кг, в наиболее загрязненных озерах левобережной поймы — в несколько раз выше. В водоемах, расположенных на территории западного следа чернобыльского выброса прослеживается зависимость уровней радиоактивного загрязнения рыб от типа водоема и от специфических условий, складывающихся в каждом отдельном случае. В некоторых случаях в рыборазводных прудах, имеющих единую систему водоснабжения, удельная радиоактивность рыб различалась в несколько раз. В рыбах отдельных озер

Шацкого НП содержание ^{137}Cs также значительно различалось и находилось в пределах от 1 до 40 Бк/кг. На северо-западе Ровенской области была исследована группа водоемов, где удельная радиоактивность рыб изменялась от 20 Бк/кг в прудах любительского лова до 20–150 Бк/кг в рыбопродуктивных прудах и до 1100 Бк/кг в замкнутом озере.

Проведенные исследования уровней радиоактивного загрязнения рыб водоемов разного типа расположенных на обширной территории свидетельствуют о том, что повышенное содержание радионуклидов обусловлено не удаленностью от источника загрязнения, а интенсивностью миграции радионуклидов по трофическим цепям.

ЛИТЕРАТУРА

1. Антоненко Т. М. Радиоэкологические исследования накопления, распределения и миграции цезия-137 в водоемах степной зоны Украины: Автореф. дис... канд. биол. наук. — Севастополь, 1978. — 28с.
2. Животный мир в зоне аварии Чернобыльской АЭС / Под ред. Л.М.Сушени и др. — Минск: Наука і техника, 1995. — 263 с.
3. Рябов И. Н., Белова Н. В., Полякова Н. И. Радиоэкологический мониторинг рыб-видов индикаторов радиоактивного загрязнения Киевского водохранилища в 1987-2000 гг // Міжнар. конф. "П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання". — К., 2001. — С. 2-34.

УДК (577. 34:581. 526. 3) (28) (477. 41)

Д.И. Гудков, В.В. Деревец, М.И. Кузьменко, А.Б. Назаров

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

РАДИОНУКЛИДЫ ^{238}Pu $^{239} + ^{240}\text{Pu}$ И ^{241}Am В КОМПОНЕНТАХ ОЗЕРНЫХ БИОЦЕНОЗОВ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Государственное специализированное научно-производственное предприятие "Чернобыльский радиоэкологический центр" Министерства Украины по чрезвычайным ситуациям и делам защиты населения от последствий Чернобыльской катастрофы, Чернобыль. Озерные биоценозы зоны отчуждения ЧАЭС в наибольшей степени подвержены действию ионизирующего излучения, поскольку здесь происходит интенсивное накопление радионуклидов в условиях смыва с территории водосбора, ограниченного водообмена и повышенного выведения радионуклидов из донных отложений. После распада короткоживущих радионуклидов наибольшее значение в замкнутых водоемах зоны отчуждения приобрели биологически опасные, долгоживущие радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , а также трансурановые элементы — $^{238,239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am . При этом влияние радиоактивного загрязнения на жизнедеятельность водных организмов в водоемах с ограниченным водообменом приобрело характер хронического воздействия.

При оценке радиационной обстановки в районе аварии на ЧАЭС значительный интерес, в связи с высокой радиотоксичностью, вызывают изотопы плутония и ^{241}Am . По имеющимся данным запас ^{238}Pu и $^{239} + ^{240}\text{Pu}$ в донных отложениях Яновского затона в 1996 г. составил, соответственно, $1,1 \cdot 10^{11}$ и $2,2 \cdot 10^{11}$ Бк. В донных отложениях Семиходовского затона запас радионуклидов составил для ^{238}Pu — $0,1 \cdot 10^{11}$, для $^{239} + ^{240}\text{Pu}$ — $0,2 \cdot 10^{11}$ Бк. Общее содержание суммарного плутония и ^{241}Am в донных отложениях озера Азбучин в 1997 г. составили, соответственно $5,7 \cdot 10^{10}$ и $5,1 \cdot 10^{10}$ Бк. Эти же величины для оз. Глубокого составили $7,5 \cdot 10^9$ и $6,3 \cdot 10^9$ Бк. На участке левобережной поймы р. Припяти в пределах зоны отчуждения запас изотопов плутония в почве составляет не менее $11 \cdot 10^{12}$ Бк. Содержание суммы радионуклидов плутония в макрофитах озер левобережной поймы р. Припяти — Глубокого и Далекое-1 регистрировалось в диапазоне 0,4–65,6 (11,2) Бк/кг сырой массы с коэффициентом концентрирования (K_k) — 23,6–4175,2 (рис. 1). Максимальным K_k характеризовался рогоз узколистый. Значения этого показателя для рогоза было в 7 раз выше по сравнению со средним K_k для остальных исследуемых видов растений, составивший около 900. Содержание ^{241}Am в тканях макрофитов из озер Глубокое и Далекое-1, составило 0,3–44,8 (11,0) Бк/кг с K_k — 82,5–7458,3 (рис. 2). Максимальные значения K_k также были зарегистрированы в тканях рогоза узколистого. Величина K_k ^{241}Am для этого вида в 5 раз превысила средние значения K_k для остальных исследуемых видов растений, что позволяет рассматривать рогоз узколистый как специфический накопитель трансурановых элементов в условиях водоемов зоны отчуждения ЧАЭС. Для моллюсков, обитающих в исследуемых озерах, отмечены максимальные K_k суммарного плутония — до 10460, при этом минимальные значения зарегистрированы для прудовика

обыкновенного и максимальные — для дрейссены (рис. 3). Содержание плутония у мирных видов рыб, отловленных в оз. Глубоком, было 1,1–1,4 Бк/кг, с K_k не более 90 (рис. 4). Необходимо также отметить, что K_k ^{238}Pu для различных видов гидробионтов было в 1,1–1,6 раза выше K_k $^{239+240}\text{Pu}$, что, очевидно, объясняется большей растворимостью оксидов ^{238}Pu по сравнению с оксидами $^{239+240}\text{Pu}$ [1]. Содержание ^{241}Am у трех видов брюхоногих моллюсков и дрейссены отмечено в диапазоне 4,6–310,0 Бк/кг. Минимальные значения K_k получены для прудовика обыкновенного, а максимальные — для дрейссены (рис. 5). Содержание ^{241}Am у мирных видов рыб, отловленных в оз. Глубоком, было 2,2–10,0 Бк/кг, со средним значением K_k — 1027,8 (рис. 6). Для всех исследованных видов гидробионтов величины K_k трансурановых элементов располагаются в следующий ряд — $^{241}\text{Am} > ^{238}\text{Pu} > ^{239+240}\text{Pu}$.

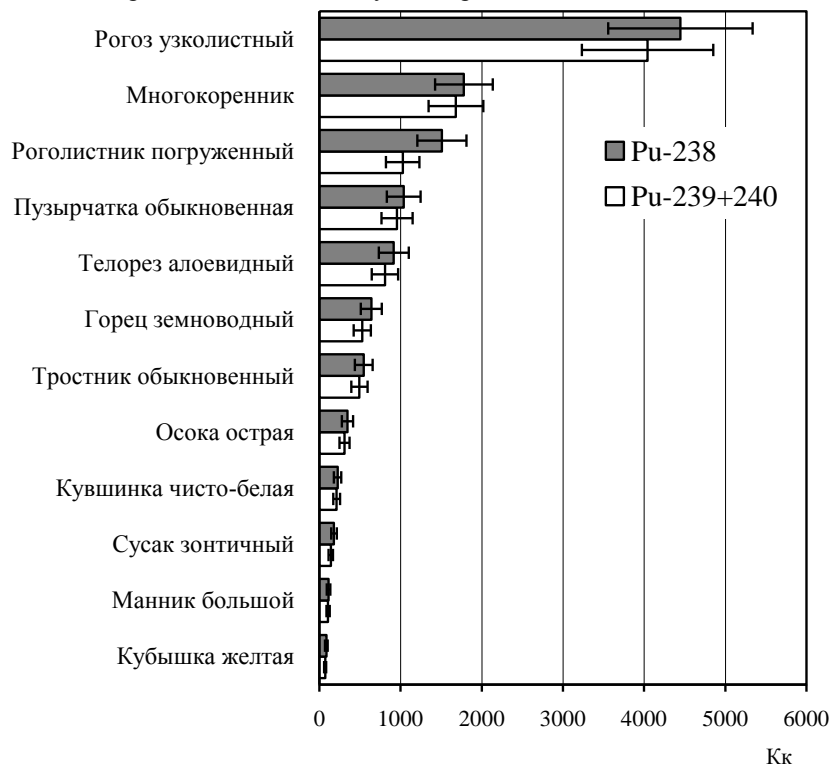


Рис. 1. Видоспецифичность концентрирования изотопов плутония макрофитами зоны отчуждения

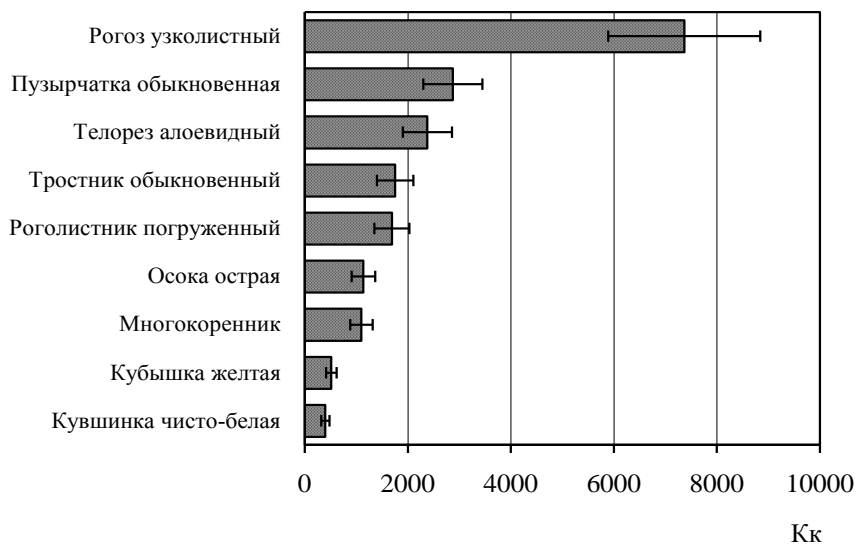


Рис. 2. Видоспецифичность концентрирования ^{241}Am макрофитами зоны отчуждения

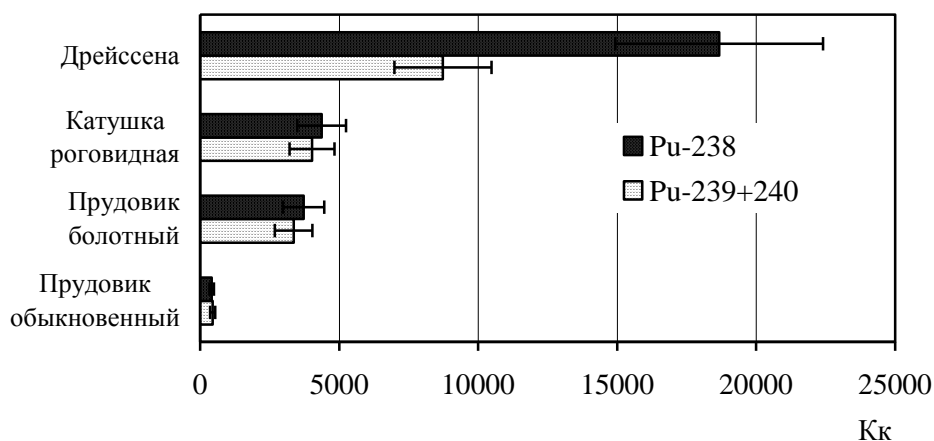


Рис. 3. Видоспецифичность концентрирования изотопов плутония моллюсками зоны отчуждения

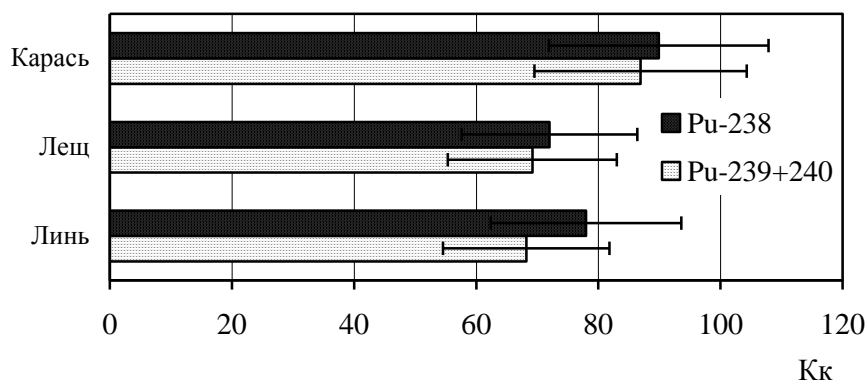


Рис. 4. Видоспецифичность концентрирования изотопов плутония мирными рыбами зоны отчуждения

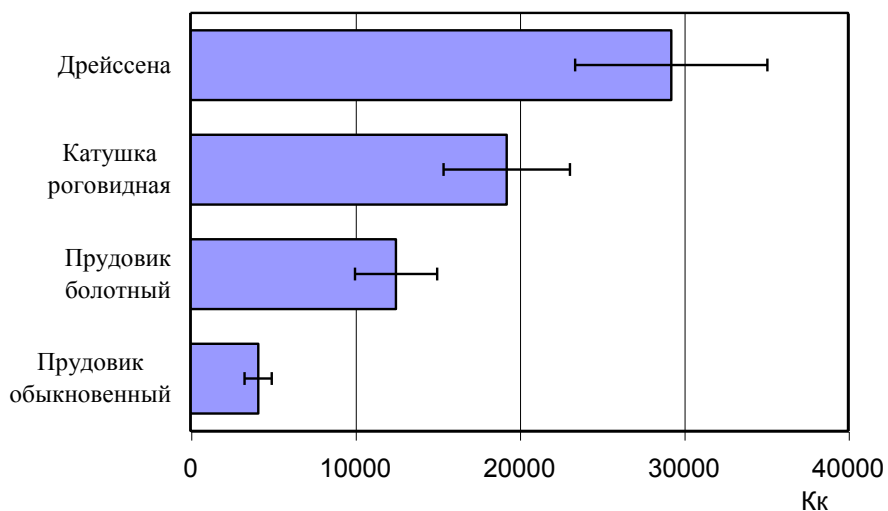


Рис. 5. Видоспецифичность концентрирования ^{241}Am моллюсками зоны отчуждения

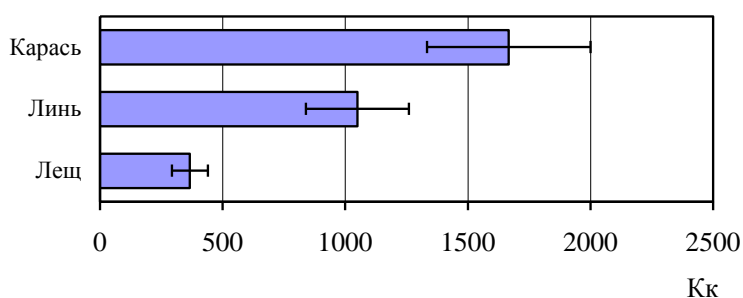


Рис. 6. Видоспецифичность концентрирования ^{241}Am мирными рыбами зоны отчуждения

ЛИТЕРАТУРА

1. Баженов В. А., Булдаков Л. А., Василенко И. Я. и др. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества. — Л.: Химия, 1990. — 464 с.

УДК [577.34:574.63] (28) (477)

О.Л. Зарубин¹, А.А. Залисский², Д.В. Лукашев², Л.А. Головач¹, В.А. Лактионов³.

¹Научный центр «Институт ядерных исследований» НАНУ, Центр экологических проблем атомной энергетики Украины, г. Киев,

²Чернобыльский научный центр международных исследований, г.Чернобыль,

³Научно-производственный центр «Метроника», г. Киев

НЕРАВНОМЕРНОСТЬ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ОСНОВНЫХ КОМПОНЕНТАХ РЕКИ ПРИПЯТЬ НА ТЕРРИТОРИИ 30-км ЗОНЫ ЧАЭС

Наибольшее загрязнение речных экосистем отмечалось в первый период после аварии: конец апреля – начало мая 1986 г. Суммарная активность воды в этот период в р. Припять (район Чернобыля) достигала 8 – 10 кБк/л [1, 2] и более. Спектр содержания радиоактивных веществ в воде существенно не отличался от соотношений радионуклидов в водоеме-охладителе ЧАЭС и большинства других водоемов 30-ти км зоны. После 10 мая происходило интенсивное снижение уровней загрязнения поверхностных вод в зоне влияния аварии вследствие прекращения аэрозольных выпадений, распада короткоживущих изотопов, выноса мелких частиц течением [3]. Уже в июне 1986 г. радиоактивность воды в реке снизилась в сотни раз по сравнению с максимальными уровнями загрязнения и в значительной степени определялась изотопами цезия и стронция.

Огромный размер поймы, сложный рельеф русла, большие перепады глубин, наличие зон с различной скоростью течения, множество пойменных озер, заливов, рукавов и мелких притоков обуславливает гидрологическое разнообразие участков р. Припять. На этих участках и зонах реки, в свою очередь, сформированы самые различные биотопы. В таких условиях в водных экосистемах формируются, кроме глубоководных участков, зоны со значительным уровнем содержания радионуклидов и в площади литорали. К таким «критическим» зонам содержания радионуклидов и облучения гидробионтов от дна относятся площади фитоценозов высших водных растений, малопроточные заливы, старицы и пойменные озера. Эти элементы водных экосистем играют роль как «биофильтра» для радиоактивных элементов, та и «депо», в которых радионуклиды могут удерживаться в течение длительного периода [4].

Радиоактивность донных отложений, как и других компонентов, в таких условиях характеризуется значительной пространственной неоднородностью. Суммарное содержание радионуклидов в пробах донных отложений, отобранных на различных участках реки (близко расположенных друг от друга, но с разными гидрологическими и биотическими условиями) может различаться в 10 – 100, а иногда, и более раз. В 1998 – 2000 гг. содержание искусственных радионуклидов в донных отложениях на различных

участках реки (в пределах 30-ти км зоны) находится в пределах от $n \cdot 10^1$ до $n \cdot 10^3$ Бк/кг, иногда достигая уровней $n \cdot 10^4$ Бк/кг.

Уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в моллюсках варьируют в широких пределах: $n \cdot 10^1$ — $n \cdot 10^3$ Бк/кг; более высокое содержание ^{90}Sr характерно для раковины, а ^{137}Cs для мягких тканей. По мере удаления от зон интенсивного радиационного загрязнения реки, находящихся в районе ЧАЭС, снижается содержание ^{90}Sr в раковинах моллюсков. По сравнению с водоемом-охладителем и другими водоемами зоны отчуждения, высшая водная растительность Припяти разнообразнее и представлена более широким спектром. Как и для подавляющего большинства компонентов экосистемы Припяти, для макрофитов характерна неоднородность (различия до 10 – 25 раз) уровней радиоактивного загрязнения на одном и том же участке пробоотбора. Содержание Cs-137 в водной растительности напрямую не связано с их систематикой и принадлежностью к одной из экологических групп.

В отличие от водоема-охладителя [5], содержание Cs-137 в мышцах одного вида рыб, отобранных на одном участке реки, может различаться в 10 – 120 раз. На различных участках реки наиболее высокие значения содержания Cs-137 в рыбах регистрируются в районе с. Кривая Гора ($n \cdot 10^2$ — 10^3 Бк/кг сырой массы), снижаясь вниз по течению в районе с. Теремцы до $n \cdot 10^1$ – 10^2 Бк/кг).

На величину и особенности радиационного загрязнения компонентов исследуемого участка реки влияет неравномерность радиационного загрязнения территории и многоплановость воздействия различных (в основном, гидрологических, гидрохимических и гидробиологических) факторов, обуславливающих параметры существования экосистемы. Каждый из этих факторов оказывает модифицирующее воздействие как на структурные характеристики сестонного, макрофитного, рыбного и других комплексов, так и на функциональные связи между этими составляющими экосистемы. Совокупность этих процессов определяет характер, интенсивность и направление перераспределения радионуклидов в реке.

ЛИТЕРАТУРА

1. Крышев И.И., Рябов И.Н., Чумак В.К., Зарубин О.Л., Блинова Л.Д., Никитин А.И. Радиоактивное загрязнение речных экосистем // В сб. Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии. — М.: Ядерное общество СССР, 1991, — С. 81–96.
2. Крышев И.И. Радиоактивное загрязнение водных экосистем после чернобыльской аварии / Доклады 3-го всесоюзного научно-технического совещания по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС (Чернобыль ' 92), Зеленый Мыс-1996. — Т.4, ч. 2. — С. 225 – 237.
3. Дорошенко Л.А., Деревец В.В. Основные черты гидрологического режима и радиационного состояния водотоков зоны отчуждения в период 1986 – 1995 годов // Тез. докл. 5-й международной научно-технической конференции Чернобыль-96 «Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС», Зеленый Мыс. — 1996. — С. 68 – 69.
4. Паньков И.В. Распределение радионуклидов в зоне литорали водоемов разного типа / Тез. допов. Другого з'їзду Гідроекологічного товариства України. — К., 1997. — Т.2. — С. 170-172.
5. Зарубин О.Л. Внутривидовые особенности содержания ^{137}Cs в мышцах рыб водоема-охладителя ЧАЭС // Материалы международной научно-практической конференции «Пресноводная аквакультура в центральной и восточной Европе: достижения и перспективы», 18 – 21 сентября 2000 года, г. Киев. — Киев, 2000. — С. 262–267.

УДК [577. 34:(574. 522: 594. 597. 08): 621. 311. 25] (28)(477. 41)

О.Є. Каглян, В.Г. Кленус, В.В. Беляєв, Ю.Б. Набиванець, Л.І. Яблонська, Л.П. Юрчук

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

НАКОПИЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ ГІДРОБІОНТАМИ — МОЛЮСКАМИ ТА РИБОЮ В ВОДОЙМАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Тваринний світ поверхневих водойм відзначається своєю різноманітністю. Суттєва різниця в умовах життя, а головне — в хімічному елементарному складі тканин організмів, обумовлює різні рівні накопичення в них радіонуклідів. Серед бентосних тварин значну роль в процесах міграції радіонуклідів відіграють моллюски фільтратори. З одного боку вони, відфільтровуючи дрібнодисперсні зависі сприяють їх осадженню на дно (біоседиментація), з іншого, накопичуючи ^{90}Sr в раковині, а потім відмираючи, моллюски практично виводять його з колообігу, так як раковини стійкі і не розкладаються протягом 20 років.

Моллюсків збирали вручну (ставковик звичайний — *Lymnaea stagnalis.*, живородка — *Viviparus viviparus*, дрейсена — *Dreissena sp.*) та з допомогою скребка чи пробовідбірника донних відкладів (*Dreissena sp.*). Риба виловлювалась з допомогою сіток чи спінінгом і зберігалась в замороженому

РАДІОЕКОЛОГІЯ

вигляді. Відбирались найбільш поширені види риб: карась золотий — *Carassius carassius*, карась срібний — *Carassius auratus gibelio*, лин — *Tinca tinca*, сом каналний — *Ictalurus punctatus*, лящ — *Abramis brama*, густера — *Blicca bljoerkna*, головень — *Leuciscus cephalus*, судак — *Lucioperca lucioperca*, окунь річковий — *Perca fluviatilis*, краснопірка — *Leuciscus erythrophthalmus*, укля — *Alburnus alburnus*, чехоня — *Pelecus cultratus*, короп — *Cyprinus carpio*, щука — *Esox lucius*, білізна — *Aspius aspius*. Гідробіонти зважувались і спалювались в муфельній печі при 450°C. Далі, з допомогою гама-спектрометра визначали вміст ^{137}Cs , а ^{90}Sr — по загальноприйнятій оксалатній методиці. Вміст радіонуклідів приводиться в Бк/кг сирої маси. В табл. 1 наведено результати дослідження вмісту радіонуклідів в відібраних нами моллюсках водойм 30-ти км зони відчуження у 1998р.

Таблиця 1

Вміст радіонуклідів у моллюсках деяких водойм 30 км зони ЧАЕС, Бк/кг сирої маси

Дата	Місце відбору	Вид	^{137}Cs	Пох. %	^{90}Sr	Пох. %
Березень	ВО* (тепла частина)	Дрейсена	543	15	1260	10
Вересень	ВО (тепла частина)	Дрейсена	80	20	2080	10
Травень	ВО (тепла частина)	Дрейсена	776	15	1800	10
Травень	ВО (холод. частина)	Дрейсена	1234	15	2260	10
Вересень	ВО (холод. частина)	Дрейсена	741	15	455	10
Вересень	Красн. Старик після дамби	Живородка	1080	15	6960	10
Травень	р. Прип'ять	Живородка	33	25	171	10
Вересень	р. Прип'ять	Живородка	5	30	198	10
Березень	Красн. Старик до дамби	Ставковик	277	15	37800	10
Березень	Оз. Глибоке	Ставковик	2360	15	45400	10
Травень	Оз. Глибоке	Ставковик	4480	15	23000	10
Березень	Оз. Далеке	Ставковик	1005	15	17400	10
Вересень	Красн. Старик до дамби	Ставковик	370	15	13000	10
Вересень	Красн. Старик після дамби	Ставковик	462	15	3050	10
Травень	Оз. Далеке	Ставковик	1340	15	57000	10
Вересень	Оз. Далеке	Ставковик	670	15	27200	10

* ВО — Водойма-охолоджувач ЧАЕС

Аналіз цих даних показує, що максимальний вміст радіонуклідів в моллюсках спостерігався в оз. Глибокому та Далекому. Концентрації ^{90}Sr були відповідно 23000-45400 та 17400-57000 Бк/кг, а ^{137}Cs — 2360-4500 та 670-1340 Бк/кг. Досить високий вміст ^{90}Sr спостерігався в Красненській стариці 3050-6960 Бк/кг. Слід відмітити, що рівні накопичення моллюсками радіонуклідів у водоймі-охолоджувачі були нижчими порівняно з водоймами лівобережної заплави, і становили 455-2260 Бк/кг для ^{90}Sr та 80-1230 Бк/кг для ^{137}Cs . Мінімальні концентрації радіонуклідів в моллюсках спостерігалися в р. Прип'яті. Для ^{90}Sr вони були близько 200 Бк/кг, а для ^{137}Cs — 5-33 Бк/кг. Серед трофічних ланцюгів, по яких мігрують радіонукліди із водойми в організм людини, найбільш важливе значення має ланцюг вода-риба-людина. Оскільки при вирішенні санітарно-гігієнічних питань риба цікавить, головним чином, як харчовий продукт, то результати, наведені в табл. 2 стосуються їстівної частини риби, тобто м'язів (проби відбирались в оз. Глибокому в 1996 р., в оз. Далекому — 1997 р., в р. Прип'яті- 1995-1996 р. р., у водоймі-охолоджувачі — 1996 р.).

Таблиця 2

Вміст радіонуклідів в м'язах риб деяких водойм 30-ти км зони ЧАЕС, Бк/кг сирої маси

Місце відбору	Вид	^{137}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	^{90}Sr
		min	max	Min	max
р. Прип'ять	Лящ	6	63	9	28
ВО	Сом каналний	1830	9975	10	15
ВО	Товстолоб	1125	8040	13	65
ВО	Лящ	750	6400	x*	x
ВО	Густера	2820	4800	50	116
ВО	Головень	2050	9250	x	x
ВО	Білізна	1780	30300	x	x
ВО	Карась ср.	6300	12400	34	64
ВО	Судак	3260	28700	6	48
ВО	Окунь	3850	5300	x	x
ВО	Краснопірка	2320	5800	x	x
ВО	Укля	2490	2790	x	x
ВО	Чехоня	970	17400	x	x
ВО	Короп	4530	7952	2	91
Глибоке	Карась зол.	25000	32200	x	x
Глибоке	Лин	24500	27100	x	x
Далеке	Щука	7429	19800	97	226

* x — вимірювання не проводилось

Рівні накопичення радіонуклідів в тканинах риб залежать від виду і віку риб, характеру їх харчування та умов навколишнього середовища. Тому і величини концентрацій радіонуклідів коливаються в широких межах. Максимальні концентрації радіонуклідів в рибах за час наших досліджень з 1989 по 2000 рр. реєструвались в оз. Глибокому, а мінімальні — в р. Прип'яті.

З усього вищезгаданого можна зробити висновок, що вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr в моллюсках та рибі водойм зони знаходиться ще на дуже високому рівні, а так як в замкнених водоймах процеси самоочищення йдуть повільніше ніж в річках, тому вміст радіонуклідів в гідробіонтах озер Глибокого, Далекого, Красненської стариці та водойми-охолоджувача набагато вищий ніж в р. Прип'яті.

УДК [577. 34:(574. 522: 581. 526. 3): 621. 311. 25](28)(477. 41)

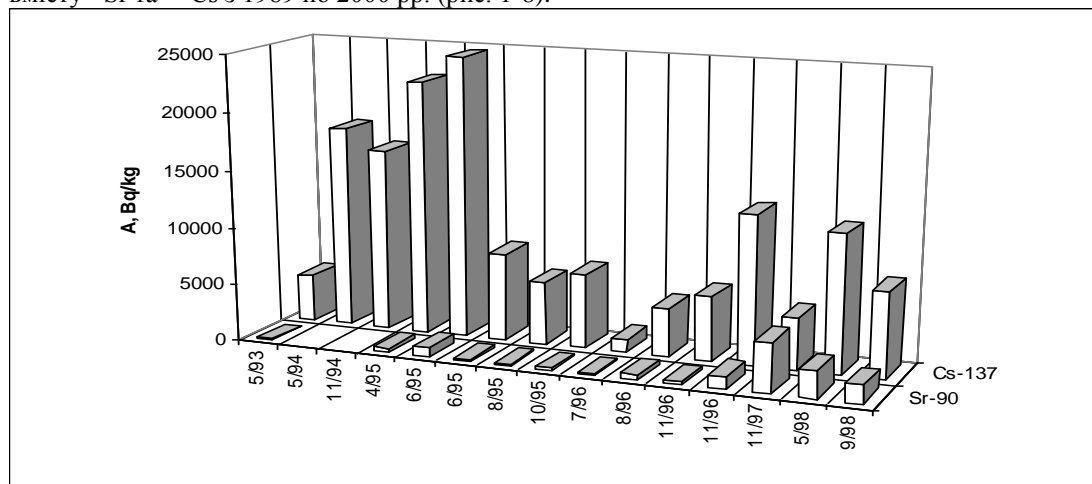
О.Є. Каглян, В.Г. Кленус, В.В. Беляєв, Ю.Б. Набиванець, М.І. Кузьменко, Л.І. Яблонська, Л.П. Юрчук

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ДИНАМІКА ВМІСТУ ^{137}Cs І ^{90}Sr В ГІДРОБІОНТАХ: ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИНАХ ВОДОЙМ 30-ТИ КМ ЗОНИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС

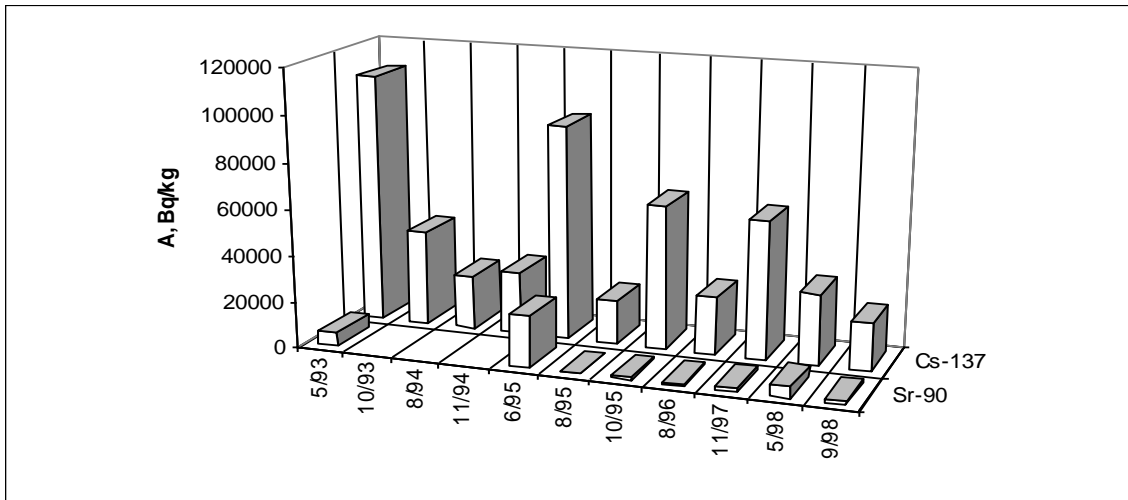
Досліджені нами водойми лівобережної заплави р. Прип'яті, знаходяться в 10-ти км зоні ЧАЕС і є одними з найбільш забруднених радіонуклідами в зоні відчуження. Основну масу гідробіонтів у цих водоймах представлено вищими водяними рослинами. Різноманітність форм водяної рослинності відображається в широких межах коливань величин концентрацій в них радіонуклідів. Максимальні значення вмісту радіонуклідів у вищих водяних рослинах спостерігалися в оз. Глибокому, чому сприяли високі концентрації радіонуклідів у воді та донних відкладах. Так, в 1998 р., величини вмісту ^{90}Sr у рослинах були в межах 7181-58200 Бк/кг, а ^{137}Cs — від 2255 до 411000 Бк/кг. Величини верхньої межі вмісту ^{90}Sr рослин інших водойм заплави були досить близькі — 21600- 43200 Бк/кг. Концентрації ^{137}Cs в рослинах даних водойм в цьому році були в таких межах: для оз. Далекого — 2165-96400, для Красненської стариці до дамби і водойми-охолоджувача ЧАЕС (далі — ВО) в холодній частині — 682-53800, в теплій частині ВО і Красненській стариці після дамби- 1230-27360 Бк/кг.

Мінімальні значення концентрацій спостерігалися у рослин р. Прип'яті (м. Чорнобиль), вміст ^{90}Sr був у межах 28-2900, а ^{137}Cs — 60-1360 Бк/кг. Усі значення концентрацій подаються в Бк/кг повітряно-сухої маси. Так як кожного року концентрації радіонуклідів в рослинах змінюються в широких межах, то говорити про якісь зміни в часі не доводиться. Однак для окремих видів рослин приводиться динаміка вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs з 1989 по 2000 рр. (рис. 1-8).

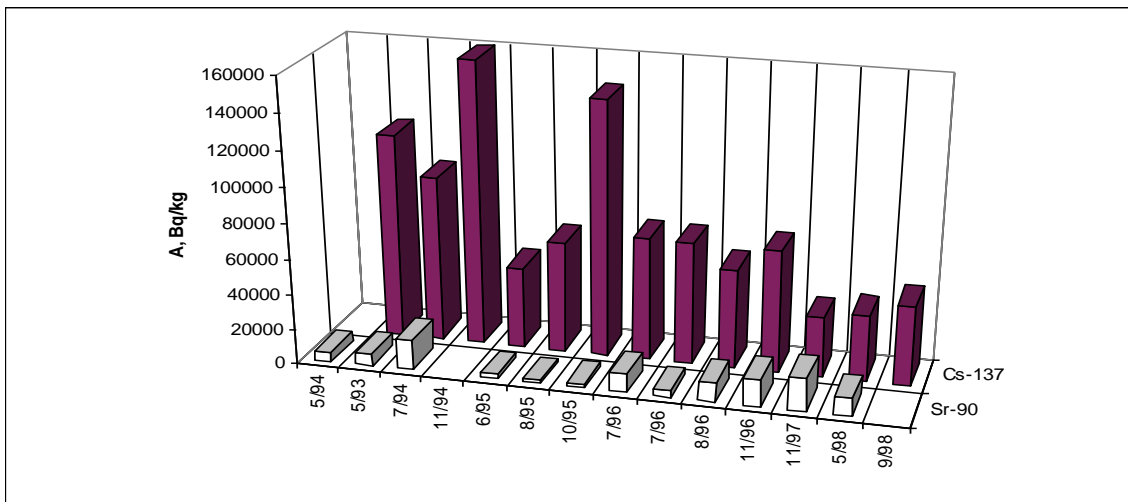


1. Динаміка вмісту радіонуклідів у очереті (*Phragmites australis*) ВО (х. ч.)

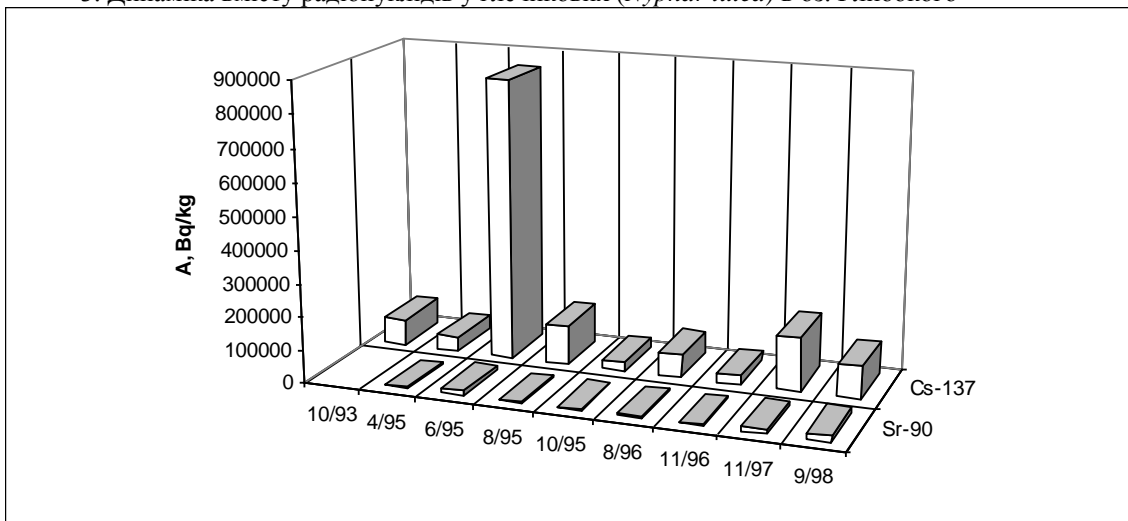
РАДІОЕКОЛОГІЯ



2. Динаміка вмісту радіонуклідів у куширі зануреному (*Ceratophyllum demersum*) ВО (х. ч.)

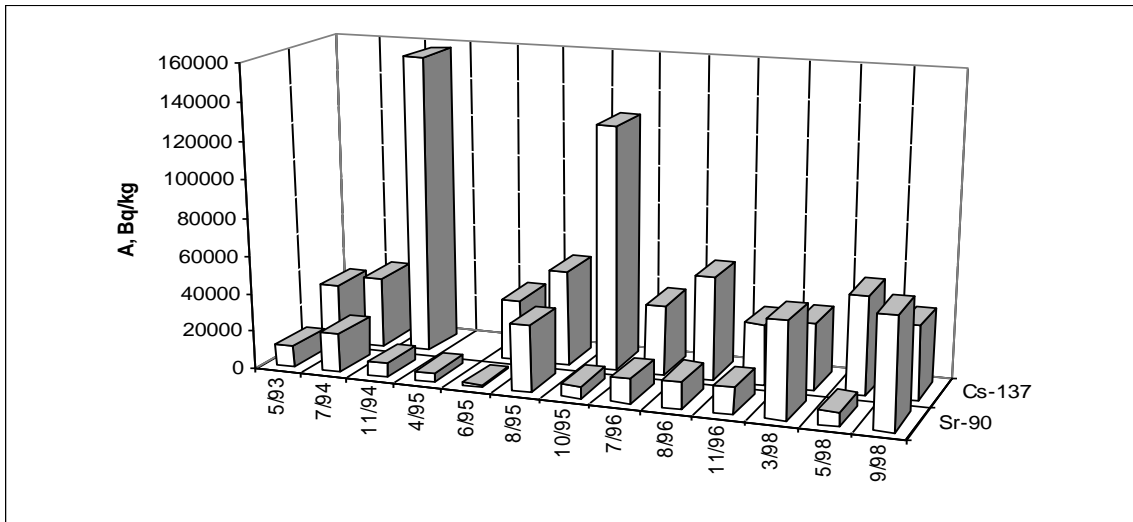


3. Динаміка вмісту радіонуклідів у глечикових (*Nuphar lutea*) в оз. Глибокого

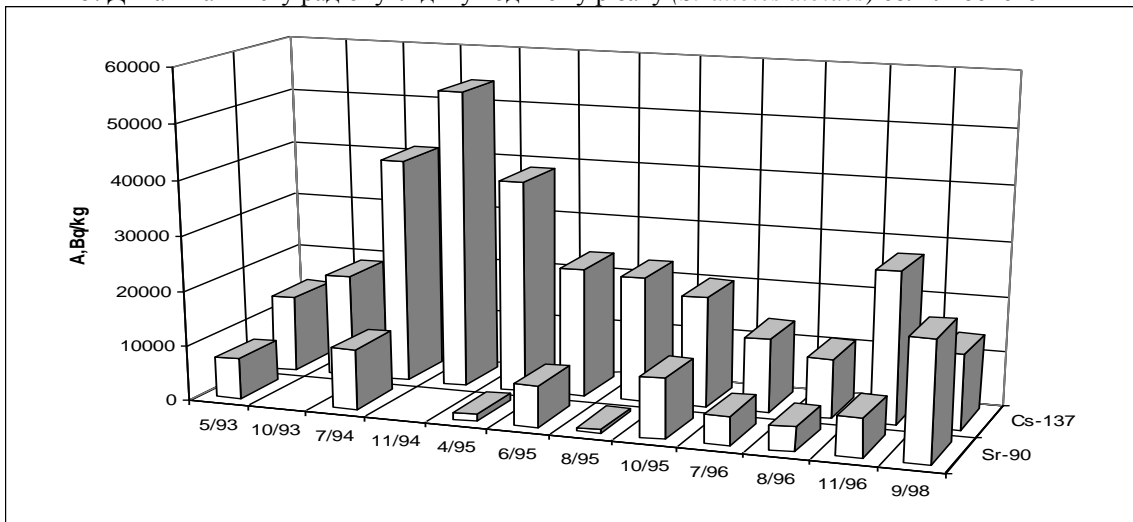


4. Динаміка вмісту радіонуклідів у лепешняку (*Cluseria maxima*) оз. Глибокого

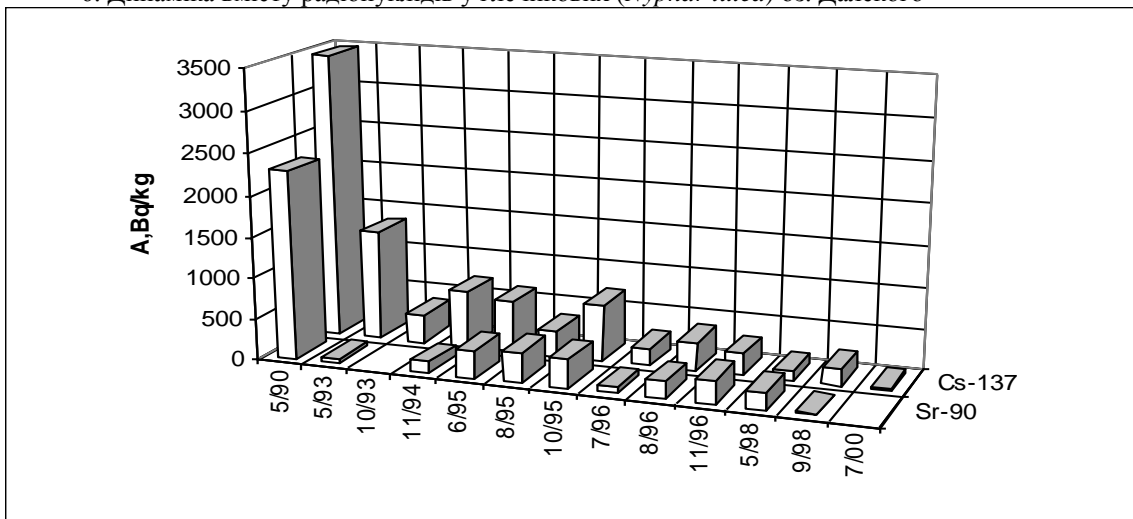
РАДІОЕКОЛОГІЯ



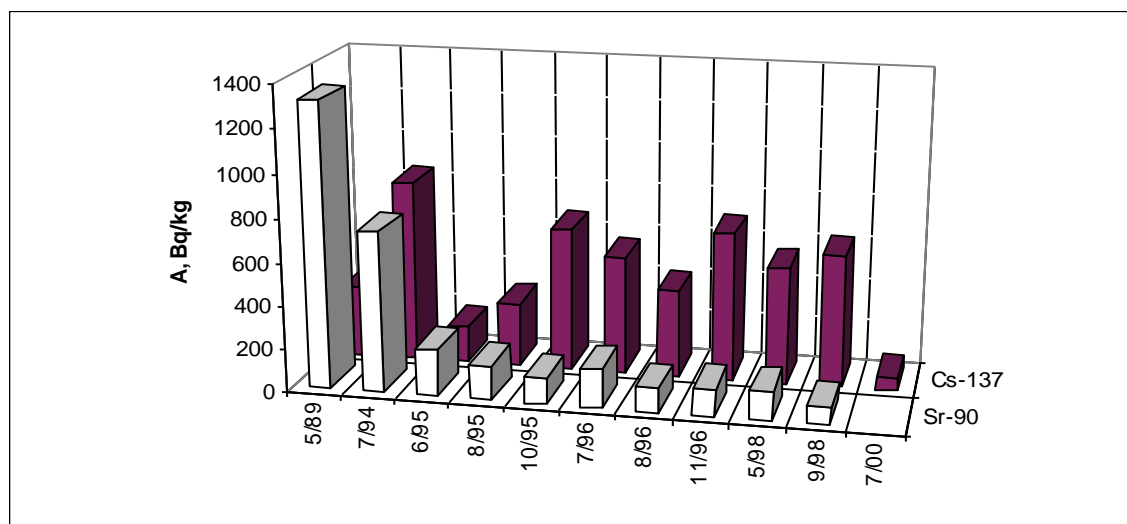
5. Динаміка вмісту радіонуклідів у водяному різакі (*Stratiotes aloides*) оз. Глибокого



6. Динаміка вмісту радіонуклідів у глечикових (*Nyphar lutea*) оз. Далекого



7. Динаміка вмісту радіонуклідів у рогузі (*Typha latifolia*) р. Прип'яті (м. Чорнобиль).



8. Динаміка вмісту радіонуклідів у рдестнику пронизанолістому (*Potamogeton perfoliatus*) р. Прип'яті (м. Чорнобиль).

На завершення можна сказати, що проблеми, пов'язані з радіонуклідним забрудненням гідробіотів та абіотичних компонентів екосистем водойм зони відчуження будуть істотними ще протягом дуже тривалого часу.

УДК [577.34: 574.63] (282)

В.Г. Кленус, Ю.М. Ситник, О.Є. Каглян, В.В. Беляєв

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

РАДІОЕКОЛОГІЧНЕ ВИВЧЕННЯ ВОДОЙМ МІСЬКОЇ ЗОНИ КИЄВА

Зараз на Землі не існує жодної поверхневої водойми, води якої не була б забруднена довгоживучими радіонуклідами стронцієм-90 та цезієм-137, що з'явилися в результаті випробувань ядерної зброї. В результаті аварії на Чорнобильській АЕС 26 квітня 1986 р. в наколишне середовище було викинуто значну кількість радіонуклідів, що призвело до значного погіршення радіоекологічної ситуації в поверхневих водах України та за її межами [1].

У цей час у воді Канівського водосховища в межах міста Києва були зареєстровані церій-141 і — 144, йод-131, рутеній-103 + родій-103, рутеній-106 + родій-106, барій-140, цезій-134 і — 137, цирконій-95 + ніобій-95, лантан-140, стронцій-89 та — 90. Вміст цих радіонуклідів коливався в широких межах від 0,59 до 2294,00 Бк/л [3]. При цьому радіоактивність води в основному визначилась короткоживучими радіонуклідами і в першу чергу йодом-131, вклад якого складав 80-90% [3]. Слід відзначити, що це єдиний радіонуклід, вміст якого у воді перевищував допустимі на той час нормативи концентрацій (ДК_Б), що дорівнювали $1,0 \cdot 10^{-9}$ Кі/л [2].

Крім досліджень Канівського водосховища в межах м.Києва проводилися науково-дослідні роботи і на інших водоймах міста, однак вони були епізодичними. Так, влітку 1986 р. в зв'язку з аварією на Чорнобильській АЕС, було проведено обстеження деяких водойм Мінського району м.Києва. Експозиційна доза рівномірно розподілялась по поверхні води і для озер Верблюд та Лугове дорівнювала 0,026 мР/год. Для озер Мінське, Опечень, Вербне вона становила 0,013 мР/год. Потужність експозиційної дози біля дна водойми відрізнялась і більш високі значення реєструвались біля берегів. Найбільш забрудненим було озеро Верблюд (0,26 мР/год біля берегів та 0,13 мР/год на середині озера) та озеро Опечень (відповідно 0,13-0,17 та 0,17 мР/год). Дно озер Лугове, Вербне та Мінське мало меншу потужність експозиційної дози (0,04-0,13 мР/год біля берегів та 0,03-0,05 мР/год на середині озер).

У донних відкладах озер реєструвались церій-141 та — 144, рутеній — 103 + родій — 103, рутеній — 106 + родій — 106, цирконій — 95 + ніобій — 95, цезій-134 та —137, лантан —140, барій — 140, празеодим — 144, стронцій — 90 та йод — 131. Максимальні концентрації спостерігалися для цирконію-95 + ніобію-95 (10^{-9} - 10^{-6} Кі/кг), а також церію-144 (10^{-9} - 10^{-7} Кі/кг природньої вологості).

За період з 17.06. по 23.06.1986 р. в донних відкладах концентрації деяких радіонуклідів зросли в декілька разів. Так в озері Опечень вміст церію-144 в донних відкладах зріс від $4,1 \cdot 10^{-9}$ - $8,7 \cdot 10^{-7}$ Кі/кг, церію-141 — від $8,9 \cdot 10^{-10}$ - $9,3 \cdot 10^{-9}$ Кі/кг, цирконію-95 + ніобій-95 — від $3,3 \cdot 10^{-9}$ до $1,7 \cdot 10^{-6}$ Кі/кг природної вологості. У молюсках (ставковиках) озера Лугове реєструвались церій — 141 та — 144, йод — 131, рутеній —103 + родій — 103, цезій — 134 та — 137, цирконій —95 + ніобій —95, стронцій — 90 з концентраціями від 10^{-9} до 10^{-8} Кі/кг живої ваги.

У вищих водяних рослинах занурених повністю у воду і прикріплених до дна реєструвались церій —141 та — 144, йод —131, рутеній —103 + родій — 103, барій — 140, цезій — 137 та цирконій — 95 + ніобій — 95, стронцій — 90 в концентраціях на рівні 10^{-8} Кі/кг. Вміст деяких радіонуклідів у рдесті пронизанолистому озера Лугове сягало 10^{-7} Кі/кг.

У 1991 р. було проведено радіоекологічне обстеження озера Вербне. Вимірювалась сумарна β — активність донних відкладів та риби. Було показано, що вона була в межах від $4,45 \cdot 10^{-10}$ до $3,60 \cdot 10^{-8}$ Кі/кг природної вологості для донних відкладів та від $1,46 \cdot 10^{-9}$ до $3,00 \cdot 10^{-9}$ Кі/кг живої ваги для досліджених риб. У карасі срібному вміст стронцію — 90 становив $2,48 \cdot 10^{-10}$, цезію — $137,34 \cdot 10^{-10}$ Кі/кг. У 1996 р. проводилось радіоекологічне обстеження деяких водойм м.Києва, що охопило міську ділянку Канівського водосховища, озера Опечень, Вирлиця, Радужне, Синє, Прірва, Нивка-1 та Нивка-2 [5]. Концентрації стронцію-90 та цезію-137 коливались в широких межах і у воді відрізнялись в 4,5-30 разів, у завсях — в 10-15 разів, у донних відкладах — в 50-190 разів, у водяних рослинах — в 25-28 разів, у молюсках — в 24-35 разів і у рибах — в 6-9 разів (табл.1).

Таблиця

**Межі вмісту радіонуклідів у різних компонентах водойм м.Києва у 1996 р.,
Бк/л, Бк/кг)**

Компонент	Межі концентрації	
	Стронцій-90	Цезій-137
Вода	0,002-0,060	0,004-0,018
Завсі	15,8-235,1	84,3-862,8
Донні відклади	0,2-10,9	2,0-372,8
Вищі водяні рослини	0,8-19,6	2,5-211,8
Молюски	1,0-34,6	1,0-24,1
Риба	2,3-12,8	12,8-113,5

Найвищі концентрації стронцію-90 спостерігалися: у воді — міська ділянка Канівського водосховища і озеро Нивка-2; у завсях — в озерах Нивка-1, Синє; у вищих водяних рослин — в озерах Нивка-1 і Опечень; у молюсках — у водосховищі та озері Опечень; у рибах — у водосховищі та озері Опечень. Для цезію-137 найвищі концентрації реєструвались: у воді — озеро Опечень; у завсях — озера Опечень і Вирлиця; в донних відкладах — водосховище та озеро Опечень; у вищих водяних рослинах — водосховище та озеро Нивка-2; у молюсках — озеро Синє; в рибах — водосховище та озеро Радужне. Найзабрудненішими всіма компонентами виявились міська ділянка Канівського водосховища, озеро Синє, Опечень та Нивка-2.

Як видно із літературного огляду та аналізу власних матеріалів, водойми м.Києва дуже відрізняються за рівнем забруднення довгоживучими радіонуклідами стронцієм-90 та цезієм-137. При цьому відбуваються зміни радіоактивного забруднення різних компонентів водних екосистем цих водойм. Тому вивчення сучасної радіоекологічної ситуації у водоймах міста Києва є актуальним і необхідним.

ЛІТЕРАТУРА

1. Лихтарев И.А., Бархударов Р.М., Бобылева О.А. и др. Радиоактивное загрязнение водных экосистем и источников питьевого водоснабжения // Матер. научн. конф. «Медицинские аспекты аварии на Чернобыльской АЭС». — Киев: Здоровье, 1988. — С. 60-66.
2. Нормы радиационной безопасности НРБ-76. — М.:Энергоиздат,1981. — 157 с.
3. Кленус В.Г., Кузьменко М.И., Насвит О.И. и др. Содержание радионуклидов в воде и взвесах р.Днепра и его водохранилищ // Гидробиол.журн. — 1991. — Т.27, № 4. — С. 82-87.
4. Кленус В.Г., Каглян А.С., Беляев В.В. Радиоэкологический мониторинг воды Каневского водохранилища в районе г.Киева после аварии на Чернобыльской АЭС // Материалы международной конф. «Биологические эффекты малых доз радиации и радиоактивное загрязнение среды». — Сыктывкар, 2001.
5. Зарубін О.Л., Паньков И.В., Притыка Т.П. Современная радиоэкологическая ситуация в водоемах Киева // Матеріали щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України. — Київ, 1997. — С. 354-357.

УДК [577. 34:574. 5(285)(477)]

М.І. Кузьменко, Д.І. Гудков, **І.В. Паньков**

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ.

РАДІОНУКЛІДИ ТА ЇХ ЕКОЛОГІЧНЕ ЗНАЧЕННЯ У ВОДОЙМАХ УКРАЇНИ

Радіонуклідне забруднення біосфери почало формуватися з середини ХХ століття. Випробування ядерної зброї, розвиток атомної енергетики у багатьох країнах світу, широке застосування різних джерел іонізуючого випромінювання в науці, техніці та інших сферах діяльності людини призвели до прогресуючого радіонуклідного забруднення біосфери і особливо поверхневих вод.

26 квітня 1986 р. на Чорнобильській АЕС сталася безпрецедентна в історії біосфери катастрофа. Сумарна активність усього радіоактивного матеріалу, викинутого у природне середовище внаслідок аварії на ЧАЕС, становить $1,2 \cdot 10^{19}$ Бк, включаючи майже $7,0 \cdot 10^{18}$ Бк інертних газів [8]. Радіоактивні аерозолі були рознесені на тисячі кілометрів. Визниження ^{137}Cs спричинили забруднення із щільністю від $3,7 \cdot 10^{10}$ до $18,5 \cdot 10^{10}$ Бк/км² на площі 150000 км².

Інтенсивному радіонуклідному забрудненню були піддані водойми у межах 30-ти км зони ЧАЕС. У початковий період після аварії радіонуклідне забруднення природного середовища переважно визначали ^{131}J , ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{144}Ce та ін., сумарна активність яких у воді р. Прип'ять сягала $3,7 \cdot 10^3$ Бк/л, водойми-охолоджувача — $3,7 \cdot 10^5$ Бк/л. В донних відкладах водойми-охолоджувача вміст ^{90}Sr досягав $15,47 \cdot 10^{12}$, ^{137}Cs — $20,03 \cdot 10^{14}$ Бк/км². Загальний вміст гама-випромінюючих радіонуклідів у водоймі-охолоджувачі оцінювався у $55,5 \cdot 10^{13}$ Бк, у тому числі ^{137}Cs — $55,5 \cdot 10^{12}$ - $16,65 \cdot 10^{13}$ Бк. Вміст ^{90}Sr становив $55,5 \cdot 10^{12}$ - $74,0 \cdot 10^{12}$ Бк, [1,3].

Оцінюючи запаси радіонуклідів у зоні відчуження Чорнобильської АЕС, слід відзначити, що площа близько 1800 км² має щільність забруднення радіоцезієм понад 555,0 кБк/м², радіостронцієм 111,0 кБк/м² та плутонієм — понад 3,7 кБк/м² [8].

Об'єкт "Укриття" містить основну кількість радіоактивних матеріалів: близько 200 т відпрацьованого і свіжого ядерного палива загальною активністю $7,0 \cdot 10^{17}$ Бк. Основна небезпека пов'язана з можливим викидом у природне середовище радіоактивного пилу, а також скиданням радіоактивності у рідкій фазі і надходженням її у ґрунтові води та р. Прип'ять.

Поведінка, розподіл та міграція радіонуклідів у водних екосистемах обумовлюються складним взаємопов'язаним впливом гідрологічних, фізико-хімічних процесів. Так, динаміка вмісту радіонуклідів у воді тієї, чи іншої водойми буде визначатись періодами напіврозпаду радіонуклідів, надходженням — виносом з водними масами, сорбцією — десорбцією з донних відкладів, накопиченням та виділенням гідробіонтами, седиментацією з детритом на дно, перенесенням у складі іхтіо- та орнітофауни. Саме ці процеси і є визначальними при очищенні водних мас від радіонуклідів. Перехід радіонуклідів з одних компонентів у інші може тільки опосередковано впливати на радіоекологічну ситуацію в екосистемі, загострювати чи поліпшувати радіоекологічну безпеку щодо людини. Так, перехід радіонуклідів з водної товщі у донні відклади хоч і не впливає на баланс радіонуклідів в екосистемі, проте здатний істотно поліпшити якість води для споживання населенням.

За час, що минув після аварії, в природних водах відбулась кардинальна трансформація фізико-хімічного стану радіонуклідів. У перші місяці після аварії радіонукліди надходили у природні води у вигляді "гарячих" часток і стан радіонуклідів визначався завислими формами. Седиментація зависів на дно сприяла зниженню радіоактивності води. Однак при цьому підвищувалась радіоактивність в умовно розчинній формі: до 99 % ^{90}Sr і ^{137}Cs [7]. У процесах вивільнення радіонуклідів провідну роль відіграють такі процеси, як дифузія, розчинення, деструкція, радіоліз.

Як свідчать виконані нами дослідження механізми іммобілізації радіонуклідів значною мірою посилюються в біотопах з високим рівнем розвитку біогідроценозів. Так, в біотопах, заселених вищою водяною рослинністю, вміст розчинних форм ^{90}Sr і ^{137}Cs істотно підвищується. Отже, біосистеми посилюють рухливість радіонуклідів у водних екосистемах.

Авторами цієї роботи у різні роки були виконані радіоекологічні дослідження вмісту радіонуклідів у компонентах екосистем найбільших рік Європи. І хоч порівняння даних, отриманих у різні роки, має певні обмеження, проте переконливим є досить високий вміст радіонуклідів як в абіотичних, так і в біотичних компонентах екосистеми Київського водосховища.

Вміст радіонуклідів у компонентах екосистем великих рік Європи, Бк/кг

Компоненти	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
Волга 1988 р.		
Зелені нитчасті водорості	0,4-9,7 (6,1)	9,3-24,5 (15,4)
Вищі водяні рослини	0,4-32,6 (9,6)	0,6-58,8 (9,6)
Молюски	2,3-28,1 (7,6)	0,9-35,6 (7,2)
Риби в цілому	0,2-2,2 (1,0)	0,8-5,1 (2,1)
Дунай, 1988 р.		
Зелені нитчасті водорості	3,9-30,1 (17,0)	8,9-69,9 (39,6)
Вищі водяні рослини	0,2-5,7 (2,9)	2,6-93,6 (48,1)
Молюски	3,5-64,0 (33,7)	3,2-11,8 (7,5)
Риби в цілому	1,4-2,3 (1,9)	10,7-17,0 (13,7)
Дніпро (Київське водосховище) 1992 р.		
Вода (Бк/л)	0,18	0,05
Завісі	243	5494
Донні відклади	26	815
Зелені нитчасті водорості	4	444
Рогіз вузьколистий	64	407
Губки	37	1258
Рак довгопалый	20	185
Дрейсена бугзька	138	195
Лящ	12	43
Щука	6	325
2000 рік		
Вода (Бк/л)	0,01-0,06	0,001-0,006
Лящ		115**
Окунь		213**
Щука		95-280**
Дністер, 1991 р.		
Вода (Бк/л)	(0,11-3,33)*10 ⁻¹	(1,46-5,88)*10 ⁻²
Завісі	9,69-7733,0	1,90-2249,6
Донні відклади	1,37-185,0	1,48-105,8
Південний Буг, 1992 р.		
Донні відклади	1,0-2,4	21,4-32,6
Зелені нитчасті водорості	4,4	21,8-33,7
Вищі водяні рослини	3,8-25,2	16,5-88,8
Молюски	1,9-9,9	4,1-31,5

** — Рябов та ін., 2001 р. У таблиці подані межі вмісту радіонуклідів, у дужках — середні значення; вміст радіонуклідів наведено з розрахунку у воді — Бк/л; у рослин — Бк/кг полівтряно-сухої маси; у тварин — Бк/кг сирової маси.

Систематичний радіоекологічний моніторинг у забруднених радіонуклідами водоймах свідчить про те, що в період з 1987-2000 рр. у Київському водосховищі вміст ¹³⁷Cs у м'язах хижих риби (щука, окунь) знизився з 1,5-2 до 0,2-0,4 кБк/кг сирової маси [6]. Мирні риби (лящ, срібний карась) через 2-3 роки після аварії мали вміст ¹³⁷Cs у 2-3 рази менший, ніж хижі. Навесні 1996 р. вміст ¹³⁷Cs у риб збільшився у 2-3 рази у порівнянні з 1994-1995 рр. Відзначено вторинне підвищення вмісту ¹³⁷Cs у риб свідчить про зростання рухливості і біологічної доступності радіонукліду. У 2000 р. середньорічний вміст ¹³⁷Cs у окуня становив 213 Бк/кг сирової маси. У великих екземплярів окуня вміст ¹³⁷Cs майже у 3,5 рази перевищував діючі в Україні гранично припустимі рівні вмісту ¹³⁷Cs у рибі та рибних продуктах — 150 Бк/кг сирової маси [6]. Концентрація ¹³⁷Cs у інших видів риб становила у м'язах щуки 95-280 Бк/кг або в середньому 152 Бк/кг, у судака в середньому 85 Бк/кг сирової маси. У 2000 р. вміст ¹³⁷Cs у мирних видів риб не перевищував гранично допустимих рівнів і становив у м'язах срібного карася до 30 Бк/кг, ляща — 115 Бк/кг сирової маси [6]. Дослідження динаміки вмісту ¹³⁷Cs у риб протягом року свідчить про те, що у весняний період вміст радіоцезію в організмі риб дещо підвищується, що обумовлено підвищенням вмісту радіонукліду у воді внаслідок змиву з площі водозбору та активізацією метаболічних процесів. Численні радіоекологічні дослідження природних вод переслідували головну мету: вивчення кількісного та якісного вмісту радіонуклідів в абіотичних та біотичних компонентах водних екосистем. При цьому визначення радіобіологічних ефектів навіть в умовах водойм-охолоджувачів атомних електростанцій залишалось досить проблематичним. Останнє обумовлювалося порівняно низькими рівнями радіонуклідного забруднення і відповідно дозами опромінення та великою кількістю факторів, здатних модифікувати дію іонізуючого опромінення на гідробіонтів.

Внаслідок радіонуклідного забруднення чорнобильського походження гідробіонти зазнавали і продовжують зазнавати додаткового зовнішнього та внутрішнього опромінення. У водоймі-охолоджувачі ЧАЕС та інших водоймах Зони відчуження, внаслідок такого опромінення, у біосистемах на різних рівнях організації проявився досить широкий спектр порушень. У 1991 р. у олігохет *Stylaria lacustris* при дозі

0,01 мГр/рік спостерігався високий рівень хромосомного мутагенезу [4]. Станом на 1989 р. у популяції білого товстолоба (*Hypophthalmichthys molitrix*), що населяє водойму-охолоджувач, при поглинутій дозі 7-8 Гр, а до 1992 р. — 11 Гр збільшилась кількість особин з аномаліями системи відтворення, появились частково або повністю стерильні особини, риби з аномальною асиметричною формою гонад у більшій кількості, ніж поміж особин за умов природного радіаційного фону. Дослідження радіаційного ризику риб різних екологічних груп із ставка-охолоджувача Чорнобильської АЕС показали, що максимальний ризик мають пічкурі, які відносяться до псамофільної групи риб, представники якої відкладають ікру на пісок [5]. У післяаварійний період у ставу-охолоджувачі молодь пічкурів виявити не вдалось. У 1991 р. був спійманий мальок бичка-цуцика із великою аномалією. У цього екземпляра праве око зформувалося у ротувій порожжВ даний час. Проте більшість мальків бичка-цуцика зовні не проявляли аномалій.

Від загального вмісту радіонуклідів у водній екосистемі понад 90 % депонується в донних відкладах. Тому у забрудненій радіонуклідами водоймі за умов хронічного опромінення найбільшого ризику зазнають види, які протягом усіх періодів онтогенезу максимально контактують з донними відкладами і живляться бентосом. Отже, багаторічні екологічні дослідження водних екосистем України свідчать про те, що радіонуклідне забруднення спричинене аварією на Чорнобильській АЕС, набуло хронічного впливу на життєдіяльність гідробіонтів. У водоймах Зони відчуження, Київському водосховищі, які відзначаються високими рівнями радіонуклідного забруднення, дози опромінення досягали екологічно значимих рівнів і призводять до порушень на різних рівнях організації біосистем. В екосистемах рік Дністер, Південний Буг та інших, у яких вміст радіонуклідів у воді незначний і дози опромінення від них на рівні фонових, за умов маскуючого впливу хімічного забруднення та інших чинників встановлення радіобіологічних ефектів у організмі гідробіонтів досить проблематичне. Прогресуюче надходження штучних радіонуклідів характерне для сучасної біосфери і за умов хронічного хімічного забруднення та негативної дії інших антропогенних чинників посилює негативний прес на життєдіяльність гідробіонтів і знижує біологічну якість природних вод.

ЛІТЕРАТУРА

1. Абагян А. А., Асмолов В. Г., Гуськова А. К. и др. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ // Атомная энергия. — 1986. — Т. 61, вып. 5. — С. 301-320.
2. Белова Н. В., Веригин Б. В., Емельянова Н. Г. и др. Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС в послеаварийный период // Вопросы ихтиологии. — 1993. - Т. 33, № 6. - С. 814-828.
3. Казаков С. В., Волк П. С., Фильчагов П. П. Радиоэкологическое состояние пруда-охладителя ЧАЭС // Проблемы Чернобыльской зоны відчуження. — 1994. — Т. 1. — С. 129-138.
4. Полікарпов Г. Г., Цицугіна В. Г., Жерко Н. В., Баранова О. К. Цитогенетичні ефекти в популяціях олігохет *Stylaria lacustris* у “плямах” радіоактивного та хімічного забруднення середовища // Доп. АН України. — 1992. — № 4. — С. 146-148.
5. Рябов И. Н. Оценка воздействия ионизирующего облучения на рыб и круглоротых в разные периоды онтогенеза // Радиационное загрязнение и биогеоценозы. — М., 2000. — С. 15-30.
6. Рябов И. Н., Белова Н. В., Полякова Н. И. Радиоэкологический мониторинг рыб-видов индикаторов радиоактивного загрязнения Киевского водохранилища в 1987-2000 гг. Міжнародна конференція “П’ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання”. — К., 2001. — С. 2-34.
7. Соботович Э. В., Долин В. В., Сытый С. А. Скорость трансформации ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде больших рек зоны отчуждения. Міжнародна конференція “П’ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання”. — К., 2001. — С. 1-25.
8. Холоша В. І., Проскура М. І., Іванов Ю. О., Казаков С. В., Архипов А. М. Природні та техногенні об’єкти зони відчуження — радіаційна і екологічна вагомість. 15 років Чорнобильської катастрофи // Радіаційна безпека в Україні (Бюлетень НКРЗУ) . — 2001. — № 1-4 . — С. 8-16.

УДК (577. 34;546. 8):595. 324 + 574. 64

М.Г. Мардаревич, Д.І. Гудков, В.В. Беляєв

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

МОДИФІКУЮЧИЙ ВПЛИВ ^{90}Sr НА ДІЮ Pb^{2+} В УМОВАХ ЕКСПЕРИМЕНТУ З ВИКОРИСТАННЯМ ГІЛЛЯСТОВУСИХ РАКОПОДІБНИХ *Daphnia magna* STRAUS

Сучасний стан довкілля характеризується вмістом широкого спектру поллютантів радіаційної та хімічної природи. При цьому сумісний вплив радіонуклідів та речовин органічної та неорганічної природи призводить в біологічних системах до найнесподіваніших ефектів [8] з можливою зміною прояву радіобіологічних ефектів (адитивність, антагонізм, синергізм) [2]. Підтвердженням цього є численні

приклади характеру впливу на живі організми при зміні рівня та тривалості дії пошкоджуючих агентів [1, 4]. У зв'язку з цим відгук біологічних систем на комбіновану дію неможливо передбачити, виходячи тільки з інформації про ефекти роздільної дії кожного з факторів. В даний час зібрано значну кількість даних, що свідчать про невідповідність відгуку природних популяцій на радіаційний та хімічний вплив тим моделям, які були отримані на основі лабораторних експериментів. Однією з причин є недостатня увага до синергічних та антагоністичних ефектів сумісного впливу факторів середовища на біоту. Вважається, що у випадку сумісного впливу малих доз іонізуючого випромінювання та концентрацій хімічних агентів різної природи, саме синергічні та антагоністичні ефекти спостерігаються з переважаючою частотою [2]. ^{90}Sr та сполуки Pb^{2+} належать до найбільш небезпечних та широко розповсюджених токсичних компонентів навколишнього середовища. Тому необхідність вивчення їх спільного впливу на організми є очевидною.

Вивчали вплив різних величин доз від ^{90}Sr з різними концентраціями Pb^{2+} на біологічні показники гіллястувисих ракоподібних в умовах довготривалого (60 діб) двофакторного експерименту. Критеріями оцінки токсичного впливу були зміни тривалості життя, а також морфометричних та продукційних показників *Daphnia magna* Straus.

Для експерименту використовували дводенну молодь синхронізованої лабораторної культури дафній. Середовищем була відстояна водопровідна вода з наступними показниками: жорсткість — 4–6 мг-екв/л; концентрація кисню — 7,8–8,2 мг/л; рН –7,7–8,2; температура — 19–21°C. Дафній утримували в 50-мл склянках по 2 особини. Кожних дві доби здійснювали заміну води. Експеримент проводили в 5 повторностях. Виміри довжини тіла дафній проводили через кожні 5 днів від переднього краю голови до основи шипа з використанням окуляра-мікрометра. Вибір питомої активності ^{90}Sr проводився на основі реально існуючих концентрацій, а також тих, що мали місце під час аварії на Чорнобильській АЕС [3]. Концентрація Pb^{2+} була обумовлена діючими санітарно-епідеміологічними та рибогосподарчими гранично-допустимими концентраціями (ГДК) для води [6]. Дані обробляли методом дисперсійного аналізу та програм для обробки даних Statistica©5. 0 (StatSoft Inc., USA). Розрахунок поглинутої дози, яку отримали дафнії протягом експерименту (табл.) проводився згідно методики [7].

Таблиця

Величина поглинутої дози на різних стадіях експерименту, Гр.

Активність ^{90}Sr , Бк/л	Доба					
	10	20	30	40	50	60
20	$5,5 \times 10^{-6}$	$3,0 \times 10^{-5}$	$5,3 \times 10^{-5}$	$9,1 \times 10^{-5}$	$1,4 \times 10^{-4}$	$1,9 \times 10^{-4}$
2×10^3	$5,5 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-3}$	$5,3 \times 10^{-3}$	$9,1 \times 10^{-3}$	$1,4 \times 10^{-2}$	$1,9 \times 10^{-2}$
2×10^5	$5,5 \times 10^{-2}$	0,3	0,5	0,9	1,4	1,9

Протягом експерименту при співставленні даних окремої та сумісної дії ^{90}Sr та Pb^{2+} спостерігалось достовірне скорочення тривалості життя дафній. При поглинутій дозі до $1,9 \times 10^{-2}$ Гр спостерігався антагонізм взаємодії радіаційного та хімічного компонентів (рис. 1).

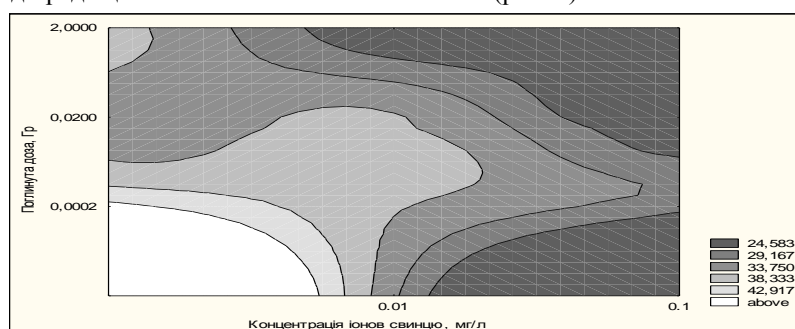


Рис. 1. Тривалість життя дафній при сумісній дії ^{90}Sr та Pb^{2+}

Аналіз даних змін лінійних розмірів дафній показав достовірний модифікуючий вплив радіонукліду при сумісній дії з Pb^{2+} , як і у випадку з середнім показником тривалості життя, при поглинутій дозі до $1,9 \times 10^{-2}$ Гр. Це мало прояв як у збільшенні величини приросту, так і у більш ранніх строках максимального значення цього показника (рис. 2).

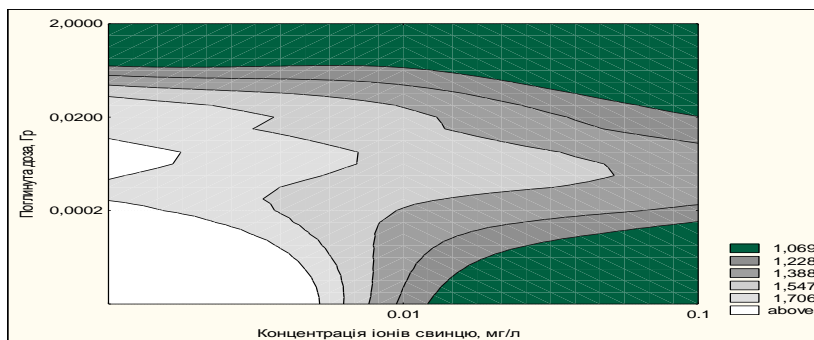


Рис. 2. Приріст дафній при сумісній дії ^{90}Sr та Pb^{2+}

Підвищення концентрації ^{90}Sr та Pb^{2+} негативно впливало на продукційні характеристики дафній: зменшувалась кількість виметів та кількість молоді в виметах, що відповідно зумовило зменшення загальної кількості народженої молоді. Як і у двох попередніх випадках середні дози від радіонукліду позитивно модифікували негативний вплив іонів свинцю (рис. 3).

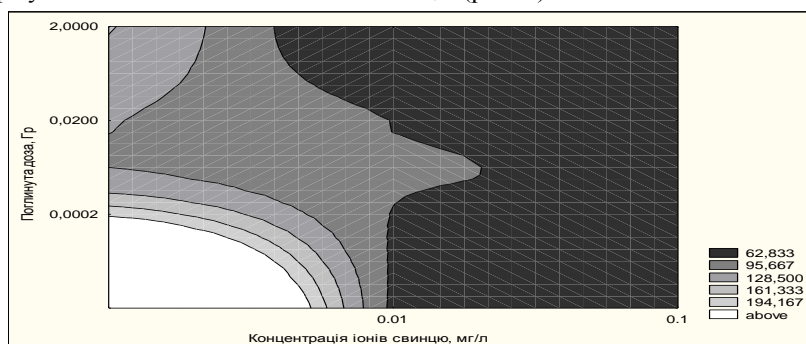


Рис. 3. Загальна кількість народженої молоді при сумісній дії ^{90}Sr та Pb^{2+}

Отже, при вивченні сумісної дії ^{90}Sr та Pb^{2+} на тривалість життя, зміни розмірів та продукційні показники *D. magna* в умовах хронічного впливу, спостерігалась позитивна модифікація радіонуклідом дії іонів свинцю. Іонізуюче випромінювання, спричинене ^{90}Sr , в діапазоні доз до $1,9 \times 10^{-2}$ Гр при взаємодії з іонами свинцю в концентраціях 0,01–0,1 мг/л можливо виконувало роль фактора, який стимулював захисні реакції організму дафній — активізацію глутатіонової системи та синтезу металотіонеїнів, які шляхом хелатування здатні виводити важкі метали з біохімічного обміну [5].

ЛІТЕРАТУРА

1. Виленчик М. М. Радиобиологические эффекты и окружающая среда. — М.: Энергоатомиздат, 1991. — 160 с.
2. Гераскин Н. А., Евсеева Т. И. Механизмы формирования ответной реакции клетки на сочетанное действие факторов разной природы // Сочетанное действие факторов радиационной и нерадиационной природы на растительные и животные организмы (Труды Коми научного центра Уро РАН). — 2000. — Вып. 164. — С. 6–13.
3. Израэль Ю. А. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. — Л.: Гидрометеиздат, 1990. — 295 с.
4. Ионизирующее излучение: источники и биологические эффекты. Научный комитет ООН по действию атомной радиации. Доклад 1982. — Т. 2. — 780 с.
5. Коновалов Ю. Д. Реакция белоксинтезирующей системы рыб на наличие в их организме катионов ртути, кадмия, меди и цинка // Гидробиол. журн. — 2001. — Т. 37, № 1. — С. 95–105.
6. Фомин Г. С. Вода. Контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам. Энциклопедический справочник/ 3-е изд., перераб. и доп. — М., 2000. — 838 с.
7. Amiro B. D. Radioecological dose conversion factors for generic non-human biota used for screening potential ecological impacts // J. Environ. Radioactiviti. — 1997. — Т. 35, № 1. — P. 37–51.
8. Ionizing Radiation Sources and Biological Effects — Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) to the General Assembly. Annex L // Biological Effects of Radiation in Combination with Other Physical, Chemical or Biological Agents. — № Y.: United Nations, 1982. — P. 727–773.

УДК [574/577]

Д.П. Марчиолене, Д.Е. Монтвидене

Институт ботаники Литвы, Вильнюс

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ И ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ РАСТЕНИЙ В ПРЕСНОВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЕ

Целью настоящей работы было определение уровня аккумуляции техногенных радионуклидов в различных видах водных растений в естественных (оз. Друкшай — водоем-охладитель Игналинской АЭС) и экспериментальных условиях; изучение закономерностей аккумуляции этих радионуклидов в водных растениях в системах: вода — растение и вода — донные отложения — растение; а также определить токсическое и генотоксическое действие сточных вод кожно-обувной фабрики „Эльняс“ (в 1996 г.) и Игналинской АЭС, а также воды и донных отложений оз. Друкшай (1993–2000 г.) и Киевского водохранилища (в 1992 г.) на растения, которые используются как биотесты.

В естественных условиях в системе вода-растение наиболее высокие уровни ^{137}Cs и ^{60}Co установлены в водных растениях, которые относятся к экологическим группам лимнейдов и потамейдов (КН накопления в среднем по 8 видам составляли 5314 ± 1560 и 30230 ± 1530 соответственно). В системе вода — донные отложения — растение изучалось накопление ^{137}Cs и ^{60}Co в водных растениях, которые относятся к экологической группе гелофитов. Среди растений этой группы наиболее высокими уровнями накопления выделяется *Typha latifolia*, у которой основное количество этих радионуклидов аккумулируется в корнях (КН 5249 ± 2009 и 40520 ± 10449 соответственно).

В лабораторных условиях в системе вода — растение КН радионуклидов в водных растениях, которые принадлежат к экологическим группам лимнейдов и потамейдов (в среднем по 13 видам) можно представить в виде следующего ряда:

^{137}Cs	^{90}Sr	^{59}Fe	^{106}Ru	^{65}Zn	^{144}Ce
360 ± 72	570 ± 98	3330 ± 233	3520 ± 361	5760 ± 835	13389 ± 1165

Данные по аккумуляции радионуклидов в компартаментах растительных клеток водорослей *Nitellopsis obtusa* показали, что основное количество (от 75 до 98 %) изученных радионуклидов, не зависимо от их химической природы и физико-химических свойств, аккумулируется в клеточной оболочке. Однако, обмен отдельных радионуклидов между клеточной оболочкой и протоплазмой весьма различается. По соотношению радионуклидов в клеточной оболочке (О) и протоплазме (П) их можно представить в виде следующего ряда:

$^{137}\text{Cs}_{(O)}$	$^{90}\text{Sr}_{(O)}$	$^{210}\text{Pb}_{(O)}$	$^{65}\text{Zn}_{(O)}$	$^{106}\text{Ru}_{(O)}$	$^{144}\text{Ce}_{(O)}$
$^{137}\text{Cs}_{(П)}$	$^{90}\text{Sr}_{(П)}$	$^{210}\text{Pb}_{(П)}$	$^{65}\text{Zn}_{(П)}$	$^{106}\text{Ru}_{(П)}$	$^{144}\text{Ce}_{(П)}$
8,9	34,6	133,4	135,7	170,0	356,3

Изучение аккумуляции радионуклидов водными растениями показало, что как в системе вода — растение, так и в системе вода — донные отложения — растение, радионуклиды в водных растениях в основном аккумулируются из воды. Однако в большинстве случаев водные растения в системе вода — растение аккумулируют больше радионуклидов, чем в системе вода — донные отложения — растение. В этой системе донные отложения, особенно обогащенные органическим веществом и поглощающие большое количество радионуклидов, как бы „экранируют“ уменьшая их аккумуляцию корнями растений из воды. Чем больше радионуклидов аккумулируется в донных отложениях, тем меньше их аккумулируется в корнях.

В водных растениях в системе вода — донные отложения — растение обмен ^{137}Cs в основном определяют процессы, которые происходят между водой и донными отложениями, а обмен ^{60}Co определяют процессы, которые происходят как между водой и донными отложениями, так и между водой и растениями. В системе вода — растение интенсивность и уровни аккумуляции ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях зависят от количества и физико-химической формы (обменной или связанной) соответственно Са и К в водных растениях. Интенсивность и уровни аккумуляции радионуклидов, которые склонны к гидролизу, в водных растениях в основном зависят от относительной их поверхности на единицу массы. В водных растениях в системе вода — растение уровни аккумуляции радионуклидов, которые склонны к гидролизу, как в естественных, так и в лабораторных условиях были значительно выше, чем радионуклидов, которые в водной среде присутствуют в основном в ионной форме.

Первым и основным этапом накопления клетками водных растений радионуклидов, которые склонны к гидролизу, является их адсорбция на клеточной оболочке. Адсорбция радионуклидов на растительных клетках — это интенсивно протекающий процесс, равновесие которого достигается через несколько суток. При накоплении клетками водных растений радионуклидов, которые в водной среде

присутствуют в основном в ионной форме, кроме аккумуляции на клеточной оболочке, происходит активный их транспорт через внешнюю и внутреннюю цитоплазмические мембраны. Ионный обмен, который протекает не только между водой и клеточной оболочкой, но и между клеточной оболочкой и внутриклеточными компартментами является менее интенсивным и более длительное время протекающим процессом, чем адсорбция, и может продолжаться на протяжении всего вегетационного периода.

Исследования токсического действия промышленных сточных вод, а также воды и донных отложений водоемов на растения: *Spirodela polyrrhiza*, *Lepidium sativum*, *Tradescantia* показали, что сточные воды Игналинской АЭС, которые попадают в оз. Друкшай, можно отнести к низко токсичным, а сточные воды кожно-обувной фабрики „Эльняс“ (после очистки) — к высокотоксичным сточным водам. Установлено, что вода оз. Друкшай была нетоксичной или слаботоксичной, а донные отложения, которые являются местом депонирования токсических веществ, в том числе и радионуклидов, в зонах влияния стоков хозяйственной канализации и подогретой воды Игналинской АЭС, а также прибрежной литоральной части озера, были сильнотоксичны.

Вода и донные отложения каналов сточных вод Игналинской АЭС в волосках тычиночных нитей (ВТН) *Tradescantia* вызвали наибольшее число безцветных (до 7,0 и 33,2 %, соответственно) и морфологических (до 36,0 и 35,2 %, соответственно) мутаций и незначительное число розовых (до 0,1 и 0,16 %, соответственно) мутаций, а число летальных клеток достигало до 51,0 и 46,2 % соответственно. Это свидетельствует о том, что сточные воды Игналинской АЭС, а также донные отложения каналов этих сточных вод в основном загрязнены не радиоактивными, а химическими веществами. Вода и донные отложения оз. Друкшай индуцировали только безцветные (до 12,2 и до 13,0 % соответственно) и морфологические (до 6,01 и 34,1 % соответственно) мутации, которые могут быть обусловлены суммарным действием различных токсических веществ, а число летальных клеток достигало до 23,4 и 21,5 % соответственно. Вода и донные отложения Киевского водохранилища в системе ВТН *Tradescantia* индуцировали розовые мутации (до 0,1 и 12,2 %, соответственно). При этом, установлена прямая зависимость между числом розовых мутаций и уровнем радиоактивного загрязнения донных отложений (коэффициент корреляции $r = 0,999$). Число морфологических и бесцветных мутаций достигало до 3,5 и 5,4 % и до 1,2 и 3,8 % соответственно, а число летальных клеток — до 55,5 и 78,9 % соответственно.

При сравнении возможности применения *Spirodela polyrrhiza*, *Lepidium sativum* и *Tradescantia*, как биотестов при оценке токсичности различных компонентов окружающей среды, установлено, что *Spirodela polyrrhiza* может быть применена при оценке уровней загрязнения сточных вод со сравнительно высокой токсичностью; *Lepidium sativum* — при оценке уровней загрязнения сточных вод с различной токсичностью, а также воды и донных отложений гидроекосистемы; *Tradescantia* может быть применена при оценке уровней генотоксичности сточных вод с различной токсичностью, а также воды и донных отложений гидроекосистемы, которая загрязнена как радиоактивными, так и химическими веществами.

УДК 595. 123:591. 044

А.О. Чернышева

Институт зоологии им. И. И. Шмальгаузена НАН Украины, г. Киев

РЕАКЦИЯ ТКАНЕВЫХ И КЛЕТОЧНЫХ СТРУКТУР ПЛАНАРИЙ НА ХРОНИЧЕСКОЕ ОБЛУЧЕНИЕ МАЛОЙ МОЩНОСТИ

Реальная взаимосвязь радиационного фактора и изменений в радиочувствительных клетках и тканях установлена практически однозначно. Планарии являются традиционным объектом изучения действия рентгеновского излучения на живой организм с начала века и до настоящего времени. С недавнего времени диапазон применения планарий в качестве тест-объектов значительно расширен: они используются для оценки состояний окружающей среды после различных антропогенных воздействий; в токсикологии — для оценки действия фенольных соединений, солей металлов, определения качества вод [1, 2, 6].

Основные результаты по воздействию радиации на планарий получены в экспериментах с использованием подпороговых уровней облучения. Установлено повреждающее действие на резервные малодифференцированные клетки, дезинтеграция клеточных систем, нарушение способности к размножению [4]. Однако эти сведения мало применимы для оценки ситуации в естественных условиях, сложившихся в связи с хроническим воздействием облучения малой мощности.

В нашей работе в качестве тест-объектов мы использовали собранных в природе планарий *Dugesia lugubris*, *Planaria torva* и *Dendrocoelum lacteum* обычных для пойменных озер, прудов, ручьев в нашем регионе. Критерием распределения опытной и контрольной групп определен уровень хронического облучения в местах сбора материала. Планарии удобны как тест- объект по ряду причин, среди которых примитивность организации, быстрая смена поколений, простота содержания в лабораторных условиях и доступность массового материала.

В эксперименте применена методика рассечения планарий и наблюдения течения восстановительных процессов [3,5]. Учитывались две группы морфологических признаков — пригодные для визуальной оценки на живом материале при малых увеличениях и гистологические. В качестве основных показателей мы выделили сроки формирования бластемы и восстановление тканевых структур в регенирирующем участке тела планарий. Для подготовки гистологического материала применена фиксация жидкостью Буэна, заливка в парафин, окраска гематоксилин-анилин блау-оранж G (Кацнельсон, 1953).

Эксперимент продолжался 30 дней. — до полного завершения восстановительных процессов у планарий опытной и контрольной групп [5]. При прижизненной оценке состояния регенерантов определено в течение первых суток стяжение раневой поверхности, соответствующее эпителизации. На третьи сутки хорошо различалось выпячивание раневой поверхности — регенерационная бластема. К концу шестых суток начиналось формирование глаз в виде округлых темных образований примерно 0,5 мм в диаметре. На восьмые сутки формировались аурикулы и появлялась пигментация, а на девятые — оформлялась окологлоточная комиссура. С десятых суток планарии обеих групп начинали быстро восстанавливать размеры и к 30 суткам приобретали практически исходные размеры. Таким образом, регистрируемые визуально показатели оказались непригодными для определения различий восстановительных процессов у опытной и контрольной групп.

При изучении постоянных гистологических препаратов в первые сутки для опытной и к третьим для контрольной группы установлена перегруппировка эпидермальных клеток и элементов субэпидермальной мускулатуры в зоне перерезки, что приводит к затяжению раневой поверхности регенерантов. В эти сроки в прилежащей к раневой поверхности паренхиме планарий скапливаются малодифференцированные и дедифференцированные клетки, которые позже будут формировать регенерационную бластему. Эти клеточные элементы выделяются среди прочих размерами (около 15 мкм) и базофилией. На вторые сутки эксперимента в опытной группе зарегистрированы "клеточные потоки" малодифференцированных клеток из центральной части паренхимы к раневой поверхности, в результате чего в этом участке количество их достигает в среднем 30%. В контрольной группе эти процессы развивались на третьи-четвертые сутки, но качественных и количественных различий между опытно и контрольной группами на светооптическом уровне мы не нашли. В течение всего эксперимента процессы клеточных преобразований и тканеобразования в регенерантах обеих групп совпадают. Расхождения во времени между опытной и контрольной группами, зарегистрированные в 1-3 сутки постепенно сглаживались и после 10 суток светооптически не выявлялись.

В экспериментах на планариях с различными химическими соединениями и факторами физической природы для регистрации отклонений использовались качественные и количественные морфологические показатели, регистрируемые при малых увеличениях и на светооптическом уровне [2,3,5,6]. Наши данные позволяют предположить, что для определения реакций планарий на длительное хроническое облучение малой мощности доступными для регистрации показателями могут быть ускорение или торможение процессов регенерации. Наиболее демонстративными нам представляются первичное стяжение раневой поверхности и перегруппировка клеточных элементов паренхимы в течение 1-3 суток наблюдений.

ЛИТЕРАТУРА

1. Дыганова Р. Я. Киселева Н. В. Физиологический тест при изучении механизма действия фенольных соединений на планарий // 5 Всес. конф. по вод. токсикол. — Одесса, 1988. — С. 188.
2. Дыганова Р. Я., Колупаев, Б. И., Латфуллина, О. Н. Планарии *Policellis tenuis* как объект биотестирования талых вод // Эколого-токсикологическая оценка урбанизированных и сопредельных территорий. — Казань, 1990. — С. 131-137.
3. Крещенко Н. Д., Шейман И. М. Исследование морфогенетической активности хвостовой области тела планарии *Dugesia tigrina* // Онтогенез. — 1999. — Т. 30, № 4. — С. 307-312.
4. Семенова Тянь-Шанская А. Г. О влиянии рентгеновских лучей на восстановительные процессы планарий // Архив АГЭ. — Т. 3, № 4. — С. 34-39.
5. Тирас Х. П., Хичко В. И. Критерии и стадии регенерации планарий // Онтогенез. — 1990. — Т. 21, № 6. — С. 620-624.
6. Kapu Moses M., Schaefer D. Planarians in toxicology. Responses of asexual *Dugesia dorotocephala* to selected metals // Bull. Environ. Contam. and Toxicol. — 1991. — Vol. 47, № 2. — P. 302-307.

УДК [577. 34:574. 583](28)

Н.Л. Шевцова

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ОЦЕНКА ДОЛЕВОГО УЧАСТИЯ РАДИОНУКЛИДНОГО И ХИМИЧЕСКОГО КОМПОНЕНТОВ ПРИ ИХ КОМПЛЕКСНОМ ВЛИЯНИИ НА ПРЕСНОВОДНЫЕ ВОДОРОСЛИ

Фитопланктон пресных вод Украины испытывает серьезные антропогенные нагрузки, не в последнюю очередь связанные с химическим и радионуклидным загрязнением водной среды. Задача определения роли каждого из загрязнителей в отдельности и в комбинации друг с другом в изменениях, происходящих в фитопланктоне, в натуральных экспериментах практически невыполнима. Поэтому нами была проведена серия экспериментов *in vitro* с целью установления возможных изменений в количественных и качественных показателях модельного альгоценоза (67 видов и разновидностей) и долевого участия в общей изменчивости каждого компонента из комплексного загрязнения, создаваемого одновременным присутствием в среде свинца (Pb^{2+}), поверхностно-активного вещества (алкилбензолсульфоната натрия АБС-1) и активного стронция (^{90}Sr).

В ходе экспериментов были установлены изменения в: показателях численности и выживаемости клеток водорослей; продолжительности и сроках наступления фаз роста модельного альгоценоза по сравнению с контролем; видовом составе и доминирующем комплексе видов [2].

Полученные данные об отмеченных изменениях были математически обработаны с помощью дисперсионного анализа по трем факторам [1]. Создана программа в электронной таблице "Quadro", позволяющая определить не только значимость влияния каждого из факторов и их различных комбинаций, но и оценить относительную роль каждого из них, а также их сочетаний, в различных концентрациях, в общей изменчивости. За исходные данные брали значения численности клеток водорослей в модельном альгоценозе (тыс. кл. /л) и численную представленность каждого вида. Математически доказана достоверность влияния свинца, АБС-1 и активного стронция, а также их комбинаций на изученные показатели модельного альгоценоза с уровнем значимости $P < 0,01$ или с вероятностью $p > 0,99$.

С помощью дисперсионного анализа [2] было просчитано и определено долевое участие каждого из загрязнителей в наблюдаемых количественных и качественных структурных изменениях альгоценоза (табл. 1, 2).

Как видно из таблицы 1, свинец и стронций по-отдельности и в комбинации друг с другом были ответственны за формирование количественных изменений в альгоценозе первые шесть суток экспозиции, когда альгоценоз находился в фазе адаптации. Долевое участие АБС-1 в общей изменчивости количественной структуры альгоценоза увеличивалось с течением экспозиции и достигло максимального значения в 52% на 23-и сутки (фаза логарифмического роста). Отмечено, что влияние АБС-1 на количественную структуру альгоценоза в логарифмической фазе роста (8-23 сутки) было более значимым по сравнению с влиянием всех трех факторов в комплексе, максимальное влияние которого отмечалось в конце фазы адаптации (6-е сутки) и составляло 41% (табл 1).

Таблица 1

Долевое участие свинца, АБС-1 и активного стронция и их комбинаций в общей изменчивости количественной структуры модельного альгоценоза, %

Комбинации загрязнителей	Долевое участие на n-е сутки экспозиции, %				
	n = 2	n = 6	n = 8	n = 17	n = 23
Стронций-90	16,72	15,39	6,61	2,06	0,65
Свинец	22,64	6,90	6,43	12,24	6,20
АБС-1	6,37	0,11	49,15	40,52	52,09
Стронций-90 + свинец	16,88	5,97	6,57	3,96	11,46
Стронций-90 + АБС-1	5,50	2,16	5,24	7,75	3,04
Свинец + АБС-1	5,26	20,02	15,41	9,27	9,31
Стронций-90 + свинец ++ АБС-1	18,98	41,08	6,04	21,05	12,13
Случайные отклонения	7,64	8,48	4,56	3,14	5,22

Долевое участие свинца, АБС-1 и активного стронция и их комбинаций в общей изменчивости качественной структуры модельного альгоценоза, %

Комбинации загрязнителей	Долевое участие на n-е сутки экспозиции, %				
	n = 2	n = 6	n = 8	n = 17	n = 23
Стронций-90	1,71	-	-	-	-
Свинец	18,22	6,19	1,63	1,97	0,54
АБС-1	3,64	1,83	87,96	88,3	26,79
Стронций-90 + свинец	8,60	-	-	-	0,55
Стронций-90 + АБС-1	7,09	20,06	3,77	0,58	1,16
Свинец + АБС-1	9,21	8,16	0,87	1,75	0,28
Стронций-90 + свинец + АБС-1	46,52	50,67	4,28	5,94	70,08
Случайные отклонения	4,98	13,09	1,50	1,50	0,60

Примечание: — влияние не значимо.

Не все изученные загрязнители в течении экспозиции оказывали значимое влияние на качественную структуру альгоценоза (табл. 2). Комплексное действие всех трех поллютантов достоверно и значимо влияло на формирование видового состава альгоценоза на протяжении всех фаз роста альгоценоза. Наибольшее влияние этого комплекса факторов было отмечено на начальных этапах формирования качественной структуры альгоценоза (фаза адаптации — 2, 6-е сутки) и на конец фазы логарифмического роста, при переходе в стационарную фазу роста (23-и сутки). В логарифмической фазе роста (8-17 сутки) наиболее значимым для формирования качественной структуры альгоценоза было присутствие в среде АБС-1 — долевое участие которого составляло около 88% от общей изменчивости. Интересно отметить, что активный стронций практически не оказывал влияния на формирование видового состава альгоценоза ни сам по себе, ни в комбинациях со свинцом, даже с учетом такой высокой активности как 37 кБк/л (табл. 2).

Таким образом, на формирование количественной структуры альгоценоза все изученные загрязнители и их комбинации оказывали в разной степени выраженное влияние. Однако, для формирования качественной структуры модельного альгоценоза преимущественное значение имело наличие в водной среде всех трех загрязнителей — свинца, поверхностно-активного вещества и активного стронция. На момент интенсивного деления клеток — в логарифмической фазе роста, формирование видового состава альгоценоза практически полностью зависело от присутствия в среде поверхностно-активного вещества и его концентрации.

Отмечено отсутствие корреляции между увеличением или уменьшением влияния и экспозицией, как для отдельных загрязнителей, так и для их различных комбинаций. Возможно это происходит в связи с образованием каких-то комплексных соединений загрязнителей с водой или друг с другом, или проявляются эффекты синергизма или антогонизма самих поллютантов. Этот вопрос остается открытым и требует дальнейшего изучения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Рокицкий П. Ф. Биологическая статистика. — Минск Вышэйш. шк., 1973. — 320 с.
2. Shevtsova N. L., Yablonskay L. A. Algae Communities Forming Under Both Chemical (Pb²⁺ & АБС-1) & Radioactive (Sr⁹⁰) Pollution // Fifth Int. Symp. and Exhib. on Env. Contamination in Central and Eastern Europe. 12-14. Sept. 2000. — Prague: Proceedings- Prague, 2000. — P. 258-269.

УДК [577. 34:(58:574. 5)] (28)

З.О. Широка, О.М. Волкова, В.В. Беляев, В.А. Карапиш

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

РОЗПОДІЛ ДОВГОЖИВУЧИХ РАДІОНУКЛІДІВ МІЖ НАДЗЕМНОЮ ТА ПІДЗЕМНОЮ ЧАСТИНАМИ ПОВІТРЯНО-ВОДНИХ РОСЛИН

Вищі водні рослини — один з найважливіших компонентів водних екосистем. Серед них виділяються повітряно-водні, які продукують значну фітомасу, мають добре розвинуту багаторічну кореневу систему,

в якій на кінець вегетації депонуються поживні речовини, разом з біогенами та радіонуклідами. Крім того, ця група характеризується повільними процесами розкладу біомаси, чим вона відрізняється від занурених та плаваючих на поверхні води рослин. Зважаючи на це, ми поставили за мету вивчити особливості розподілу найбільш екологічно значимих радіонуклідів між надземною та підземною частинами повітряно-водних рослин (ПВР) протягом вегетації.

Матеріали і методика досліджень

Радіоекологічні дослідження ПВР проводили у період 1989-1992 рр. та у 2000 р. на дніпровських водосховищах. Для досліджень було обрано три типових домінуючих за біомасою види: рогіз вузьколистий, очерет звичайний та лепешняк великий. Рослини поділяли на надземну і підземну частини. Вміст радіонуклідів визначали стандартними радіохімічними та гама-спектрометричними методами. Розподіл ^{90}Sr та ^{137}Cs в надземній і підземній частинах обчислювали з урахуванням радіоактивності і маси кожного органу. Активність проб рослин наводиться у Бк/кг повітряно-сухої маси.

Результати і обговорення

У рогоза вузьколистого наявні два періоди активного росту підземних органів: перший — з кінця липня до середини серпня, другий — з кінця вересня по жовтень [1]. Саме у ці періоди вміст ^{90}Sr у кореневищах рогозу був максимальним і досягав відповідно 88 та 83%. У вересні, на початок 2-го періоду активного росту кореневищ, спостерігалось зменшення в них концентрації ^{90}Sr більше ніж у 2 рази (38%). В зимово-весняний період — з грудня до квітня, з відмиранням надземних органів і відтоком речовин з них, вміст ^{90}Sr в підземних органах збільшувався (з 27% до 71%). З початком активного росту надземних органів відзначено підвищення в них концентрацій ^{90}Sr , аж до періоду активного росту підземної частини. Коливання вмісту ^{137}Cs у надземних та підземних органах рогозу вузьколистого протягом року менш значні. З початком вегетації в кореневій системі спостерігалось поступове підвищення концентрації ^{137}Cs , яке тривало до початку росту кореневищ і в липні досягало 97%. Після цього вміст ^{137}Cs в підземній частині цього виду починав зменшуватися, що тривало до жовтня, коли закінчувався ріст кореневищ. Мінімальний вміст цього радіонукліду в кореневій системі був зареєстрований у грудні (59%), що можливо пов'язано з відмиранням частини підземних органів. З лютого до настання періоду активної вегетації у квітні внесок ^{137}Cs в кореневищах рогозу підвищувався з 69% до 87%.

Максимальні концентрації ^{90}Sr в кореневій системі очерету звичайного було зареєстровано навесні, коли починається наростання надземної фітомаси. В середині липня, коли листя очерету було повністю сформовано, вміст ^{90}Sr в ньому збільшувався у 2,5 рази. У цей час концентрація даного радіонукліду в кореневищах зменшувалася, відповідно у 2 рази і продовжувала знижуватися до кінця вегетаційного періоду. Протягом усього року ^{137}Cs концентрувався переважно в кореневій системі очерету звичайного. При цьому, в кореневищах влітку спостерігалася максимальна кількість даного радіонукліду.

Дослідження сезонної динаміки формування поглинаючої поверхні кореневої системи у очерету і рогозу показало, що на початок вегетації у цих рослин енергійно розвивається адсорбуюча поверхня кореневищних (грунтових і водних) придаткових коренів і максимальна їх площа у очерета — в червні, а у рогоза — в липні. На цей час підвищується і частка активної частини коренів. І саме в липні у рогоза вузьколистого в кореневій системі відзначено максимальну за рік концентрацію як радіоцезію, так і ^{90}Sr . А в очерета звичайного у підземній частині влітку вміст ^{137}Cs був максимальним.

Протягом року у лепешняка великого ^{90}Sr і ^{137}Cs концентрувалися в кореневій системі (68-99%). При цьому навесні, з початком вегетації в кореневищах зазначеного виду було зареєстровано максимальний вміст ^{90}Sr та ^{137}Cs — 98 і 99% відповідно. Максимальний приріст біомаси лепешняка великого признижується на кінець липня — початок серпня. Загальний приріст біомаси за липень відносно червня складає 210%. Найбільшу біомасу з одиниці площі лепешняк великий утворює у вересні-жовтні, коли після відмирання генеративних пагонів відбувається інтенсивний приріст бокових — другого, третього та четвертого порядків, що відрізняє його від інших видів повітряно-водних рослин [2]. Це збігається з отриманими даними, тому що міграція ^{90}Sr із коренів лепешняка великого в листя та стебла починається з липня і вміст цього радіонукліду досягає найбільшої концентрації у вересні. З весни до осені спостерігається незначне зниження концентрації радіонуклідів в коренях (з 98% до 76%). Протягом року радіонуклідне забруднення листя, стебел та коренів у цього виду було сформовано ^{137}Cs (53-90% сумарної радіоактивності).

Результати досліджень дозволяють зробити висновок, згідно якого розподіл ^{90}Sr та ^{137}Cs між надземною та підземною частинами ПВР залежав від фази розвитку виду. ^{137}Cs протягом року значною мірою концентрувався в підземній частині ПВР, що пояснюється хімічними властивостями радіонуклідів та екологічними особливостями рослин.

У ПВР найбільш високий вміст біогенних елементів у надземних органах спостерігається на початку вегетаційного сезону в період активного росту рослин. Потім швидкість продукції органічної речовини в рослинних тканинах починає перевищувати швидкість надходження в них мінеральних

речовин. Відбувається “біологічне розбавлення” мінеральної компоненти органічною, внаслідок чого її частка в одиниці маси рослинних тканин зменшується і досягає мінімальних величин в період максимальної вегетації. Починаючи з червня, коли відбувається формування і ріст термінальних і зимуючих бруньок виникає активний відток біогенів до точок росту підземних органів, де їх вміст починає зростати. Отже, на кінець вегетації більша частина біогених елементів виявляється зв’язаною у кореневій системі [1]. Аналогічно відбувається і накопичення радіонуклідів у підземних органах ПВР досліджених видів, тому що кальцій і калій є аналогами ^{90}Sr і радіоцезію. Цим і пояснюється накопичення радіонуклідів у кореневій системі рогозу і лепешняка наприкінці вегетаційного періоду, а в період активного росту рослин на початку вегетаційного періоду у надземних органах очерету і рогозу. А завдяки наявності могутньої кореневої системи ПВР зв’язують радіонукліди на більш тривалий період, ніж інші групи рослин.

Отже, розподіл ^{90}Sr та ^{137}Cs між надземною та підземною частинами рогозу вузьколистого, очерету звичайного та лепешняка великою значною мірою пов’язаний з особливостями розвитку кожного виду окремо і взагалі всієї групи ПВР.

ЛІТЕРАТУРА

1. Лукина Л. Ф., Смирнова Н. Н. Физиология высших водных растений. — Киев: Наук. думка, 1988. — 186 с.
2. Экзерцев В. А., Экзерцева В. В. Продукция прибрежной и водной растительности Горьковского водохранилища // Растительность волжских водохранилищ. — М.-Л.: Наука, 1966.

УДК 581.526.325 + 574.63 + 539.16

В.И. Щербак

Институт гидробиологии НАН Украина, г. Киев

ФИТОПЛАНКТОН И ЕГО РОЛЬ В МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ЭКОСИСТЕМАХ С ПОВЫШЕННЫМ РАДИОАКТИВНЫМ ЗАГРЯЗНЕНИЕМ

Исследование фитопланктона водоемов и водотоков, подверженных повышенному радиоактивному загрязнению, основывается на диалектическом единстве: а) изучении динамики структурно-функциональных характеристик фитопланктона для установления его отклика на техногенное воздействие, что также позволяет оценить устойчивость основного компонента автотрофного звена к техногенному воздействию; б) оценке роли фитопланктона в миграции радионуклидов между абиотическими и биотическими компонентами водной экосистемы.

Установлено, что после аварии на ЧАЭС и в динамике структурно-функциональных характеристик фитопланктона отмечаются два временных периода. Первый — период максимального радиоактивного загрязнения. Исследования Киевского водохранилища были начаты с 12-13 мая 1986 г. Второй — с 1990 г. после снижения и стабилизации радиоэкологической ситуации. С различной периодичностью исследования продолжаются и в настоящее время. Отклик фитопланктона в условиях сложившейся радиоэкологической ситуации в 1986 г. проявился в скудности его развития в весенний период и значительном возрастании видового разнообразия, численности, биомассы от лета к осени [1]. Экстремальность гидроэкологической ситуации на Киевском водохранилище на протяжении вегетационного сезона 1986 г. (рисунок) определялась: а) высоким радиоактивным загрязнением водных масс весной-в начале лета с резким снижением к октябрю-ноябрю; б) значительным превышением среднесезонных показателей температуры воды в пелагиали и литорали водохранилища; в) вспышкой «цветения» диатомовых водорослей с биомассой до $32,1 \text{ г/м}^3$, формируемой на 97% мелкоклеточными центрическими водорослями из рода *Stephanodiscus*; г) пространственной гетерогенностью структурных и функциональных характеристик фитопланктона.

Второй период, при всей дисперсности полученного натурального материала, характеризует тенденцию к динамической стабилизации фитопланктона, особенно процессов первичного продуцирования на более высоких уровнях, чем в доаварийный период (1977-1985 гг.). Динамическая стабильность, характерная для слабевтрофных и евтрофных экосистем, была присуща и для структурно-функциональных характеристик фитопланктона исследованных водоемов Зоны отчуждения ЧАЭС: участка реки Припять от г. Чернобыля до водозаборной станции водоема-охладителя (ВО) ЧАЭС;

холодной и отепленной частей ВО ЧАЭС, пойменного (правобережная пойма р. Припять) оз. Глубокого [2].

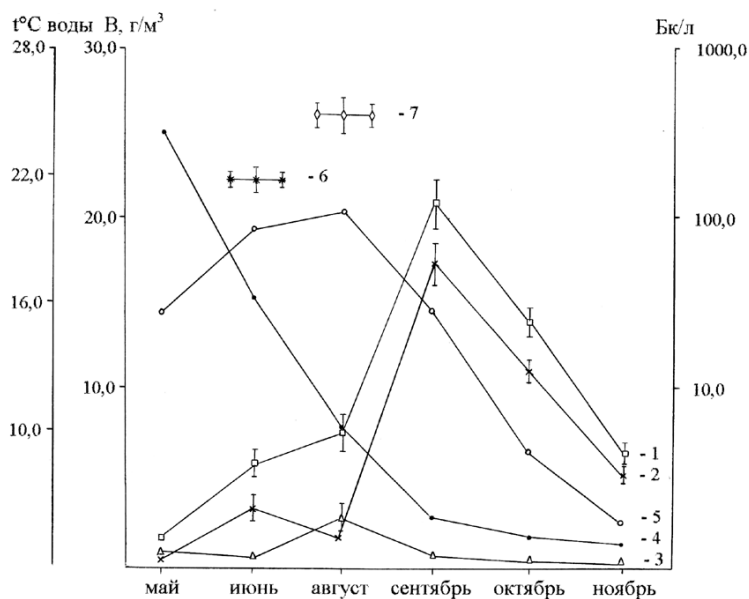


Рис. Биомасса ($B, \text{г/м}^3$) фитопланктона (1), диатомовых (2) и динофитовых (3) водорослей в мае-ноябре 1986 г.; радиоактивное загрязнение воды (4, Бк/л, по данным В.Г. Кленуса), среднемноголетняя температура воды (5) и температура воды в июне (6) и августе (7) 1986 г.

В первые постчернобыльские годы в распределении радионуклидов между компонентами водной экосистемы ведущая роль принадлежала абиотическим факторам. Снижение и стабилизация поступления радионуклидов в водные экосистемы существенно увеличили участие биоты в их миграции. Новизной метода установления роли фитопланктона в миграции радионуклидов в системе «вода → фитопланктон → зоопланктон» является количественная оценка продуцированного автохтонного органического вещества, являющегося субстратом для адсорбции радионуклидов стронция и цезия, или их включения в метаболизм растительной клетки (аналоги кальция, калия). Предложенная методика характеризует миграцию радионуклидов за определенный временной интервал (сутки, месяц, сезон) и существенно отличается от применяемого ранее статистического определения в живом субстрате, т.е. их «разовое» количество. В Киевском водохранилище количество стронция-90, мигрировавшего в системе «вода → фитопланктон», осенью в 2,8-4,1 раза меньше, чем в весенне-летний период, что хорошо коррелирует с сезонной динамикой первичной продукции [3].

На второй трофический уровень через потребление фитопланктона зоопланктоном мигрирует: стронция-90 — $0,31-1,08 \times 10^{11}$ Бк/сезон, цезия-137 — $0,52-0,98 \times 10^{12}$ Бк/сезон. Эти величины составляют около 30% от поглощенных фитопланктоном радионуклидов и превышают аналогичные данные для оз. Глубокого (19%) и ВО ЧАЭС (25%). Миграция радионуклидов на второй трофический уровень определяется структурными характеристиками фитопланктона, доступностью его использования в пищу зоопланктоном и количественным развитием последнего.

Итак, структурно-функциональные характеристики фитопланктона позволяют установить отклик биоты на повышенное радиоактивное загрязнение, оценить его роль в перераспределении радионуклидов между абиотическими и биотическими компонентами водной экосистемы. Но, несмотря на определенный оптимизм, автор отдает себе отчет в том, что исследования биоты выполнялись на популяционно-видовом и ценолитическом уровнях, для которых, согласно [4], время проявления воздействия радиоактивного загрязнения может составить месяцы—годы—десятилетия.

ЛИТЕРАТУРА

1. Щербак В.И. Структурно-функциональная характеристика фитопланктона / Гидроэкол. последствия аварии на ЧАЭС. — К.: Наук. думка, 1992. — С. 14-27.
2. Щербак В.И. Структурно-функциональные характеристики фитопланктона водоёмов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. — 1997. — Т. 33, № 5. — С. 3-16.
3. Щербак В.И. Роль фитопланктона в миграции радионуклидов в водоёмах с различной степенью радиоактивного загрязнения // Гидробиол. журн. — 1998. — Т. 34, № 2. — С. 88-103.
4. Marine environmental quality suggested research programs for interstading mans effect on the oceans // Rep. spes. study held under the auspices of the ocean sci. com of the NAS-NRS ocean affairs board, August 8-13, 1971. — Washington, 1971. — 107 p.

ФІЗІОЛОГІЯ, БІОХІМІЯ І БІОФІЗИКА ВОДНИХ ТВАРИН

УДК 577.1:594.124(262.5)

Л.В. Анцупова, В.К. Головенко, Е.М. Руснак

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

БИОХИМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ЧЕРНОМОРСКОЙ МИДИИ ИСКУССТВЕННЫХ И ЕСТЕСТВЕННЫХ СУБСТРАТОВ И ИХ СРЕДЫ ОБИТАНИЯ

Интерес различных отраслей народного хозяйства к морским организмам как к источникам не только пищевых и кормовых продуктов, но и самых разнообразных химических соединений для производства лекарств и других препаратов вызвал необходимость усиленного культивирования гидробионтов, в том числе и мидий. Белки обладают высокой пищевой ценностью и выполняют в живом организме разные функции. Однако, особое значение как продукт питания мясо моллюсков имеет благодаря высокому содержанию в нем многих биологически активных веществ, в том числе — каротиноидов. В местах скопления мидий продукты их жизнедеятельности вызывают вспышки развития фитопланктона, что очень важно учитывать при искусственном разведении гидробионтов и оценке их среды обитания. Плотность популяции мидий и их высокая продуктивность в условиях марикультуры обеспечивает значительное превышение синтеза белка на единицу площади и кормовую единицу в сравнении с другими видами водных и наземных животных [1]. Что делает этих моллюсков перспективным источником высококачественного белка.

Исходя из вышесказанного, целью наших исследований было изучение белкового обмена, а также изменения содержания каротиноидов в культивируемых в Одесском регионе мидий в сравнении с мидиями, обитающими на естественных субстратах в разных районах Черного моря. Содержание суммарного белка в теле черноморских мидий, независимо от их мест обитания, имеет четко выраженную сезонную зависимость: в весенний и осенний периоды активного гаметогенеза его количество в теле в 1,5-2,3 раза выше, чем в летний период ($p < 0.001$). Это согласуется с данными других авторов о роли физиологического состояния моллюсков в изменении показателей белка [2]. Следует отметить, что в первый месяц зимы у мидий Одесского региона количество белка приближается к осенним значениям, что связано с особенностями климатических условий, обилием пищи и медленным охлаждением морской воды.

Количественные показатели белка и нуклеиновых кислот у искусственно выращенных мидий по сравнению с моллюсками естественных мест обитания выше до 3.1%. При этом обводненность их тела (при $p < 0.05$) на 3% меньше, а органического вещества на 2,7% больше. На 0.2% увеличено содержание минеральных веществ, что может быть обусловлено более интенсивным темпом роста выращиваемых моллюсков. Калорийность черноморской мидии, как и моллюсков вообще невысока и составляет до 0,8 ккал/г. сырой массы [3] и у моллюсков естественных субстратов Одесского побережья она близка — 0,85 ккал/г. Искусственно выращенные мидии на 0,2 ккал/г калорийнее ($p < 0,01$), причем основная доля приходится на белок — более 75%. При низких значениях калорийности моллюсков этот факт играет немаловажную роль в пищевой ценности культивируемых мидий. Отражением активности белоксинтезирующих процессов в теле выращиваемых моллюсков служат показатели соотношений белка и нуклеиновых кислот: весной и осенью белок/НК и белок/РНК составляет 2,5 единицы, в то время как летом — 1,2. Этот факт указывает на то, что синтез белка летом замедляется, а в периоды размножения (и подготовки к нему) резко возрастает, активизируя дыхательные и фильтрационные процессы,

поставляющие организму пищу и кислород. Тем не менее, РНК/ДНК в летнее время (по сравнению с осенним) увеличивается почти в два раза, отражая интенсивный линейный рост организма в период покоя

Содержание каротиноидов является одним из важных показателей состояния организма в окружающей среде. Чем выше содержание этих пигментов в теле гидробионтов, тем устойчивее они к воздействию неблагоприятных факторов среды обитания. Сравнительное изучение сезонной изменчивости каротиноидов у мидий естественных поселений и выращенных на коллекторах показали, что содержание пигментов зависит от климатических условий и физиологического состояния моллюсков. В отдельные годы с затяжной весной повышение концентрации каротиноидов, связанное с процессами активного гаметогенеза, растягивалось вплоть до лета. Наибольшие количества пигментов у моллюсков искусственных и естественных поселений приходится на весенний период. Этому периоду соответствуют также и максимальные колебания содержания каротиноидов.

Показателем состояния кормовой базы может служить величина концентрации хлорофилла "а", которая является показателем потенциальной продуктивности исследуемого региона. В условиях мидийного хозяйства проводился пигментный анализ фитопланктона. Установлено, что концентрация хлорофилла "а" на протяжении года изменяется здесь в пределах 0,1-10,0 мг/м³. Выявлены два основных пика содержания фотосинтетических пигментов фитопланктона, приходящиеся на весенние и осенние месяцы. В эти периоды концентрация хлорофилла "а" достигает значительных величин (6,0 и 10,0 мг/м³, соответственно), что связано с интенсивной вегетацией планктонных водорослей [5]. Изучение вертикального распределения хлорофилла "а" показало, что наибольшие количества его отмечались у фитопланктона поверхностного слоя воды. Мидии, находящиеся на верхних ярусах коллекторов обеспечены пищей значительно лучше, чем их представители из нижних ярусов.

Таким образом, максимальные количества белковых соединений и каротиноидных пигментов культивируемых мидий приходятся на весенние и осенние месяцы. Сбор выращиваемых моллюсков целесообразно проводить с учетом климатических условий текущего года. На кануне сбора урожая необходим анализ мягких тканей на содержание белка, количество которого не должно быть ниже 12%. При этом показатели нуклеиновых кислот оптимальны 6-8 мкг/мг сырой массы.

ЛИТЕРАТУРА

1. Зайцев Ю.П., Ажгихин И.С., Гандель В.Г. Комплексное использование морских организмов. — М.: Пищ. пром-сть, 1980. — 280 с.
2. Горомосова С.А. Сезонная динамика химического состава черноморской мидии / Тр. АзНИРО. — 1969. — Вып. 26. — С. 173-181.
3. Горомосова С.А., Шапиро А.З. Основные черты биохимии энергетического обмена мидий. — М.: Легкая и пищ. пром-сть, 1984. — 120 с.
4. Кулаковский Э.Е. Полярный эксперимент: Мидиевые дермы Белого моря // Наука в СССР. — 1985. — № 3. — С. 77-82.
5. Нестерова Д.А., Теренько Л.М. Фитопланктон прибрежной зоны северо-западной части Черного моря в районе марихозяйства мидий // Деп. № 1217-В92. — 17 с.

УДК (546.56:597.554.3) + 574.64

В.О. Арсан

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ВМІСТ АДЕНОЗИННУКЛЕОТИДІВ У ТКАНИНАХ КОРОПА ЗА ДІЇ ЙОНІВ МІДІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

Серед забруднювачів водного середовища чільне місце займають важкі метали, в тому числі і мідь. Поступаючи у воду, вона не тільки погіршує її якість, однак, накопичуючись в організмі гідробіонтів, зокрема риб, негативно впливає на їх життєдіяльність. Необхідно зазначити, що у фаховій літературі є достатньо інформації про вплив йонів міді на окремі ланки обміну речовин у риб [1,2]. Однак, щодо їх дії на вміст макроергів (АТФ, АДФ, АМФ), то такі дані практично відсутні. Разом з тим відомо, що ці сполуки є тією енергетичною "валютою", від якої залежать процеси адаптації риб до різних факторів водного середовища.

У зв'язку з цим, вивчали вплив різних концентрацій йонів міді (0,5; 2; 5; 10 рибогосподарських ГДК) у воді на вміст АТФ, АДФ, АМФ та аденілатний енергетичний заряд (АЕЗ) у печінці, зябрах і м'язах коропа.

ФІЗІОЛОГІЯ, БІОХІМІЯ І БІОФІЗИКА ВОДНИХ ТВАРИН

Досліди проводили на дворічках коропа масою 200-220г в акваріумних умовах при температурі води 20°C. Період аклімації складав 14 діб. Впродовж дослідів слідували за вмістом кисню, вуглекислого газу та величиною рН у воді. Вміст аденозиннуклеотидів (в мкмоль аденіну / г) в тканинах визначали за [3]. Одержані дані оброблені статистично і представлені на рисунку.

Як показали результати досліджень, вміст АТФ, АДФ, АМФ і АЕЗ в тканинах коропа залежить від концентрації йонів міді у водному середовищі. Так, при концентрації йонів міді 0,5 ГДК в печінці і зябрах коропа, в порівнянні з контролем, зростає вміст АТФ і АДФ. Це свідчить про те, що за таких умов в даних тканинах зростає біосинтез вказаних сполук внаслідок посилення процесів аеробного дихання. Відомо, що йони міді входять до складу цитохромоксидази, яка є ключовим ферментом дихального ланцюга мітохондрій. Крім того, зростання рівня АТФ і АДФ в печінці коропа може здійснюватись і за рахунок фосфорилування АМФ. Це підтверджується зменшенням вмісту АМФ в даний час.

На відміну від печінки, в зябрах риб кількість АМФ не змінюється. За дії йонів міді 0,5 ГДК водного середовища в печінці та зябрах риб дещо зростає величина АЕЗ. Відмічений факт свідчить про активацію процесів генерування енергії аеробним шляхом. Разом з тим, при зростанні у воді концентрації йонів міді до 2 і 5 ГДК значно збільшується їх накопичення в печінці і зябрах коропа [4]. Це призводить до різкого збільшення в цих тканинах вмісту АДФ і АМФ за рахунок розпаду АТФ, про що наглядно свідчить зменшення його рівня у вказаних тканинах в порівнянні з контролем.

Слід відмітити, що найбільші зміни величини показників, які вивчались, мали місце у печінці коропа за дії концентрацій йонів міді у воді 10 ГДК. За цих умов у досліджуваних тканинах спостерігалось значне накопичення йонів міді, що призвело до розпаду АТФ, в результаті чого збільшився вміст АДФ і АМФ у порівнянні з контролем. Одночасно з цим, у печінці та зябрах коропа зменшується величина АЕЗ, особливо при концентрації йонів міді у воді 10 ГДК.

Отже, концентрації йонів міді у водному середовищі 2; 5; 10 ГДК інгібують біоенергетичні процеси у печінці і зябрах коропа, внаслідок чого енергія не акумулюється у АТФ, а, очевидно, розсіюється у вигляді тепла. У даному випадку йони міді виступають як роз'єднувачі окисного фосфорилування в дихальному ланцюгу.

Щодо м'язів, то в них, на відміну від печінки та зябер, при всіх концентраціях йонів міді (від 0,5 до 10 ГДК) у водному середовищі зменшувався вміст АТФ та збільшувалась кількість АДФ та АМФ. Відмічений факт можна пояснити видовою специфічністю та фізіолого-біохімічними особливостями вказаних тканин коропа.

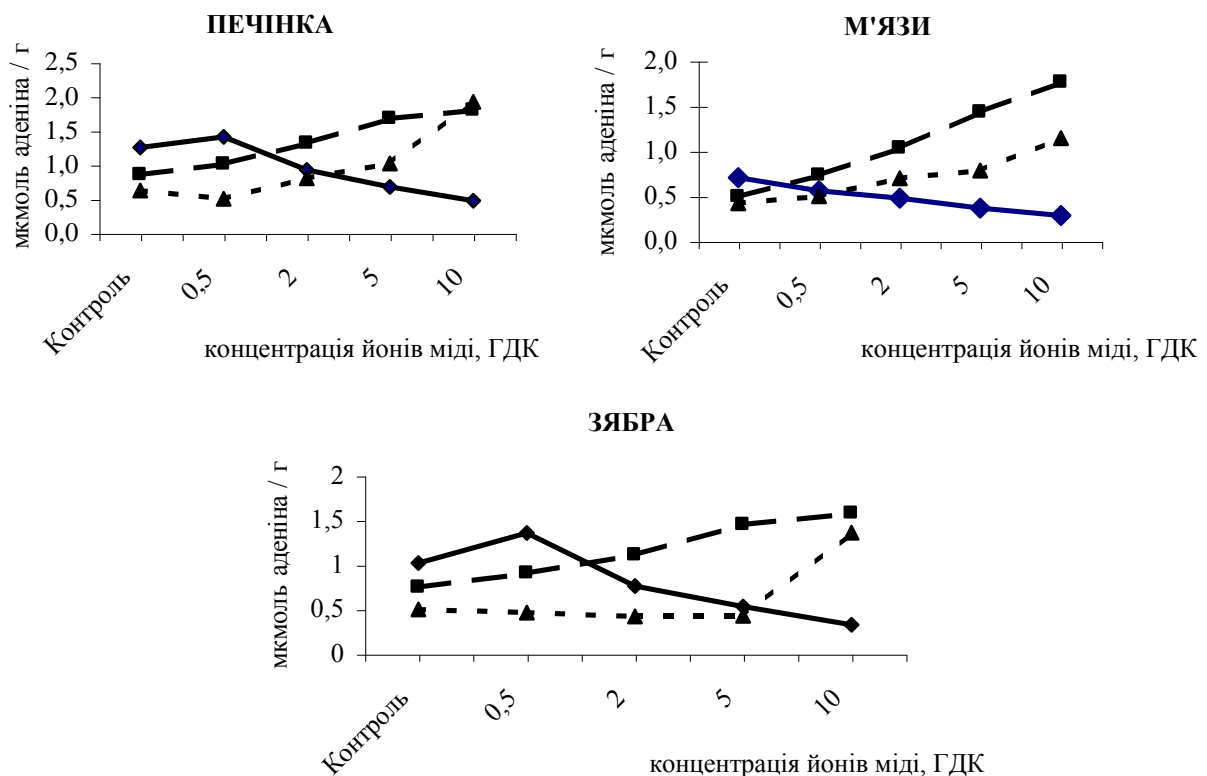


Рис. Вміст аденозиннуклеотидів (мкмоль аденіна / г) в тканинах коропа за дії йонів міді водного середовища. М±m; n = 5. ◆ — АТФ; ■ — АДФ; ♦ — АМФ

Отже, на основі отриманих результатів досліджень можна зробити висновок про те, що малі (0,5 ГДК) концентрації йонів міді у водному середовищі активують аеробні процеси в печінці і зябрах коропа, внаслідок чого, в них зростає вміст АТФ і АДФ. Великі ж концентрації (2; 5 і 10 ГДК) йонів даного металу у воді інгібують вказані процеси, що спричиняє розпад АТФ до АДФ і АМФ. Енергія цього розпаду витрачається на процеси адаптації коропа до дії йонів міді водного середовища.

ЛІТЕРАТУРА

1. Eichenberger E. The interrelation between essentiality and toxicity of metals in the aquatic ecosystem // Metal ions in the biological systems. — New York; Basel, 1988. — Vol. 20. — P. 67-100.
2. Леус Ю.В., Арсан В.О., Грубінко В. В. Прооксидантно-антиоксидантний статус організму карпа при действии ионов меди, марганца, свинца и цинка // ДАН України. — 1998. — № 7. — С. 155-159.
3. Справочник по биохимии. — К.: Наук. Думка, 1979. — С. 195-198.
4. Хоменчук В.О., Курант В.З., Коновець І.М., Арсан В.О., Грубінко В.В. Вплив деяких фізико-хімічних параметрів водного середовища на накопичення важких металів в організмі коропа // ДАН України. — 2000. — № 5. — С. 173-176.

УДК 576.895.122:594. 3:591.5

Д.А. Вискушенко, М.Є. Минюк, Т.В. Черномаз, О.М. Василенко

Житомирський педуніверситет, м. Житомир

ВПЛИВ ІНВАЗІЇ НА ДЕЯКІ ТЕСТ-ФУНКЦІЇ МОЛЮСКІВ

Неухильно зростаюче з кожним роком антропогенне забруднення гідросфери змушує спрямовувати додаткові зусилля на вивчення впливу на гідробіонтів найпоширеніших у наш час токсикантів. Однак дотепер майже не досліджено особливостей зміни фізіологічного статусу водних організмів при сукупній дії на них паразитів різного систематичного положення та багатоманітних антропогенних чинників.

Нами досліджено низку представників двох родин водних молюсків — 1411 екз. Unionidae (11 видів) та 1465 екз. Lymnaeidae (2 види), щоби довести необхідність враховувати інвазованих паразитами тварин як окрему категорію гідробіонтів при токсикологічних дослідженнях. Як тест-функції нами обрано функціонування війок миготливого епітелію зябер і ноги [2], величину середньодобового раціону та тривалість проходження їжі по травному тракту [4] та коефіцієнт її засвоюваності їжі, який обраховано за методикою О. А. Цихон-Луканіної [5].

Помічено, що інвазія на фоні зростаючого антропогенного пресингу на водні екосистеми стає додатковим обтяжуючим чинником у життєдіяльності гідробіонтів, в тому числі і молюсків. Цей ефект посилюється ще й тому, що інвазованість молюсків деякими видами паразитів у останні десятиріччя значно зростає. Так, екстенсивність інвазії Unionidae паразитом їх перикардальної сумки та нирок гельмінтом *Aspidogaster conchicola* підвищилась (для *Unio tumidus*) з 0,5-5 [3] до 82 % [7]. Нами його виявлено у 9 видів перлівницевих, при цьому максимальна екстенсивність інвазії зареєстрована у *Batavusiana pana*, *U. tumidus* та *U. conus* (59,8, 75 та 87 % відповідно). Середня інтенсивність інвазії цих видів перлівницевих також досить висока (4,5, 4,0 та 4,4 екз.) відповідно. Значення інтенсивності та екстенсивності інвазії, як правило, вищі у молюсків із стоячих і слабопроточних водойм.

З'ясовано, що при високій інтенсивності інвазії гельмінтом *A. conchicola* у представників родів *Unio* та *Batavusiana* спостерігається брадикардія. Ритм серцевих скорочень знижується до 4-5 уд/хв проти 8 уд./хв у нормі, однак на роботу миготливого епітелію ні зябер, ні ноги перлівницевих цей гельмінт не впливає. Наявність великої кількості спорист *Vucephalus polymorphus* у статевій залозі *Colletopterum piscinale*, *S. ponderosum*, *U. rostratus gentilis* викликає зниження швидкості биття війок миготливого епітелію на 7,6 %. При цьому тривалість роботи війок зябер у деяких особин зменшується на 43,3, ноги — на 18,6 %. Одночасне перебування в організмі *S. piscinale* спорист *V. polymorphus* та кліщів з роду *Unionicola* призводить до пригнічення швидкості биття війок зябрового епітелію на 9,5, епітелію ноги на 15,7 % і тривалості їх роботи на 18,5 і 5,8 % відповідно.

Як відомо, трофологія є тим ядром, навколо якого об'єднуються всі факти, що стосуються біології виду. Вона, згідно сучасних уявлень [6], відіграє одну з ключових ролей у загальній екології. Саме тому у водній токсикології останнім часом широко використовують як тест-функції деякі показники живлення організмів, найуживанішими з яких є величина середньодобового раціону, швидкість проходження їжі через травний тракт та коефіцієнт її засвоюваності.

При дослідженні легеневого молюска *Lymnaea auricularia*, ураженого дочірніми редіями *Echinostoma revolutum*, локалізованими в гепатопанкреасі хазяїв, виявлено, що значення всіх

вищезгаданих трофологічних показників (як корм використано розрізані вздовж стебла латаття) зростають порівняно з незараженими тваринами. Так, величина середньодобового раціону збільшується з $2,5 \pm 0,05$ до $8,32 \pm 0,8$ %, час проходження корму через травний тракт — з $448 \pm 3,14$ до $672 \pm 3,68$ хв, а коефіцієнт засвоюваності їжі — з $57 \pm 1,6$ до $73 \pm 3,8$ %. При використанні інших видів корму як рослинного, так і тваринного походження тенденція до зростання обговорюваних показників під дією інвазії зберігається, а інколи навіть посилюється. Величина середньодобового раціону зростає при цьому приблизно у 2-4 рази, час проходження їжі — у 1,1-1,5, а коефіцієнт засвоюваності їжі — у 1,3-4,5 рази. Отже моллюски протиставляють патологічному впливові паразитів підвищення інтенсивності загального обміну речовин та відповідно підвищення споживання ними корму.

Подібне спостерігається і при вивченні тривалості проходження їжі (частуха) у *L. stagnalis*, інвазованого редіями *Echinoragium asopiatum*. Вона у таких особин приблизно на 10-15 % вища порівняно з вільними від інвазії тваринами. Більше того, ця різниця зберігається і при витримуванні моллюсків протягом 48 год у розчинах із 0,2-0,6 мг/л сульфату міді та 2-18 мг/л хлориду цинку, не зважаючи на той факт, що під дією як першого так і другого токсикантів обговорюваний показник прогресує знижується. Однак при дослідженні величини середньодобового раціону середні значення цього показника у інвазованих тварин виявились у 1,2-1,3 рази нижчими, ніж у незаражених особин. Це може бути пов'язане, на наш погляд, з невисокою інтенсивністю інвазії значної кількості моллюсків у вибірці та тотальним ураженням гепатопанкреаса у частини особин. На користь цього припущення свідчить той факт, що розмах коливань обговорюваного показника у інвазованих тварин дещо вищий. Гадаємо, що у цьому випадку інвазія, залежно від її інтенсивності, може справляти двоякий вплив на величину середньодобового раціону досліджуваних моллюсків. При незначній її інтенсивності кількість спожитого корму майже не відрізняється від значень цього показника у особин контрольної групи. Тварини з помірною інтенсивністю інвазії підвищують свій загальний рівень обміну речовин, а отже і величину середньодобового раціону, що й відбивається на амплітуді обговорюваного показника у інвазованих тварин. Це загальна закономірність відповіді гідробіонтів на будь-який негативний чинник [1]. При тотальному ураженні гепатопанкреаса трематодами у *L. stagnalis* спостерігається зворотня тенденція, тобто величина середньодобового раціону у таких моллюсків знижується у порівнянні з нормою. Це відбувається внаслідок потужного патологічного впливу паразитів на моллюсків, які не здатні протистояти дії цього негативного чинника.

ЛІТЕРАТУРА

1. Биргер Т. И. Метаболизм водных беспозвоночных в токсической среде. — К. : Наук. думка, 1979. — 190 с.
2. Веселов Е. А. Биологические тесты при санитарно-биологическом изучении водоемов // Жизнь пресных вод СССР. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1959. — Т. 4, Кн. 2. — С. 7-37
3. Иванчик Г. С. О некоторых паразитах двустворчатых моллюсков сем. Unionidae бассейнов рек Прут и Сирет: Тез. докл. II симпозиума по болезням и паразитам водных беспозвоночных. — Л.: Наука, 1976. — С. 29-30.
4. Сушкина А. П. Питание и рост некоторых брюхоногих моллюсков // Тр. ВГБО. — 1949. — Т. 1. — С. 118-131.
5. Цихон-Луканина Е. А., Солдатова И. Н., Николаева Г. Г. Об усвояемости пищи донными ракообразными Азовского моря и методах ее определения // Океанология. — 1968. — Т. 8, Вып. 3. — С. 487-491.
6. Цихон-Луканина Е. А. Трофология водных моллюсков. — М.: Наука, 1987. — 176 с.
7. Юришинец В. І. Двостулкові моллюски та їх ендобіонти як компонент гідропаразитичних систем: Дис... канд. біол. наук: 03.00.17. Київ, 1999. — 128 с.

УДК 57.017.3

В.В. Грубінко

Тернопільський державний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, м. Тернопіль

СИСТЕМНА ОЦІНКА МЕТАБОЛІЧНИХ АДАПТАЦІЙ У ГІДРОБІОНТІВ

Посиленням пресу екологічних факторів на організми призводить до незворотньої зміни в екосистемах. При цьому відновлення попереднього стану неможливе. Самозбереження організмів здійснюється за допомогою механізму *адаптації*, який в загальному еволюційному процесі в нових екологічних умовах забезпечує придбання біосистемами нових якостей.

За сучасним визначенням *адаптація* — це сукупність фізіолого-біохімічних та анатомо-морфологічних змін, які призводять до видозмін організму в напрямку покращення його шансів на

виживання та розмноження в даних умовах середовища [1, 3]. Адаптацію з одного боку розглядають як пристосування до умов існування, які змінюються ("компенсаційна адаптація" — відновлення фізіолого-біохімічного статусу, порушеного дією якого-небудь фактору середовища). З іншого боку у організмів часто виявляються радикальні біохімічні, фізіологічні та морфо-структурні зміни, які надають їм нові сприятливі властивості ("наступальна" або "експлуатативна" адаптація — випереджуючі зміни в біосистемі задовго до зміни умов середовища в конкретному життєвому просторі).

Оскільки основним завданням біологічної системи є забезпечення достатнього рівня енергетичного (термодинамічного) і трофічного статусу, біологічного різноманіття і цілісності та збалансованості його функціонування, а також здатності до самовідтворення, то головним завданням адаптації є підтримання цих основних показників в біологічних системах на достатньому для самозабезпечення і розвитку рівні функціонування у змінених умовах середовища. З огляду на це основними шляхами адаптивних перебудов є: підтримка структурної цілісності макромолекул при їх функціонуванні в специфічних умовах; достатнє постачання клітини енергетичними еквівалентами АТФ, відновними еквівалентами та попередниками біосинтезу; підтримка систем, які регулюють швидкість і спрямованість метаболічних процесів у відповідності з потребами організму при зміні умов середовища; підтримка структури і фізіологічних функцій органів і систем в умовах, що змінюються, головню гомеостазу (сталість складу) і енантіостазу (сталість стану, підтримання рівня функції (є твердження [1-3], що в адаптації важливіше не стільки збереження сталості складу, скільки — сталості функції); забезпечення поведінкових та психо-фізіологічних функцій організму та адекватної реакції на зміну навколишнього середовища.

Адаптивні можливості біологічних систем реалізуються, якщо вони протікають за певними принципами. Чим більше принципів реалізовано в даній біосистемі, тим більший запас її міцності при несприятливій зміні умов середовища, тим значніший діапазон її екологічної толерантності та здатність до формування "експлуатативного типу" адаптації.

1. Принцип м у л ь т и п о т е н т н о с т і (мультифункціональності): у еволюційному відборі і закріпленні тих біологічних структур, які володіють багатофункціональними властивостями, що створює можливості для значних структурних та функційних перебудов у біологічних системах, використовуючи одні і ті ж блоки для виконання різних, часто протилежних, функцій [4].

2. Принцип е ф е к т и в н о с т і: в адаптації зберігаються і функціонують ті структури, ознаки і властивості, які забезпечують виживання організму за зміни умов за рахунок максимально ефективного використання наявних ресурсів (макромолекул, енергії, біомаси і т. д.) для підтримання гомеостазу біосистеми та її толерантності до несприятливих умов. За несприятливої дії в організмах і біосистемах утворення і функціонування певних структурних елементів може ігноруватися в силу їх другорядності для забезпечення головної функції — виживання організму і виду.

3. К а с к а д н и й принцип [5, 6]: адаптивна відповідь на дію фактору характеризується фазністю, яка полягає в існуванні мінімумів та максимумів пошкоджуючої дії фактору та розвитку компенсаторно-адаптивних реакцій до нього. В основі ефекту лежить те, що за тимчасової несприятливої дії в біосистемах викликається недовготривалий стимулюючий ефект, який чергується з станом пригнічення функцій системи. Фазність ефекту прослідковується в часі та у залежності від інтенсивності дії фактору. Тому результируючий ефект дії фактору, так само як і відповідь біологічної системи на нього, є підсумком взаємодії процесів пошкодження (деструкції) та компенсаторно-адаптивних реакцій системи, які протікають одночасно. За появи ознак пошкодження, яке виходить за деякі межі, у біологічній системі активуються процеси, спрямовані на компенсацію цих порушень. Відповідь, порівняно з процесом пошкодження, запізнюється в часі, однак зростає інтенсивніше. Тому в процесі відповіді біологічної системи на дію фактору формується два піки активності. Чергування станів пригнічення, тимчасового відновлення та стимулювання функцій має фазну характеристику по градієнту часу, інтенсивності та специфічності дії фактору і складає собою каскад по чергово активованих адаптивних реакцій. Тому розвиток адаптацій носить сигмоїдальний характер з максимумами і мінімумами адаптивних можливостей. Принцип найяскравіше ілюстрований при вивченні адаптацій до токсичних речовин [5, 6].

Отже, адаптація здійснюється в межах реалізації функцій за різними шкалами: інтенсивності, специфічності та часової послідовності. Забезпечення вказаної комплексності здійснюється через функціонування комплексних механізмів реалізації адаптації. Часто адаптаціями вважають окремі явища в життєдіяльності біологічних систем: адаптивний синтез окремих маромолекул; зміну функціональної активності біомолекул, найчастіше ферментів; зміну спрямованості метаболізму чи напрямку і швидкості масо- та енергопереносу; активацію чи репресію певного метаболічного ланцюга (циклу); зміну співвідношення субстратних і регуляторних компонентів біологічної системи тощо. Однак, при цьому випускають з поля зору той факт, що в процесі адаптацій ці явища відбуваються одночасно, синхронно (рівність функціонального значення) чи асинхронно (переважання функціонального значення одного або декількох процесів над іншими), однак в єдиній взаємопов'язаній комплексній і цілісній системі. Тому в

адаптації мультипотентність може бути необхідною для забезпечення цілісності протікання процесу, що забезпечує ефективний енантіостаз.

Нами на прикладі адаптацій гідробіонтів до стрес-факторів водного середовища відслідковано функціонування декількох систем, які забезпечують комплексні компенсаторно-адаптивні зміни організмів до цих факторів (рис. 1, 2). Звертає на себе увагу узгодженість ліпідного, білкового та енергетичного обмінів. За інтоксикації організму риб як аміаком, іонами важких металів, так і фенолом має місце адаптивна спрямованість метаболізму на забезпечення процесів детоксикації як субстратними, так і енергетичними еквівалентами, які забезпечують ці процеси. Основними енергетичними субстратами виступають амінокислоти та нейтральні ліпіди (гліцерин та ВЖК). В зв'язку з цим активуються такі катаболічні ланки метаболізму як гліколіз та ліполіз. При цьому в клітинах розв'язується також метаболічна задача — утворення інтермедіатів обміну речовин (кетокислоти, гліцерин, ГАМК, аміак тощо), необхідних як для забезпечення протікання адаптивних метаболічних ланцюгів, так і для активації діяльності(збудження — гальмування) нервової системи.

Другою особливістю адаптації метаболізму риб до токсикантів є активація при їх дії специфічних метаболічних систем. В першу чергу це — пентозофосфатний шлях окислення глюкози, необхідний для утворення відновлених форм NADPH, що забезпечують активацію глутаматдегідрогеназної системи обміну аміаку і підтримання разом з глутаміновою системою його гомеостазу в організмі риб. Крім того, можна відмітити винятково важливу роль глюкозо-аланінового циклу, ГАМК-шунта, які забезпечують як функцію підтримання енергетичного балансу організму окисленням, так утворення достатньої кількості регуляторних інтермедіатів — глутамат, лактат, аміак тощо, гальмівний нейромедіатор ГОМК, необхідний для гальмування збудження, викликаного при інтоксикаціях надмірним утворенням таких збуджувачів нервової системи як аміак, глутамат та ацетилхолін.

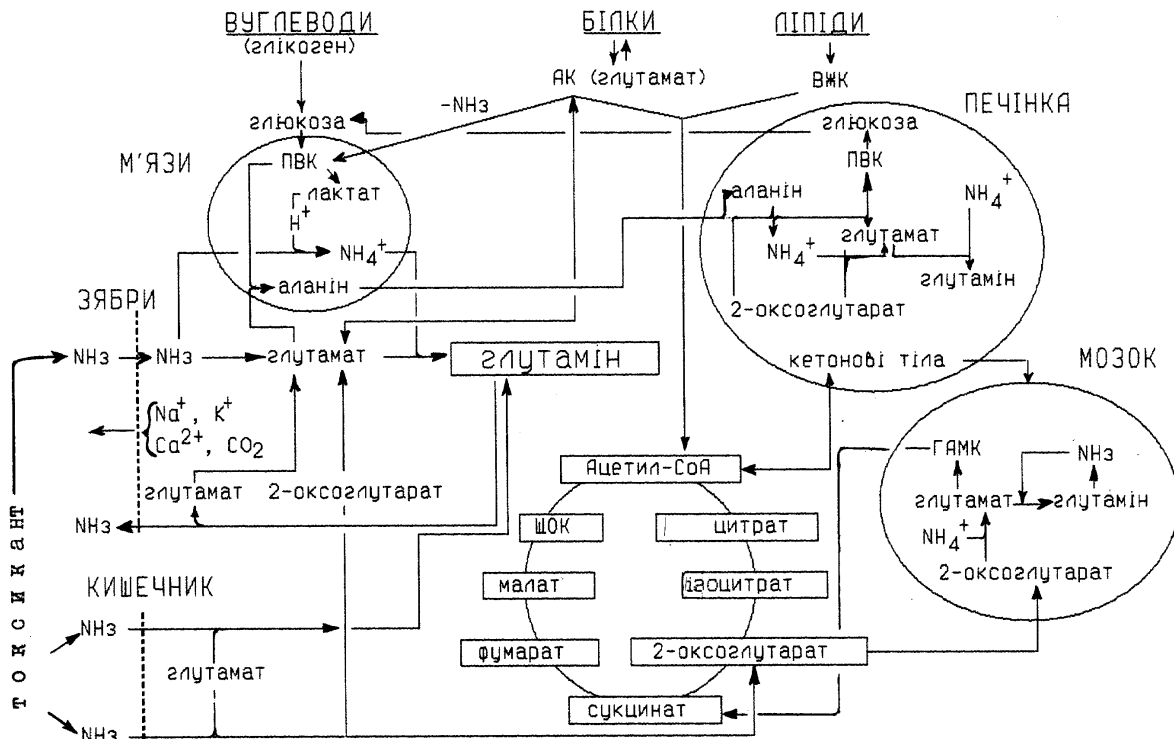


Рис. 1. Схема метаболічної адаптації у організмі коропа до токсикантів

Третьою адаптивною особливістю організму риб при інтоксикаціях їх організму є посилення взаємозв'язку нервової системи і таких метаболічно активних органів як печінка, зв'язок між якими здійснює такий компонент гемато-енцефалічного бар'єру як кров. Основними компонентами цієї гілки системи є постачання у мозок амінокислот, в першу чергу глутаміну, що здатний легко проникати через клітинні мембрани (гемато-енцефалічний бар'єр) у мозок, а також надходження у мозок кетонових тіл (ацетоацетат, 2-оксидутират), які є компенсаторними енергетичними субстратами, необхідними для синтезу енергетичних еквівалентів в умовах дефіциту глюкози, що використовується ошадливо в зв'язку з необхідністю підтримання її гомеостатичного рівня та, в основному, окислюється пентозофосфатним шляхом, не утворюючи при цьому ацетил-КоА. Слід зазначити, що в усіх випадках метаболіти одночасно беруть участь у низці метаболічних систем, виконуючи при цьому ряд функцій.

Тому ми відмічали досить низький їх рівень вмісту, однак значну швидкість метаболічного перетворення, що виявлялося у підвищенні активності відповідних ферментів.

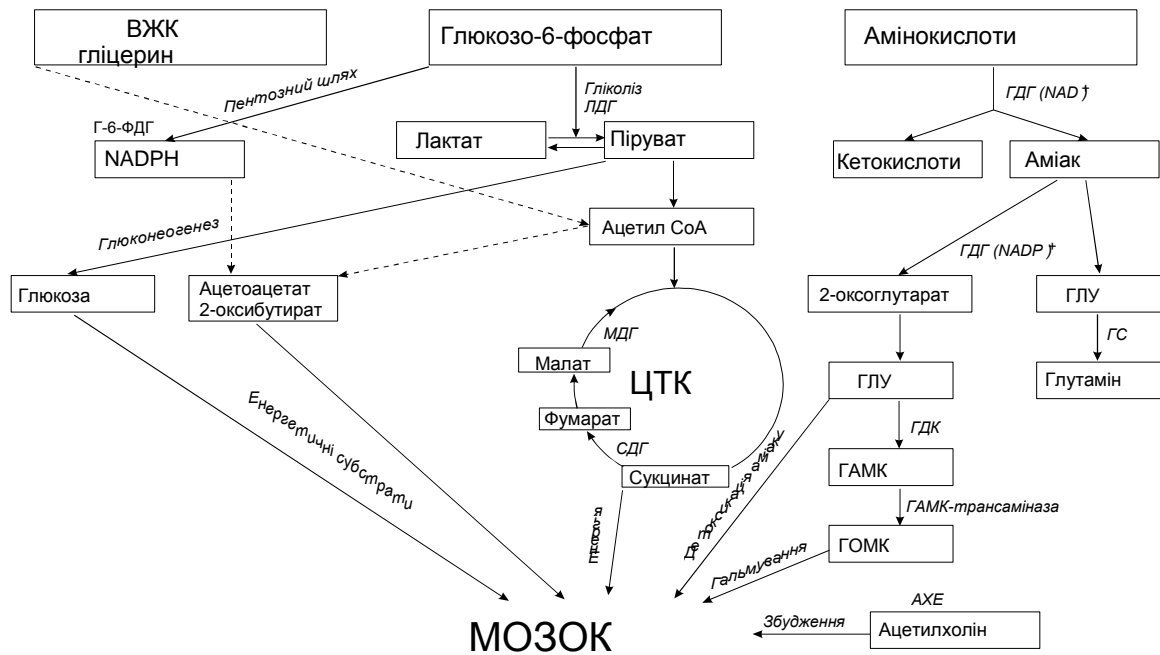


Рис. 2. Схема метаболічної адаптації у мозку корапа до токсикантів

Загалом як субстратний баланс, так і спрямованість і швидкість метаболічних перетворень забезпечують гомеостаз функціональної активності органів і систем шляхом регуляції субстрат-енергетичного балансу, який визначає бар'єрну і детоксикуючу функції клітин. Зазначені зміни, в основному спрямовані на забезпечення захисту від токсикантів-індукторів та вторинних метаболічних токсикантів нервової системи риб. Здійснює цей процес комплексна, цілісна структурно-функціональна система гемато-енцефалічного бар'єру та споріднені з нею структури.

ЛІТЕРАТУРА

1. Хочачка П., Сомеро Дж. Биохимическая адаптация. — М.: Мир, 1988. — 568с.
2. Проссер К. Л. Сравнительная физиология животных. — М.: Мир, 1973. — 430с.
3. Хлебович В. В. Акклимация животных организмов. — Л.: Наука, 1981. — 135с.
4. Уголев А. М. Принципы организации и эволюции биологических систем // Журн. эвол. биох. и физиол. — 1989. — Т. 25, № 2. — С. 215-233.
5. Филенко О. Ф. Некоторые универсальные закономерности действия химических агентов на водные организмы // Автор. дисс.... докт. биол. наук. 03.00.17./ МГУ. — М., 1990. — 36 с.
6. Грубинко В. В. Адаптивні реакції риб до дії аміаку водного середовища: Автореф. дис.... докт. біол. наук.03.00.17;03.00.04/Інститут гідробіології НАН України. — Київ, 1995. — 44 с.

УДК [574.64: 597]

О.Н. Давыдов, Н.М. Исаева, Л.Я. Куровская, Ю.Д. Темниханов, Р.Е. Базеев

Институт зоологии им. И. И. Шмальгаузена НАН Украины, г. Киев

ПРОЦЕСС КАНЦЕРОГЕНЕЗА У ГИДРОБИОНТОВ (ОСНОВНЫЕ ИТОГИ И ПРОБЛЕМЫ ИЗУЧЕНИЯ)

Изучение опухолей у гидробионтов ведется со второй половины XIX века, к настоящему времени зарегистрированы неоплазмы примерно у 230 видов рыб, у десятков видов моллюсков и амфибий. Считалось, что хрящевые рыбы не подвержены опухолеобразованию, однако в последние годы описаны случаи канцерогенеза у хрящевых рыб, в т. ч. и у акул. Таким образом, гипотеза о том, что хрящевые рыбы обладают иммунитетом по отношению к опухолеродным факторам, признана несостоятельной. Все

большую актуальность приобретает поиск и регистрация новых факторов обнаружения опухолей у гидробионтов разных групп. В ряде стран мира систематизация таких данных имеет вид национальных или региональных регистров, целесообразным было бы создание такого же банка данных и на Украине. Решение такой задачи трудно осуществимо без анализа и пропаганды накопленных сведений по проблеме. Необходима подготовка обширных обзоров, пособий, диагностикумов, предназначенных для ихтиопатологов, гидробиологов.

Выявлены все гистологические виды опухолей. Отмечено, что новообразования у рыб обладают меньшей метастазирующей активностью, чем у млекопитающих. Существует несколько гипотез, объясняющих это, однако требуется проведение дополнительных исследований [4]. Эти же авторы указывают на необходимость более точной дифференцировки неоплазм и неопухолевых явлений. Обычно это определяется гистологическими методами, т. к. остается открытым вопрос о возможности определения наличия неоплазм биохимически или физиологически.

Иногда опухолевые заболевания гидробионтов приобретают характер эпизоотии. В природных условиях, в ряде водоемов Казахстана на протяжении десятка лет экстенсивность поражения опухольями судаков достигает 60% [1]; в рыбоводных хозяйствах отмечены вспышки заболевания гепатомой форелей, охватывающих до 50 тыс. особей [5]. Что касается гепатомы форелей, то причины заболевания известны — это афлатоксины, продуцируемые аспергиллами (несовершенными грибами), развивающимися на кормах рыб. Канцерогенное действие афлатоксина В₁ связывают с его метаболизмом до 2,3-эпоксида В₁, который и инициирует злокачественную трансформацию клетки. Меры с этим заболеванием разработаны и заключаются в недопущении использования в форелеводстве кормов, зараженных плесневыми грибами. Что же касается других опухолей, то причины их не всегда изучены в достаточной степени, специфические меры борьбы не разработаны.

Доказано, что существенную роль в образовании опухолей играет генетический код хозяев, особенно тех из них, для которых характерно межвидовое скрещивание. Часты, например, меланомы у гибридов меченосцев и пецилиевых рыб. После межвидового скрещивания наблюдается предраковое состояние пигментных клеток, а с возрастом меланозис перерастает в меланому. Обратное скрещивание с родительской формой ведет к появлению меланом в раннем возрасте.

Установлена вирусная природа некоторых опухолевых заболеваний рыб: доброкачественных (стоматопапиллома угрей, эпидермальная папиллома камбалы, оспа карпа и пр.) и злокачественных (фибросаркома судака, саркома кожи стизостедииона, псевдобранхиальная опухоль трески и пр.).

Известны опухоли у гидробионтов, индуцированные зоопаразитами. Между тем, изучение биотических канцерогенов продолжается. Ряд ученых придерживаются мнения, что опухоли биотической этиологии проявляются лишь в условиях воздействия химических неблагоприятных факторов. Как указывают J. Grizzly, A. Goodwin [4], предстоит изучить характер взаимодействия между этими факторами.

Выделено, по крайней мере, 6 классов соединений, являющихся канцерогенами для водных животных [3]: пестициды, ароматические амины, полициклические ароматические углеводороды, галоэфиры, алифатические углеводороды, неорганические соединения. На гидробионтах подтверждена концепция так называемого «эндогенного синтеза» нитрозаминов из предшественников, основанная на изучении этиологии опухолей у млекопитающих.

Предлагается использование гидробионтов в качестве модели для изучения опухолевых процессов и как индикаторов степени загрязнения среды. Предстоит изучить медицинские аспекты проблемы, так как гидробионты, аккумулируя тяжелые металлы и другие канцерогены, могут причинять вред людям, будучи использованными как пищевой продукт. Кроме того, нет однозначного суждения о том, насколько опасными для теплокровных являются вирусы-онкогены гидробионтов. Е. А. Богданова [2] указывает, что включение больных судаков в рацион белых крыс вызывает у части животных общетоксические явления и папилломатозные разрастания. Фильтраты из тканей опытных крыс приводят к цитодеструктивным изменениям в клеточных культурах L, FHM, EPC. Дегенеративные изменения клеток проявляются в 4-х пассажах, что говорит о присутствии цитопатогенных агентов в организме крыс, питавшихся мясом больных судаков.

В ряде случаев удается успешно перевивать неоплазмы от рыбы к рыбе. J. Grizzly, A. Goodwin [4] считают необходимым исследование иммунологических факторов, особенно в случаях, когда организм успешно сопротивляется заболеванию. Не уделено достаточного внимания действию температуры на развитие и регрессию новообразований у пойкилотермных животных. Не выяснено воздействие большинства неоплазм на размеры популяций диких рыб, особенно ценным было бы изучение нескольких поколений гидробионтов при высокой частоте заболеваний.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бугаев А. М., Янцен А. А., Хожамуратова Б. Н., Швец Н. М. Использование морфологических методов исследования органов рыб в системе мониторинга антропогенного химического загрязнения водоемов // Вторая Всесоюзная конф. по рыбохозяйственной токсикологии. Тез. докл. — Санкт-Петербург, 1991. — Т.1. — С. 63-64.
2. Богданова Е. А. Распространение опухолей у морских и пресноводных рыб в условиях загрязненности гидросферы.// Вторая Всесоюзная конф. по рыбохоз. токсикологии. Тез. докл. — Санкт-Петербург, 1991. — Т.1. — С. 51-52.
3. Худолеев В. В. Опухоли у рыб и бластомогенные факторы окружающей среды // Опухоли прудовых и дикоживущих рыб — причины и меры борьбы. Тез. докл. — Таллин, 1983. — С. 52-57.
4. Grizzle J. M. and Goodwin A. E. Neoplasms and Related Lesions // Library of Congress Cataloging-in-Publication Data Fish diseases and disorders / edited by P.T.K. Woo. — 1998. — P. 37-105.
5. Resmussen H. B., Largent K., Hald B., Moller B., Elling F. Outbreak of liver — cell carcinoma among fallow rainbow trout *Salmo gairdneri* in Denmark // Diseases Aquat. Org. — 1986. — Vol.1, № 3 — P. 191-196.

УДК [574.64:597]

О.Н. Давыдов, Н.М. Исаева, Л.Я. Куровская, Ю.Д. Темниханов, Р.Е. Базеев

Институт зоологии им. И. И. Шмальгаузена НАН Украины, г. Киев

РОЛЬ ГИДРОБИОНТОВ В ОНКОЭКОЛОГИЧЕСКОМ МОНИТОРИНГЕ

Основная задача онкоэкологии была определена около 20 лет тому назад: установление взаимосвязи между условиями образования и присутствия в биосфере онкогенных факторов и их воздействием на целостные экологические системы, включающие биоценозы и организм человека [2]. Доказано, что большинство онкогенных факторов образуется и/или циркулирует в природе: это химические соединения, вирусы, зоопаразиты, различные виды лучевой энергии и пр. По данным Международного агентства по изучению рака (МАИР) около 85% случаев новообразований у человека прямо или опосредовано связано с воздействием факторов окружающей среды.

Для онкоэкологических исследований гидросферы многие авторы в качестве модельных объектов предлагают использовать моллюсков, амфибий и рыб. Это связано с тем, что среди онкогенов ведущую роль играют химические вещества, к которым эти гидробионты чрезвычайно чувствительны. Канцерогены находятся в водоемах обычно в небольших количествах и действуют комплексно. Кроме того, в воде могут находиться и неканцерогенные модификаторы, которые подавляют процессы репарации ДНК и способствуют метаболической активации проканцерогенных соединений или же служат опухолевыми промоторами.

Кроме опухолеродного, эти соединения способны оказывать стимулирующее или ингибирующее влияние, ведут к изменению наследственной основы, т. е. являются трансформаторами. В зависимости от ряда условий химические канцерогены могут вызывать мутагенез, тератогенез, аллергические реакции, стимуляцию или подавление роста, токсикоз, нарушения эмбриогенеза, тканевой дифференцировки, иммунологических систем и другие биологические воздействия. Все эти явления в полной мере могут быть прослежены на рыбах, моллюсках и амфибиях.

Важно то, что общие закономерности и механизмы развития, например, токсикоза у рыб и других позвоночных, принципиально похожи, а иногда и идентичны. В частности, установлено отсутствие адаптации к токсикантам у рыб, как и других позвоночных. Имеющее же место повышение токсикорезистентности при контакте с малыми дозами ядов носит временный характер и рассматривается в качестве фазы адаптации в трехкомпонентном адаптационном синдроме Г. Селье, сменяющейся фазой истощения и гибели [5].

Удобным тест-объектом являются аквариумные рыбы. Опухоли у них развиваются из всех тканей и наблюдаются почти во всех органах. Большинство новообразований у них по клинике и морфологии аналогичны таковым у высших позвоночных и человека. Так, отмечено явление интерсексуальности при хромофобных аденомах гипофиза и акромегалия при эозинофильной аденоме этого органа, подобно тому, как это наблюдается у человека при развитии опухолей гипофиза. Морфологическое сходство имеют опухоль почки рыб и гипернефрома человека.

Довольно вредоносен в практике форелеводства афлатоксикоз, вызывающий опухоль печени — гепатому: экспериментально доказано, что наличие даже 1 мг афлатоксина в 1 тонне корма ведет к формированию опухолей через 20 мес. Разработана простая диагностика кормов на наличие афлатоксинов с помощью гуппи, дающая результаты в течение суток [6].

Целесообразно обследование рыб, используемых человеком в пищу, в связи с тем, что они способны аккумулировать химические загрязнения, в т. ч. и канцерогены. Ж. Б. Левинтон и др. [4] не рекомендуют использовать в питании людей осетров, кильки каспийской, шук и сазанов из Волго-Каспийского бассейна (а, возможно, и других гидробионтов данного района) вследствие загрязнения их хлорорганическими пестицидами, нитратами, тяжелыми металлами. Кумуляция опухолеродных соединений рыбой может вести к усилению заболеваемости населения, как это имеет место в Северной Америке, в пунктах, где рыбы часто поражаются опухолями и где водоемы подвергаются сильному антропогенному воздействию [1]. Рыба, накапливая токсиканты, сама уже является загрязнителем водной среды и представляет опасность для человека [3].

Бионакопителями химических соединений являются и моллюски, особенно фильтраторы. Почти полвека назад были опубликованы результаты изучения устриц из загрязненной гавани и с парижских рынков, в тканях которых обнаружены полициклические ароматические углеводороды (ПАУ). Накопление в тканях моллюсков и рыб ПАУ связывают с низкой способностью неспецифических оксидаз метаболизировать канцерогены [2].

Используется, хотя и ограничено, тритоновый гиперпластический тест для экспресс-методики отбора на канцерогенность ПАУ, нитрозаминов, других веществ. Амфибии — группа более сложная для онкологических исследований, но и более интересная, т. к. они обладают способностью к регенерации. Нет единого мнения о том, являются ли процессы опухолеобразования и регенерации антагонистическими или же просто двумя различными процессами: не идентичными, но и не антагонистическими.

Таким образом, представители трех указанных групп гидробионтов отвечают требованиям, предъявляемым к тест-организмам: высокой чувствительностью, специфичностью и быстротой отклика, простотой содержания в лабораторных условиях, адекватностью применения систем относительно реальных условий среды и др. Они также могут служить индикаторами и мониторинжными онкоэкологичными объектами.

ЛИТЕРАТУРА

1. Богданова Е. А. Распространение опухолей у морских и пресноводных рыб в условиях загрязненности гидросферы // Вторая Всесоюз. конф. по рыбохоз. токсикологии. Тез. докл. — Санкт-Петербург, 1991. — Т.1. — С. 51-52.
2. Быкорез Л. А. (ред.) Экология и рак. — Киев: Наук. думка. — 1985. — 225 с.
3. Евтушенко Н. Ю., Линник П. Н., Сытник Ю. М., Осадчая Н. Н. Некоторые аспекты нормирования концентрации тяжелых металлов в водоемах, подверженных антропогенному влиянию // Вторая Всесоюзная конф. по рыбохозяйственной токсикологии. Тез. докл. — Санкт-Петербург, 1991. — Т.1. — С. 182-184.
4. Левинтон Ж. Б., Роговая А. Б., Гулич М. П., и др. Влияние кризисной токсикологической обстановки Волго-Каспийского бассейна на состояние гидробионтов // Вторая Всесоюзная конф. по рыбохозяйственной токсикологии. Тез. докл. — Санкт-Петербург, 1991. — Т.1. — С. 333-334.
5. Лукьяненко В. И. 100-летие рыбохозяйственной токсикологии: итоги и перспективы // Там же. — Т.2. — С. 11-16.
6. Методическое указание по диагностике алиментарных токсикозов у рыб / Минсельхозпрод России, № 13-4-2/1755 от 7.10.1999 г. — 12 с.

УДК 547.92:595.3

Р.П. Кандюк

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

СТЕРИНЫ НЕКОТОРЫХ РАКООБРАЗНЫХ И ПЕРСПЕКТИВЫ ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

В связи с проблемой освоения и использования природных богатств морей и океанов, а также создания управляемых морских хозяйств, наибольший интерес из многообразного типа членистоногих *Anthropoda* представляют некоторые виды класса ракообразных как потенциальный источник провитаминов D_3 и пища для многих ценных пород рыб. Исследовались низшие и высшие ракообразные. Планктон является наиболее важным звеном в системе трофических связей в море. Отдельные его виды служат кормом многим планктоноядным рыбам. Поэтому представляет интерес изучение провитаминовой ценности кормовых организмов, а также исследование наиболее целесообразных периодов вылова отдельных видов.

На основании изучения количественного распределения провитаминов D₃ и холестерина в отдельных массовых формах морского зоопланктона было установлено, что стеринны у них, за некоторым исключением, представлены преимущественно холестерином, количество которого в 5-48 раз (например, у *Limnocalanus grimaldii* из Каспийского моря) превышает количество провитаминов D₃ [3]. Это дало основание высказать предположение, что холестерин, содержащийся в значительном количестве в отдельных видах зоопланктона, является основным промежуточным соединением, из которого происходит синтез 7-дегидрохолестерина в теле крупных донных беспозвоночных, питающихся планктоном.

Изучение стериннов планктона позволило установить, что такие наиболее массовые формы Copepoda (отряд Calanoidea) северо — западной части Черного моря, как *Acartia clausi* и *Pseudocalanus elongatus*, заметно отличаются одна от другой [1]. Так, в неомыляемой фракции *Ac. clausi* провитаминов D₃ и холестерина было обнаружено почти в 4 раза больше, чем у *Ps. elongatus*, хотя процентное содержание самой неомыляемой фракции в пробе *Ac. clausi* значительно меньше, чем у *Ps. elongatus*. Без сомнения, у последнего, кроме стериннов, должны присутствовать каротиноиды, гормоны, желчные кислоты и другие активные вещества. Несмотря на значительные различия между *Ac. clausi* и *Ps. elongatus* в абсолютном содержании стериннов — провитаминов D₃ и холестерина — для обоих видов Copepoda сохраняются обнаруженные ранее соотношения между провитаминами D₃ и холестерином, которые выражаются величинами 1:7 — 1:8.

Исследованиями зарубежных ученых [8] также установлено, что в средиземноморском планктоне, на 80-98% состоящем из Copepoda, преобладающим является холестерин. Лишь у *P. mediterranea* из отряда Calanoidea количественное содержание провитаминов D₃ приближается к холестерину (летом 1,28% и 3,00%, осенью 2,38% и 3,37% соответственно), а отношение холестерина к провитаминам D₃ — немногим более 1. Как известно, в отличие от других Copepoda, *P. mediterranea* обитает на границе гидросферы и атмосферы в слое гипонейстона и, по-видимому, для нее характерны другие механизмы участия в обменных процессах этих БАВ [3].

Усоногий рачок *Balanus nubilus* содержит десмостерин и холестерин, но не синтезирует сквален или стеринны из ацетата или мевалоната [10]. Из отряда десятиногих раков Decapoda широко распространена в морях и океанах креветка; она издавна добывается в больших количествах и известна под разными местными названиями. Мясо креветок отличается большой питательностью и применяется для изготовления различных деликатесов в консервированном виде, а также в свежем или сушеном для откорма птицы, свиней и других сельскохозяйственных животных. Кроме того, креветку перерабатывают на кормовую муку, которая, как показала практика, при добавлении в кормовой рацион повышает яйценоскость кур, молочность скота, количество жира у свиней, и шерсти у овец [4].

Как было сказано выше, креветка широко распространена в морях, однако улов ее в последние годы значительно сократился и не может удовлетворить нужды народного хозяйства. Поэтому искусственное разведение креветок представляет большой практический интерес. В Черном море обитает три вида креветок: травяная креветка *Palaemon adspersus*, каменная креветка *P. elegans* и шримс обыкновенный *Crangon crangon*. Размеры их разнообразны, максимально достигают 50 — 80 мм. Нами, совместно с сотрудниками Института биохимии НАНУ Украины исследовано содержание стериннов у травяной креветки *P. adspersus* [5]. Обнаружены 7-дегидрохолестерин, десмостерин, холестерин, вещество с RF 0,4 и вещество с RF 0,69. Перспективным видом для искусственного разведения является также японская креветка *P. japonicus*, достигающая товарных размеров за сравнительно короткие сроки. Каназава и др. [9] исследовали содержание холестерина и липидов в тканях этого вида креветки на разных стадиях линьки. Наибольшее количество холестерина обнаружено в тканях глазного стебелька. Высоким оказалось содержание холестерина и в гиподерме. В процессе линьки содержание холестерина варьирует и имеет максимальное значение между линьками.

Ближе всего к креветкам в филогенетическом отношении стоит массовый вид планктона — черноглазка *Euphausia superba* Dana, которая является основным и почти единственным объектом питания усатых китов, а также служит пищей другим животным Антарктики [7]. По биологии черноглазки накоплен большой материал, тогда как о биохимическом составе данные ограничены. У черноглазок так же, как и у креветок, преобладает холестерин, однако относительное его содержание у черноглазок вдвое меньше, а содержание провитаминов D₃ даже больше [2]. Содержит она также и десмостерин [6].

Таким образом, проведенные нами исследования и литературные данные свидетельствуют о значительном количестве провитаминов D₃ и холестерина у ракообразных различных подклассов и отрядов, некоторые из которых, в основном креветки, могут служить объектами мариккультуры, (а низшие — пищей для многих животных в условиях мариккультуры), а также источником БАВ для получения лечебно-профилактических препаратов широкого профиля.

ЛИТЕРАТУРА

1. Виноградова З.А. Динамика биохимического состава и калорийности планктона Черного моря в сезонном и географическом аспектах // Наукові записки Одеської біологічної станції. — 1960. — Вып. 2. — С. 3-34.
2. Виноградова З.А., Вендт В.П. Провитамины Д и стерины некоторых беспозвоночных Черного моря // Витамины. — 1959. — Вып. 4. — С. 106-113.
3. Виноградова З.А., Кандюк Р.П. Биохимический состав антарктического планктона // Биохимия морских организмов. — Киев: — Наук. думка, 1967. — С. 11-12.
4. Зикеев Б.В. Переработка водного нерыбного сырья. — М.: Пищепромиздат, 1950. — 314 с.
5. Паламарчук В.И., Кандюк Р.П., Коваль В.Г., Трикаш И.А. Стериновый состав креветок *Palaemon adspersus* // Укр. биохим. журн. — 1978. — №1. — С.60-63.
6. Паламарчук В.И., Климашевский В.М., Вендт В.П. Раздельное определение фтораналогов десмостерина, холестерина, 7-дегидрохолестерина при помощи тонкослойной и газо-жидкостной хроматографии // Прикладная биохимия и микробиология. — 1975. — Т.11, вып.3. — С. 469-470.
7. Сальников Н.Е // Тр. НИИ рыбного хозяйства и океанографии. — 1953. — Т. 25. — С. 54.
8. Gastaud J.M. Biochemistry of plancton elements. Investigation of unsaponifiable lipids and sterol fractions // Rapp. et proc. — verb reün.Cornunis. internat. explorat. Scient. Mear.mediterr. — 1961. —Vol.16, № 2. — P. 251-254.
9. Kanazawa A. et al. The variations of lipids and cholesterol contents in the tissues of prawn *Penaeus japonicus* during the molting cycle // Bull.Jap.Sci.Fish. — 1976. —Vol 42, N9. — P.1003-1007.
10. Whiney J.O'Connel Absens of sterol synthesis in larvae of the mud crab *Rhithropanopeus harrisi* and of the spider crab *Libinia emarginata* // Mar.Biol. — 1969. — Vol. 3. — P.134-135.

УДК [594. 1]

Г.Є. Киричук, А.А. Ленартович

Житомирський державний педагогічний університет імені Івана Франка, м. Житомир

ОСОБЛИВОСТІ ЛОКОМОЦІ ВІЙОК МИГОТЛИВОГО ЕПІТЕЛІЮ У ПРІСНОВОДНИХ МОЛЮСКІВ

Мінімальна концентрація СМЗ “Ока” (0,8 мг/л) викликає в *Rivicoliana rivicola* початкові стани отруєння (фаза стимуляції), на яких молюск мобілізує свої захисно-приспосувальні особливості, що дає можливість йому знизити шкідливу дію токсиканта. Так, у особин із “зябровою вагітністю” при дії концентрації локомоція війок подовжується на 14,13%, а у латентних особин — на 14,92% (табл. 1). Порівнюючи роботу війок особин з “зябровою вагітністю” і латентних особин, слід відмітити, що в останніх тривалість роботи війок зябрового миготливого епітелію зростає на 98,6% у порівнянні з особинами, що містять ембріони. У молюсків з одним ембріоном у марсупіальній сумці тривалість роботи війок зростає на 26,76% проти норми. У тварин двох останніх груп (з 2 та 3 ембріонами) значення цих показників падають до 14,89 та 13,76% відповідно. Однак у особин з 4 ембріонами спостерігається зростання активності війок до 28,14%. При підвищенні концентрації токсиканту до 8 мг/л відбувається сповільнення активності війок на 46,53%. Однак у порівнянні з контрольними особинами значення цього показника наближається до рівня контролю або дещо вище за нього. СМЗ “Ока” в концентрації 80 мг/л діє пригнічуючи на *Rivicoliana rivicola* (фаза депресії), про що свідчить скорочення тривалості роботи війок зябрового епітелію у віх досліджуваних нами груп тварин від 1,74 до 2,81 рази. Локомоція війок у особин із “зябровою вагітністю” пригнічується у 1,25 рази у порівнянні із латентними особинами. Так, у латентних особин першої розмірної групи тривалість життєдіяльності війок скоротилася тільки на 37. 70% (в порівнянні з контролем), в той час як у особин 2 розмірної групи в 2,3 рази. У молюсків з 1 та з 4-ма ембріонами спостерігається пригнічення активності війок відповідно в 1,4 та 1,7 рази, тоді як у особин із 2-ма та 3-ма ембріонами — в 2,19 та 2,78 рази відповідно.

У особин з “зябровою вагітністю” при концентрації детергента 80 мг/л тривалість життєдіяльності війок зменшилася в 2,05 рази (у порівнянні з контролем), тоді як у особин, які піддалися дії токсиканта концентраціями 8 та 0,8 мг/л у 1,2 та 1,1 рази відповідно. В роботі війок миготливого епітелію у латентних особин простежуються такі зміни: при концентрації 0,8 мг/л йде стимуляція роботи війок в 1, 13 рази, тоді як при 8 та 80 мг/л спостерігається пригнічення локомоції війок в 1,18 та 1,64 рази.

Розчини аміаку (0,4 мг/л) стимулюють обмінні процеси, які перебігають у організмі *Rivicoliana rivicola*. Так, у особин із зябровою вагітністю тривалість роботи переживаючих клітин зябрового епітелію зростає у особин із зябровою вагітністю на 23,34%, у латентних — на 14,4%. Порівняння вагітних особин контрольної та дослідної груп, показало, що вагітність спричиняє до зменшення часу локомоції війок. Відмічено тенденцію скорочення тривалості локомоції із збільшенням числа ембріонів. Розчин аміаку концентрацією 4 мг/л дещо пригнічує функціональну активність зябрового епітелію у майже всіх

досліджених груп тварин. Однак, у особин з 1 ембріоном спостерігається незначне прискорення локомоції війок (на 4,14%). Слід відмітити, що вже у особин з 2 ембріонами тривалість рухової активності зябрового миготливого епітелію скорочується майже на 19%, з 3 ембріонами — на 17,3%, з 4 ембріонами — 13,6%. Аналіз симптомокомплексу отруєння *Rivicoliana rivicola* розчином аміаку концентрацією 40 мг/л та оцінка ступеня ушкодження тварин свідчить про те, що у них при цій концентрації токсиканту розвивається патологічний процес, зумовлений отруєнням. Ця концентрація відповідає стадії (фазі) депресії [2]. Так, локомоція війок у особин із зябровою вагітністю при цій концентрації зменшується в 1,73 рази, а у латентних особин у 1. 8 рази. У розчинах аміаку концентрацією 80 мг/л час переживання війок миготливого епітелію коливається від 0,75 до 1,72 год. У піддослідних тварин, що належать до всіх, без виключення, досліджених нами груп, спостерігається статистично ймовірне (P більше 99,99%) прогресуюче скорочення часу функціонування *in vitro* війок зябрового миготливого епітелію.

При вивченні впливу різних концентрацій хлориду амонію на роботу війок каймистого епітелію зябрового апарату встановлено, що при концентрації 15 мг/л у особин з зябровою вагітністю локомоція війок зростає в 2,09, а у латентних — в 2,37 рази. Дія розчину цього токсиканту концентрацією 1,5 мг/л в деякій мірі пригнічує активність зябрового епітелію майже у всіх досліджених груп молюсків. При отруєнні розчином хлориду амонію концентрацією 0,15 мг/л у вагітних особин тривалість локомоції переживаючи клітин зябрового миготливого епітелію знаходиться на рівні контролю, в той час, як у латентних на 5,99% знижується. Однак, статистично достовірних відмінностей у даному випадку не виявлено.

Зменшення тривалості рухової активності війок зябрового миготливого епітелію у *Rivicoliana rivicola*, на нашу думку, пов'язане із зниженням в них інтенсивності обмінних процесів під впливом токсиканту, котре проходить шляхом часткового або повного перемикаання аеробного дихання на анаеробне [1]. Відомо, що останнє є одним з найбільш важливих біохімічних пристосувань гідробіонтів до токсичного середовища. Воно дає їм можливість деякий час зберігати життєдіяльність у несприятливих умовах середовища і дозволяє, крім того, здійснювати детоксикацію отруйних речовин.

ЛІТЕРАТУРА

1. Биргер Т. И. Метаболизм водных беспозвоночных в токсической бреде. — К. : Наук. думка, 1979. —191 с.
2. Веселов Е. А. Основне фазы действия токсических веществ на организмы // Тез. докл. Все союз. науч. конф. по вопр. водной токсикологии. — М. : Наука, 1968. — С. 16.

УДК 594. 1

Г.Є. Киричук, І.О. Першко

Житомирський державний педагогічний університет імені Івана Франка, м. Житомир

ОСОБЛИВОСТІ КУМУЛЯЦІЇ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ОРГАНІЗМІ ПРІСНОВОДНИХ МОЛЮСКІВ

В останні роки констатується різке зростання антропогенного впливу на водні екосистеми. Важкі метали (ВМ) поряд з іншими токсичними речовинами є одними з основних компонентів антропогенного забруднення середовища [1]. Вони являють собою надзвичайну небезпеку, бо навіть, в порівняно незначних концентраціях можуть проявляти токсичний вплив на водні організми. Поряд з прямою токсичною дією важкі метали викликають небезпечні біологічні наслідки (наприклад, мутації). Метою нашого дослідження було з'ясувати вміст міді, цинку, свинцю та кадмію в різних органах черевонігих моллюсків.

Матеріал та методи дослідження

Об'єктом дослідження були 60 екз. витушки пурпурної (*Planorbarius purpura*) з середнім діаметром черепашки $23. 86 \pm 2. 55$ мм. Збір матеріалу проводився у вересні-листопаді 2000 р. на р. Тетерів (Житомир) і в ставку с. Лизник Володарсько-Волинського р-ну.

Для визначення ВМ у гідробіонтів брали: гепатопанкреас, черепашку, мантію, ногу і гемолімфу (по 0,5-2 г). Проби фіксували 96 %-ним етиловим спиртом і через 6-12 год випарювали, а потім доводили їх до сухого стану у сушильній шафі при температурі 105⁰ С. Проби спалювали методом мокрого озонення (по К'ельдалю) в суміші трьох кислот (сульфатної, хлоридної, нітратної) у співвідношенні 1:2:8. Кількісне визначення іонів важких металів проводили за допомогою атомно-адсорбційного

спектрофотометра С-115 М [2]. Всього виконано 1200 аналізів. Цифрові дані оброблено методами варіаційної статистики.

Результати та їх обговорення

Потрапивши в організм молоска, ВМ не однаково акумулюються в різних органах і тканинах *Planorbium purpura*, про що свідчать абсолютні величини їх накопичення. Мідь і кадмій переважно акумулюються в мантиї, нозі і гепатопанкреасі. Свинець у особин річкової популяції накопичується так: гепатопанкреас > гемолімфа > мантия (рис. 1 а,б), а у особин ставкової популяції: гепатопанкреас > мантия > нога (рис. 1в,г).

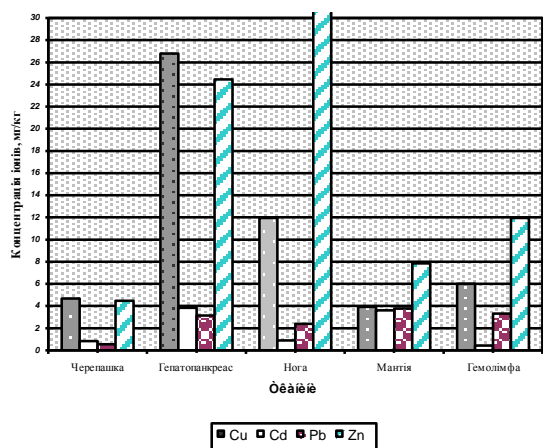


Рис. 1а. Акумуляція іонів важких металів інвазованими особинами *Planorbarius purpura* (р. Тетерів) (n = 15)

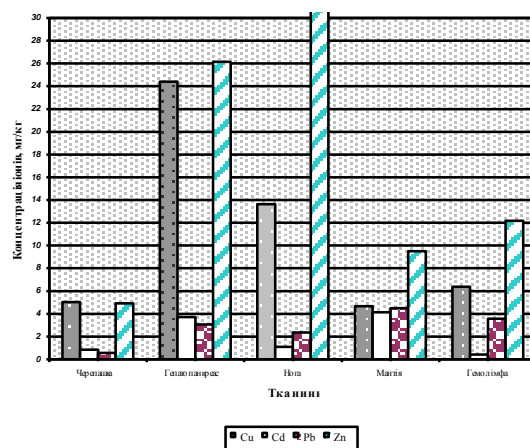


Рис. 1б Акумуляція іонів важких металів неінвазованими особинами *Planorbarius purpura* (р. Тетерів) (n = 15)

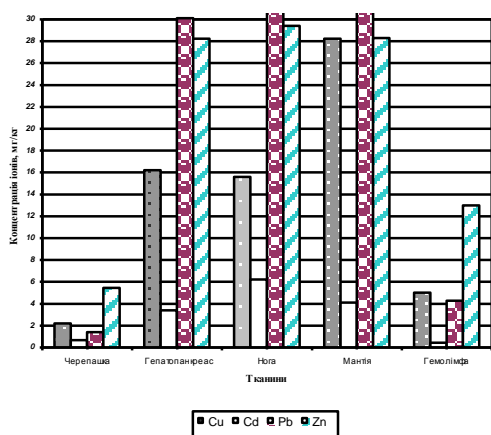


Рис. 2б. Акумуляція іонів важких металів неінвазованими особинами *Planorbarius purpura* (ставок) (n = 15)

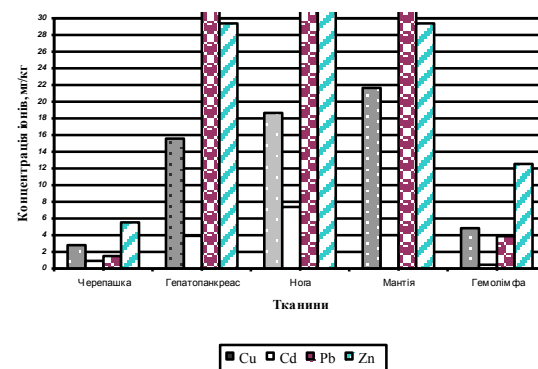


Рис. 1в Акумуляція іонів важких металів інвазованими особинами *Planorbarius purpura* (ставок) (n = 15)

Зазначимо, що цинк у особин річкової популяції характеризується найбільшим абсолютним вмістом в нозі та гепатопанкреасі, а у особин ставкової популяції — в нозі, мантиї та гепатопанкреасі. При цьому відмінності в рівні концентрації одного і того ж металу в різних органах і тканинах нерідко досить великі. Так, вміст цинку в гепатопанкреасі та нозі в 5-9 разів перевищує такий у гемолімфі (для особин річкової популяції). Для міді, кадмію, свинцю (річкова популяція) цей показник становить відповідно 6-7, 4-8, 26-33 рази. Встановлено, що характер депонування деяких ВМ в організмі як річкових, так і ставкових молосків неалеовий. Якщо цинк у особин обох популяцій переважно акумулюється в нозі і гепатопанкреасі, то решта ВМ характеризується різною кількістю домінування в організмі витушок, добутих із різних за особливостями гідрологічного та гідрохімічного режимів біотопів. Так, мідь у річкових особин зосереджена головним чином в гепатопанкреасі, нозі, гемолімфі; у ставкових же молосків — в мантиї, нозі, гепатопанкреасі. Свинець у перших з них переважає в мантиї і гемолімфі, у других — в нозі. Аналіз вибірковості в накопиченні ВМ різними органами і тканинами свідчить про те,

ФІЗІОЛОГІЯ, БІОХІМІЯ І БІОФІЗИКА ВОДНИХ ТВАРИН

що у більшості досліджуваних тварин у найбільших кількостях депонується цинк, найменшими є накопичення свинцю і кадмію (річкова популяція), міді і кадмію (ставкова популяція), проміжне положення займає накопичення міді у перших, і свинцю — у других. Домінування цинку серед інших мікроелементів у всіх досліджуваних молюсків імовірно пов'язане з його фізіологічною роллю в обмінних процесах. Ступінь накопичення ВМ органами і тканинами гідробіонтів залежить від рівня вмісту їх в навколишньому середовищі. В біотопах, заселених дослідженими нами молюсками, концентрація (мг/л) ВМ була такою:

	Cu	Cd	Pb	Zn
Р. Тетерів	0.0026	0.019	0.00038	0.0011
Ставок	0.012	0.015	0.002	0.016

Виявилось, що характер співвідношення рівня накопичення усіх ВМ в черепашці однаковий як для вільних від інвазії витушок, так і для інвазованих особин (статистично вірогідна відмінність відсутня). За значеннями коефіцієнтів накопичення (КН) ВМ в черепашці для річкової і ставкової популяцій отримано відповідно такі ряди: $Zn > Cu > Pb > Cd$; $Pb > Zn > Cu > Cd$. Отже, відмінності між особинами цих двох популяцій в рівні накопичення ВМ черепашкою молюсків стосуються двох з них — свинцю та цинку. Перший з них переважає серед інших ВМ у ставкових молюсків, другий — у річкових, що пов'язане з особливостями гідрохімічного режиму місць проживання витушок, а також особливостями акумулювання їх черепашкою ВМ. Подібна ситуація спостерігається при аналізі КН цих речовин у річкової і ставкової популяцій для гепатопанкреаса, ноги і гемолімфи. Що ж стосується мантиї, то при наявності і відсутності трематодної інвазії КН їх дозволяють побудувати такі ряди: $Pb > Zn > Cu > Cd$; $Pb > Cu > Zn > Cd$. Отже, в обох біотопах молюски приблизно в однаковій кількості накопичують цинк і свинець, в найменшій — кадмій, мідь займає в цьому відношенні проміжне положення. За значеннями КН цих політантів для різних органів і тканин річкової і ставкової молюски істотно відрізняються між собою: у перших з них вони в 2-7 раз більші, ніж у других. Для цинку, свинцю і кадмію найбільші значення КН відмічені для ноги і мантиї — як у річкових так і у ставкових молюсків. Найменші КН за цими же металами виявлені для черепашки і гемолімфи. КН міді утворюють такий ряд: гепатопанкреас > нога > гемолімфа > мантия. Рівень накопичення ВМ в органах і тканинах безхребетних залежить від рівня концентрації їх у воді і від вмісту в донних відкладах. Показники (мг/кг) останнього для охоплених дослідженням територій становили:

	Cu	Cd	Pb	Zn
р. Тетерів	0.035	0.021	0.177	1.56
ставок	0.58	0.21	0.12	4.23

Нами обчислено коефіцієнти донної біологічної акумуляції (КДБА) окремих металів у витушок, добутих на різних станціях збору. Донні відклади стоячих водойм акумулюють ВМ інтенсивніше, ніж такі ж із водойм проточних, тому значення КДБА ставкових молюсків для міді і кадмію менше відповідно в 15-30 та в 5-8 разів, ніж річкових. КДБА по цинку майже однакові для всіх органів і тканин у всіх досліджуваних тварин. Щодо ж КДБА по свинцю, то їх значення для ноги, мантиї і гепатопанкреаса у 16-20 разів більші у ставкових особин, ніж у особин річкових.

ЛІТЕРАТУРА

1. Мур Дж. В., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. — М.: Мир, 1987. — 288 с.
2. Методические рекомендации по определению форм миграции ионов металлов в природных водах. - К.: Наук. думка, 1980. - 50 с.

УДК 546.41: (574,64: 597,551.2)

В.Ф. Коваленко, Л.С. Кіпніс, О.В. Миролюбова

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ВПЛИВ КАЛЬЦІУ НА СТІЙКІСТЬ ОРГАНІЗМУ РИБ ДО ДІЇ ТОКСИЧНИХ РЕЧОВИН У ВОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ

Відомо, що дія багатьох токсикантів на гідробіонтів зменшується в більш жорсткій воді, яка містить підвищені концентрації іонів кальцію. Така залежність пояснюється дослідниками з різних позицій. На думку одних [6, 7], внаслідок активного комплексоутворення токсичних речовин зі сполуками кальцію, знижується їх розчинність, а це перешкоджає їх проникненню в організм гідробіонтів. Інші автори [4,5] підкреслюють, що кальцій сам може суттєво змінювати проникність клітинних мембран для різних речовин, в тому числі і токсичних. Принципово інше пояснення ролі кальцію в підвищенні токсикорезистентності організму водних тварин пов'язано з можливим впливом на внутрішньоклітинні

біоенергетичні процеси, які впливають на адаптацію гідробіонтів до несприятливих дій факторів водного середовища.

З метою встановлення ролі кальцію в метаболічних механізмах підвищення резистентності організму риб до дії важких металів (мідь — 0,1 мг/л; цинк — 1,0 мг/л) і амонію (15 мгN/л) було поставлено низку дослідів з вимірюванням інтенсивності поглинання кисню, швидкості виведення вуглекислого газу і екскреції аміаку та розрахунком дихального і амонійного коефіцієнтів. Досліди проводились з різним рівнем кальцію в воді (60 і 150 мг/л) при сталій температурі 20°C і з тривалістю 20-25 діб.

Аналіз отриманих даних в умовах з концентрацією Ca^{2+} у воді 60 мг/л показав, що піддослідні риби (цьогорічки коропа) зазнавали токсичної дії. Це виражалось зниженням інтенсивності поглинання O_2 в середньому на 22% і підвищенням швидкості виведення CO_2 в середньому на 15% порівняно з контрольними значеннями. При цьому у тварин дослідної групи значно збільшувалась величина дихального коефіцієнту — з 0,8 до 1,5, що пов'язано зі зміною напрямку окисних процесів в їх організмі у бік вуглецевого типу і з підключенням анаеробного шляху енергозабезпечення. Як правило, ці характерні зміни метаболічних процесів у гідробіонтів відповідають впливу несприятливих факторів водного середовища і являється відповідною реакцією їх організму, яка спрямована на зниження токсичної дії. При цьому у дослідних риб спостерігається вірогідне збільшення швидкості екскреції аміаку в середньому в 1,5 рази, порівняно з контрольними даними, і внаслідок цього зростало значення амонійного коефіцієнту: у випадку з цинком — на 58,14% і при наявності міді у воді — на 76,74%. Отже, сублетальні концентрації важких металів у водному середовищі викликали у цьогорічок коропа інтенсифікацію витрат білку як окислювального субстрату, що є небажаним процесом для організму, які в кінцевому рахунку призводять до його виснаження.

Аналогічно змінювались показники газообміну у піддослідних риб при 60 мг Ca^{2+} /л і наявності амонію у воді. Інтенсивність поглинання O_2 вірогідно знижувалась на 21,98%, швидкість виведення CO_2 збільшувалась на 7,06%, а значення дихального коефіцієнту — в 1,5 рази і перевищувало одиницю. Однак в цих умовах у цьогорічок коропа помітно скорочувалась екскреція аміаку — майже у 2 рази, що призводило до зменшення значення амонійного коефіцієнту на 34,07%, порівняно з контролем. Організм риб має труднощі з виведенням аміаку, що накопичується в тканинах і плазмі крові та викликає наростаючу інтоксикацію.

При підвищенні концентрації кальцію у водному середовищі до 150 мг/л в умовах наявності міді (0,1 мг/л) і цинку (1,0 мг/л) зареєстровано зменшення ступеня змін величини показників газообміну і екскреції аміаку у піддослідних риб. Так, інтенсивність поглинання O_2 зменшувалась у середньому на 5-6%, а швидкість виведення CO_2 підвищувалась на 3-4%. В даному випадку відхилення від контрольних значень мали невірогідний характер. Значення дихального коефіцієнту у цьогорічок коропа в цих умовах складало 0,85-0,91 (контроль — 0,80) і знаходилось в межах фізіологічної норми. Швидкість екскреції аміаку у риб при підвищенні рівню кальцію у воді мала тенденцію до нормалізації. Однак якщо при сублетальній концентрації цинку вона фактично не відрізнялась від контрольних значень, то при наявності міді у воді цей показник перевищував контроль на 19,92%, а величина амонійного коефіцієнту — на 32,56%. Ще більший відновлювальний ефект прослідковувався при збільшенні концентрації кальцію у воді в присутності підвищеної концентрації амонію. В цих умовах показники газообміну і азотистого обміну у піддослідних риб були близькі до контрольних значень. Це свідчить про те, що характер і направленість метаболічних процесів у коропа нормалізувались, зникало інгібування виведення аміаку з організму. Отже, концентрація амонію 15 мгN/л в умовах підвищеної концентрації кальцію у воді не викликала помітного токсичного впливу на цьогорічок коропа.

На підставі вищезазначеного можна зробити висновок про те, що збільшення концентрації кальцію у воді до 150 мг/л підвищує стійкість організму піддослідних риб до токсичної дії сублетальних концентрацій амонію і важких металів. Відносно механізмів впливу кальцію на зниження токсичності цих речовин, то не виключаючи хімічного фактору — можливого активного комплексоутворення і зниження концентрацій розчинних токсичних речовин у воді, припускається і біологічний фактор. В цьому аспекті заслуговує уваги функція іонів кальцію в регуляції проникності кліткових мембран — його високий вміст в водному середовищі блокує надходження катіонів через зяброві мембрани у риб [9]. Це підтверджується даними [8] про те, що підвищення концентрації кальцію у воді викликає зниження швидкості акумуляції важких металів тканинами форелі.

Одним із пояснень ролі кальцію в підвищенні токсикорезистентності організму риб до амонію може служити його здатність активувати фермент глутамінсинтетазу [2,3], яка відповідає за синтез глутаміну, а він в свою чергу зв'язує і виводить із організму накопичений в його тканинах аміак. За аналогією можна припустити, що іони кальцію, активують синтез специфічних білків — металотіонеїнів, які здатні утворювати стійкі сполуки з важкими металами, нейтралізуючи їх токсичний вплив на організм риб.

Можна підкреслити, що підвищений рівень кальцію в водному середовищі (до 200 мг/л) при температурі 20°C в тканинах риб активує реакції трикарбованого циклу [1], які стимулюють окислювальні процеси в клітинах. Така дія є антагоністичною по відношенню до впливу деяких токсичних речовин, пригнічуючи поглинання кисню організмом і стимулюючи анаеробні процеси енергозабезпечення у риб.

ЛІТЕРАТУРА

1. Арсан О. М. Роль Са в регуляції процесів гликолізу і трикарбованого циклу в тканинах карпа при різному температурному режимі водної середовища // Гидробиол. журн. — 1986. — Т. 22, № 5. — С. 71-74.
2. Грубинко В. В. Механізм виведення аміаку у карпа, роль в ньому глутамінсинтетази і її властивості: Автореф. дис... канд. біол. наук. 03.00.04/МГПИ — М., 1988. — 17 с.
3. Грубинко В. В., Явоненко А. Ф., Арсан О. М. Механізм зв'язування екзогенного амоніаку у карпа // Докл. АН УРСР Б. — 1990. — № 5. — С. 70-72.
4. Лав Р. М. Хімічна біологія риб. — М.: Пищевая пром-сть, 1976. — 349 с.
5. Левицкий Д. О. Кальцій і біологічні мембрани. — М.: Высш. шк., 1990. — 124 с.
6. Линник П. Н., Набиванец В. И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. — Л.: Гидрометиздат, 1986. — 270 с.
7. Метелев В. В., Канаев А. И., Дзасохова Н. Г. Водная токсикология. — М.: Колос, 1971. — 171 с.
8. Bredtly R. W., Sprague J. B. The influence of pH, water hardness and alkalinity of zink to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) // Can. J. Fish. Sci. — 1985. — № 42. — P. 731-736.
9. Randall D. J., Perry S. F., Heming T. A. Gas transfer and acid-base regulation in salmonids // *Cjvh/Diochem. and Phisiol.* — 1982. — В 73, №1. — P. 93-103.

УДК 591. 524. 12

В.Ф. Коваленко, Н.О. Могилевич, О.В. Миролюбова

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

КІЛЬКІСНЕ СПІВВІДНОШЕННЯ ПРОЦЕСІВ ОБМІНУ РЕЧОВИН — БІОЛОГІЧНИЙ ТЕСТ ФУНКЦІОНАЛЬНОГО СТАНУ ГІДРОБІОНТІВ

Функціональний стан гідробіонтів тісно пов'язаний зі складом і властивостями середовища їх проживання, яке забезпечує нормальний розвиток і функціонування організму як в природних, так і в штучних умовах. Погіршення якості водного середовища викликає негативну дію на життєдіяльність водних організмів, а при незворотності цих процесів призводить до їх загибелі. Тому як біологічний тест необхідно вибрати головні показники життєдіяльності організмів, які в максимальному ступені інтегрують їх спільний функціональний стан. Якщо абсолютні показники обміну речовин свідчать тільки про кількісні параметри протікання цих процесів, то їх співвідношення розкривають якісну характеристику. Для цих цілей можуть бути застосовані співвідношення абсолютних величин пластичного (Р, дж) і функціонального (R, дж) обмінів до спільного показника енергії асимільованої їжі (А, дж) — P/A ; R/A , а також співвідношення пластичного і функціонального обмінів між собою (P/R).

Абсолютні показники пластичного обміну розраховуються по різниці вмісту спільної енергії в тілі піддослідних тварин до початку (P_0 , дж) і після закінчення (P_1 , дж) експерименту — $P_1 - P_0$. Тривалість дослідів повинна складати не менше 20-40 діб. Для підвищення вірогідності результатів в кожному досліді необхідно використовувати не менше 10 організмів. Досліди проводяться одночасно в трьохкратному повторюванні.

Проведення цих дослідів потребує наявності певної матеріально-технічної бази. Для риб нами застосовувалися кліматичні аквакамери, які дозволяли утримувати піддослідних тварин тривалий час без порушень їх основних процесів життєдіяльності [6]. Вони представляли собою ізольовані 100-літрові акваріуми, виготовлені з органічного скла і упорядковані системою автоматичного управління температурним, газовим і світловим режимами, обладнанням фільтрації і біологічного очищення води. Аквакамери мають блоки первинної водопідготовки (дехлорування і відстоювання водопровідної води), а також додатковим пристроєм дозованої годівлі риб [4] з можливістю реєстрації їх харчової активності. При проведенні експериментів з реєстрацією показників газообміну піддослідних риб разом з водою уміщували в респіраційні камери різного типу [1,2].

Вміст загальної енергії у тілі водних тварин визначається за допомогою прямого спалювання в калориметрі або розраховується за даними хімічного складу піддослідних гідробіонтів. Відомо [6], що

при спалюванні 1 г білку виділяється 18,9 кдж енергії, при згорянні 1 г жиру — 39,0 кдж і такої ж кількості вуглеводів — 17,6 кдж енергії. Достатньо вірогідні результати можна отримати за розрахунком рівня загальної енергії по сухій масі піддослідних організмів (висушування проводять при температурі близько 80°C до установаження постійної маси об'єкту). Для проведення розрахунків приймається, що при згорянні 1 г сухої речовини виділяється 20,95 кдж енергії.

Абсолютні показники функціонального обміну розраховуються за середнім значенням поглинання кисню, який множить на оксикалорійний коефіцієнт (для риб він складає 14,08). Респіраційні камери дозволяють не тільки вимірювати інтенсивність поглинання кисню гідробіонтами, однак й визначати швидкість виділення з організму вуглекислого газу і ескрецію аміаку. За допомогою цих показників розраховуються дихальний і амонійний коефіцієнти, які несуть додаткову інформацію про направленість процесів обміну речовин. Вимірювання інтенсивності поглинання кисню повинно проводитися не менше 3-х разів за час експерименту: на початку, в середині і в кінці досліду, з кількістю вимірювань не менше 10, що дозволяє скоротити можливі помилки і отримати вірогідні результати. При аналізі отриманих даних використовують тільки середні результати всіх вимірів інтенсивності поглинання кисню. Значення функціонального обміну розраховують за формулою: $R = K \cdot V_{O_2} \cdot T$, де R — інтенсивність функціонального обміну, кдж; V_{O_2} — середня інтенсивність поглинання кисню при фіксованій температурі водного середовища, мг/г·год; T — тривалість досліду, доба; величина K — дорівнює перемноженню оксикалорійного коефіцієнту на кількість годин експерименту, кдж·год.

Значення асимільованої енергії їжі з достатнім ступенем вірогідності може бути отримане як сума абсолютних показників пластичного і функціонального обмінів ($A = P + R$). Більш вірогідно цей показник розраховується за різницею між енергією використаної їжі і енергією, видаленою з ескрементами [3]. Кількісне співвідношення P/A вказує, яка частина енергії асимільованої їжі використовується на пластичний обмін, на процеси асиміляції і росту біологічної маси. Співвідношення R/A визначає кількість енергії асимільованої їжі, яка використовується на функціональний або енергетичний обмін (рухова активність, робота органів і органел організму тварин). І нарешті, кількісне співвідношення P/R свідчить про те, яка кількість енергії використовується на пластичний обмін відносно величини функціонального обміну і характеризує «економність» життєдіяльності організму.

При застосуванні методу треба виходити з того, що в сприятливих умовах розвитку гідробіонтів значення співвідношення P/A і P/R мають максимальні, а величини R/A мінімальні, однак достатньо стабільні показники. При погіршенні умов в інший бік від сприятливого інтервалу зміни в функціональному стані гідробіонтів добре простежуються за співвідношенням процесів обміну речовин: показники P/A і P/R зменшуються, а R/A збільшується. Відхилення величин досліджених співвідношень від стабільного рівня більше, ніж на 20% вже свідчить про несприятливі умови розвитку організму водних тварин. Збільшення змін кількісних співвідношень процесів обміну речовин можуть призвести до незворотних явищ в життєдіяльності організмів. При наближенні до такого стану у гідробіонтів починається різке зменшення всіх названих коефіцієнту. В цих умовах значення дихального коефіцієнта у гідробіонтів перевищує одиницю. Це свідчить про те, що енергозабезпечення організму частково здійснюється анаеробним шляхом, який потребує інтенсивних витрат накопичених внутрішніх резервів, в першу чергу, глікогену.

ЛІТЕРАТУРА

1. Коваленко В. Ф. К методике определения газообмена у водных животных // Гидробиол. журн. — 1986. — Т. 22, № 4. — С. 102-104.
2. Рыжков Л. П. Установка для измерения интенсивности газообмена у водных животных при токсических исследованиях // Методики биологических исследований по водной токсикологии. — М., 1971. — С. 35-40.
3. Рыжков Л. П. Морфологические закономерности и трансформация вещества и энергии в раннем онтогенезе пресноводных лососевых рыб. — Петрозаводск, 1976. — 290с.
4. Романенко В. Д., Фомовский М. А., Крот Ю. Г., Бабенко Ю. В. Установка для регистрации суточной динамики интенсивности питания рыб // Гидробиол. журн. — 1977. — Т. 23, № 4. — С. 119-121.
5. Романенко В. Д., Крот Ю. Г., Сиренко Л. А., Соломатина В. Д. Биотехнология культивирования гидробионтов. — Киев, 1999. — 264 с.
6. Скадовский Н. С. Экологическая физиология водных организмов. — М. : Советская наука, 1955. — 338 с.

УДК [557. 15. 313 + 597. 554 + 577. 5 + 574. 633]

В. О. Коваль, Б. В. Яковенко

Чернігівський державний педагогічний університет імені Т. Г. Шевченка, м. Чернігів

ГЛЮКОЗО-6-ФОСФАТАЗНА АКТИВНІСТЬ В ПЕЧІНЦІ ТА БІЛИХ М'ЯЗАХ КОРОПА В ПЕРІОД ЗИМОВОГО ГОЛОДУВАННЯ ТА ПІД ВПЛИВОМ ТОКСИКАНТІВ

Зимове голодування — невід'ємна частина життя риб. В цей час риbam необхідно підтримувати рівень глікемії [2], оскільки глюкоза є єдиним енергетичним субстратом для нормальної роботи м'язів і нервової системи. При голодуванні рівень глюкози в крові може бути забезпечений двома процесами: глікогенолізом або глюконеогенезом. Відомо, що запасів глікогену в період зимового голодування в печінці і м'язах риб небагато [3], тому основним процесом, який приводить до синтезу глюкози в цей період — глюконеогенез. Доведено [1], що риби в період зимового голодування більш схильні до впливу токсикантів. Тому метою даної роботи було дослідити вплив токсикантів в цей період на активність глюкозо-6-фосфатази (К. Ф. 3. 1. 3. 9.) в період зимового голодування під впливом токсикантів.

Дослідження проводились в лабораторних умовах на дворічках коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.). Риб витримали в умовах стандартного газового і гідрохімічного режимів. Інтоксикацію моделювали шляхом внесення у водне середовище солей $MnCl_2$, $CuSO_4$, $PbNO_3$, фенолу та буферної суміші $NH_4OH + NH_4Cl$ у концентраціях, що відповідають 2 рибогосподарським ГДК. Період аклімації становив 14 діб. Активність глюкозо-6-фосфатази (Г-6-Ф-ази) за період зимового голодування визначали тричі: на початку голодування — жовтень, у середині — лютий та в кінці — квітень.

Одержані дані показали, що під час зимового голодування коропа активність Г-6-Ф-ази у цитоплазматичній та мітохондріальній фракціях печінки вища у порівнянні з білими м'язами. Крім того, спостерігається зміна активності даного ферменту в обох фракціях досліджених тканин. Так на початку зимівлі активність мітохондріальної Г-6-Ф-ази вища ($p < 0,05$) у порівнянні з цитоплазматичною ($2,55 \pm 0,44$ мкмоль P_i / мг білка хв. проти $1,66 \pm 0,34$ мкмоль P_i / мг білка хв.). У лютому, навпаки, зростає активність Г-6-Ф-ази в цитоплазматичній фракції ($2,19 \pm 0,14$ мкмоль P_i / мг білка хв. проти $1,84 \pm 0,28$ мкмоль P_i / мг білка хв.). Після закінчення зимового голодування активність досліджуваного ферменту в обох фракціях печінки знижується і стає практично однаковою ($0,94 \pm 0,16$ мкмоль P_i / мг білка хв. проти $0,99 \pm 0,14$ мкмоль P_i / мг білка хв.). Отже, швидкість глюконеогенезу в печінці на початку голодування визначається мітохондріальною Г-6-Ф-ази. В середині цього періоду постачання забезпечується переважно цитоплазматичним ферментом. З початком живлення риб швидкість глюконеогенезу в обох фракціях однакова.

В м'язовій тканині як і в печінці інтенсивний глюконеогенез виявлено в середині зимівлі у цитоплазматичній фракції ($0,29 \pm 0,04$ мкмоль P_i / мг білка хв. проти $0,15 \pm 0,03$ мкмоль P_i / мг білка хв.), і тільки в кінці досліджуваного періоду вагомий вклад в процес утворення глюкози вносять мітохондрії м'язів — $0,17 \pm 0,04$ мкмоль P_i / мг білка хв. проти $0,08 \pm 0,02$ мкмоль P_i / мг білка хв. ($p < 0,05$). Одержані дані підтверджують літературні повідомлення про те, що в період голодування у малоактивних риб глюконеогенез в основному відбувається в печінці.

Для дослідження впливу токсикантів на активність Г-6-Ф-ази була використана цитоплазматична фракція печінки. У лютому місяці спостерігається найвища активність ферменту. Виявлено, що використані токсиканти по різному впливають на активність досліджуваного ферменту. Так, Mn^{2+} та NH_3 в різній мірі викликають збільшення активності Г-6-Ф-ази. Найбільша активність ферменту спостерігається в присутності катіонів Mn^{2+} ($2,58 \pm 0,14$ мкмоль P_i / мг білка хв. — дослід, $2,19 \pm 0,14$ мкмоль P_i / білка хв. — контроль, $p < 0,05$). Аміак викликає зростання активності Г-6-Ф-ази меншою мірою ($2,48 \pm 0,13$ мкмоль P_i / мг білка хв., проти $2,19 \pm 0,14$ мкмоль P_i / мг білка хв., $p < 0,05$). Катіони свинцю практично не впливають на активність даного ферменту ($0,98 \pm 0,15$ мкмоль P_i / мг білка хв. проти $0,94 \pm 0,16$ мкмоль P_i / мг білка хв.).

Щодо Cu^{2+} та фенолу в таких концентраціях, які були використані нами, помічена тільки тенденція до зниження активності Г-6-Ф-ази. В присутності Cu^{2+} активність ферменту в контролі становила $1,66 \pm 0,34$ мкмоль P_i / мг білка хв., в досліді — $1,62 \pm 0,23$ мкмоль P_i / мг білка хв. При наявності фенолу — $1,66 \pm 0,34$ мкмоль P_i / мг білка хв. та $1,59 \pm 0,18$ мкмоль P_i / мг білка хв.

Отже, найбільша активність Г-6-Ф-ази в період зимового голодування спостерігається в лютому місяці в цитоплазматичній фракції як печінки так і м'язів, і швидкість глюконеогенезу в цій фракції печінки в 7,5 разів більша.

Суттєвий вплив на активність Г-6-Ф-ази серед таких токсикантів як Mn^{2+} , NH_3 , Pb^{2+} , Cu^{2+} , фенол в кількості 2-х рибогосподарських ГДК здійснюють як Mn^{2+} і NH_3 . Остані сприяють збільшенню активності Г-6-Ф-ази.

ЛІТЕРАТУРА:

1. Лукьяненко В. И. Экологические аспекты ихтиотоксикологии. – Л.:Агропромиздат, 1987. –237 с.
2. Щербина М. А., Мукосеева З. А. Глюконеогенез как один из источников энергетического обеспечения карпа *Cyprinus carpio* L. в период зимнего голодания // Вопр. ихтиологии. — 1978. —Т.18, № 3. — С. 557-561.
3. Шерстнева Т. А. Показатели углеводного обмена у зимующих сеголеток карпа // Изв. Гос. н.-п. ин-та. озерн. и речн. рыбн. х-ва. — 1972. — Т. 81.
4. Moon T. W., Johnston I. A. Starvation and the activities of glucolytic and glyconeogenic enzymes in skeletal muscle and liver of plaice, *Pleuronectes platessa* // J. Comp. Physiol. — 1980. — Vol.136, № 1. — P. 31-38.

УДК[597. 554. 3:591. (481. 1 + 5)]

В.В. Кривопиша, А.О. Жиденко

Чернігівський державний педагогічний університет імені Т. Г. Шевченка, м. Чернігів

СЕЗОННІ ОСОБЛИВОСТІ ФУНКЦІОНАЛЬНОЇ АКТИВНОСТІ НЕРВОВОЇ ТКАНИНИ КОРОПА

В організмі риб як пойкилотермних тварин фізіолого-біохімічний статус залежить від сезонних коливань температури, кількості їжі, кисневого режиму тощо. На будь-який вплив факторів середовища, абіотичних чи антропічних, організм формує реакцію-відповідь у вигляді поведінкових актів, морфологічних, функціональних та біохімічних змін, які спрямовані на підтримку гомеостазу або енантіостазу.

Наші дослідження показують, що сезонна динаміка вільних амінокислот у мозку риб в цілому аналогічна такій в їх м'язах і печінці [2]. В процесі зимового голодування вільні амінокислоти мозку риб, поряд з білками, можуть бути субстратом для енергозабезпечення. Переважне значення для ендогенного живлення організму риб у зимовий період мають такі амінокислоти: гліцин, цистеїн, серин, аспарагінова і глутамінова кислоти (ГЛУ). Деякі з них служать субстратами для глюконеогенезу. Хоча основні реакції глюконеогенезу протікають у печінці, за нашими даними активність ферментів необоротних реакцій глюконеогенезу у мозку в зимові місяці значно вища, ніж восени і навесні. Максимум активності Г-6-ФДГ (пентозофосфатний шунт) також приривжується на зимові місяці, бо відновлені форми NADPH необхідні для синтезу кетонових тіл, додаткового джерела енергії для мозку коропа під час зимового голодування.

Енергетичний стан мозку у пойкилотермних тварин, включно у риб, можна прослідкувати за кількісними показниками вмісту аденілатів, бо у риб підтримання рівня АТР порівняно з ссавцями, стабільніше. Основним процесом, який здійснює ресинтез АТР в мозку риб, є цикл Кребса, метаболітний пул якого збагачується за рахунок дезамінування амінокислот глутаматдегідрогеназним шляхом. Активність NADH-ГДГ-ази зростає до лютого місяця. Нами виявлено високий рівень активності глутамінсинтетази, який повністю забезпечує детоксикацію аміаку у мозку коропа в зимові місяці. Активність NADPH-ГДГ мінімальна у лютому і тільки навесні, коли запаси ендогенних живільних речовин вичерпуються, активність глутамінсинтетази знижується, бо для її функціонування необхідна АТР, а активність NADPH-ГДГ підвищується, що забезпечує детоксикацію аміаку з участю 2-оксоглутарату [1]. Даний адаптивний механізм запобігає розвитку у мозку інтоксикації аміаком, однак не призводить до збільшення вмісту глутамату. Він є найнижчим — $0,12 \pm 0,02$ мкмоль/г сирової тканини (рис. 1), бо глутамінова кислота є вихідним метаболітом реакцій окислювального дезамінування та окислювального декарбоксілювання. Активність ферменту останньої реакції максимальна у квітні, що погоджується з підвищенням концентрації ГАМК у мозку коропа в цей час (рис. 1). Як відомо, ГАМК у тканинах мозку виконує метаболічно-енергетичну функцію, а також є медіатором гальмування. У квітні, коли вичерпуються енергетичні ресурси, при високій глутаматдекарбоксілазній активності і мінімальному вмісті глутамату, найбільш ймовірним є використання ГАМК у енергетичних цілях і як медіатора гальмування.

Отже, у вересні при температурі, яка близька до оптимальної, має місце зміщення метаболізму в бік утворення 2-оксоглутарату (2-ОГЛУ) і глутаміну (рис. 1), що свідчить про участь цих речовин у

забезпеченні енергетичної і детоксичної функцій. З останнім узгоджується загальне спрямування біохімічних процесів: при низькій активності глутаматдекарбоксилази (ГДК) — високу активність виявляють NAD(H)-залежна глутаматдегідрогеназа (ГДГ), глутамінсинтетаза (ГС) і NADP(H)-залежна глутаматдегідрогеназа. Зниження температури води до 4°C в природних умовах призводить до збільшення вмісту ГЛУ і ГАМК та деякого зниження вмісту глутаміну, 2-оксоглутарату (рис. 1).

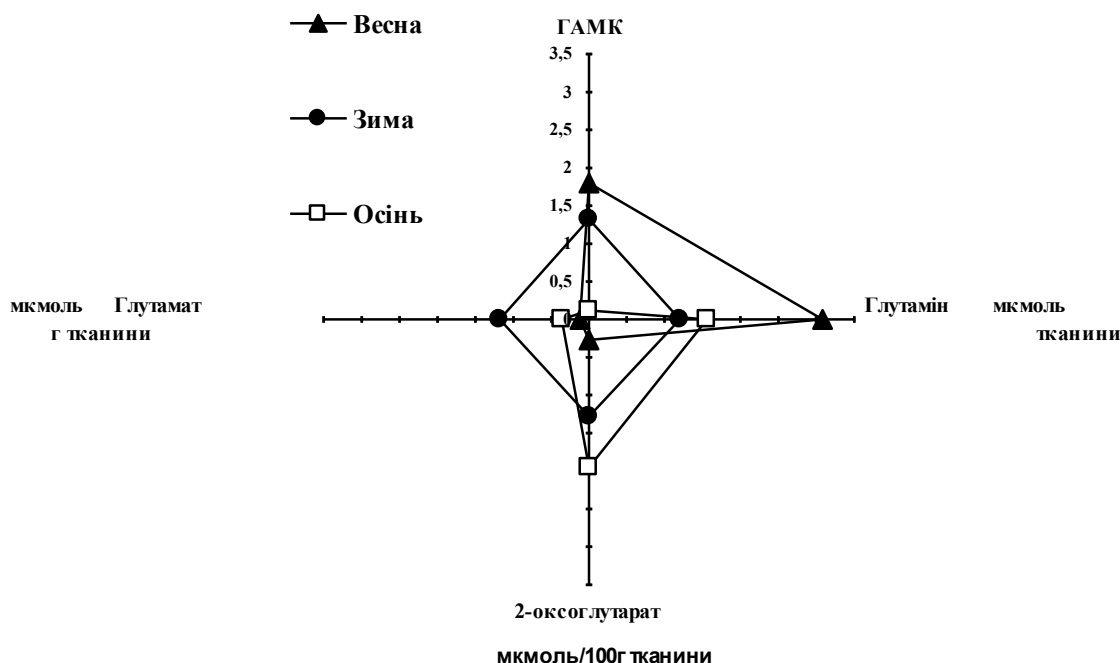


Рис. 1. Граф-схема співвідношення сезонних змін вмісту метаболітів глутамат-глутамінової системи у мозку коропа.

Використання ГЛУ як вихідного субстрату для ГАМК підтверджується збільшенням активності ГДК у 6 разів. Це, в свою чергу, свідчить про посилення нейромедіаторної функції ГЛУ і ГАМК, та одночасно збереження активності енергетичної і детоксичної гілки за рахунок активності глутамінсинтетази, однак не NADP(H)-залежної ГДГ. Навесні, у квітні при максимальній активності ГДК, достатньо високої активності ГС, у мозку виявляються значні рівні ГАМК і глутаміну. Концентрація ГЛУ і 2-ОГЛУ є мінімальною (рис. 1). Крім того, відбувається збільшення активності NADP(H)-ГДГ при невеликому зниженні NAD(H)-ГДГ, якої очевидно недостатньо для зберігання належного рівня ГЛУ, що є мінімальним у квітні. Одночасно з цим, при гіпотермічному впливі, аміак, який збуджує нервову систему і є кінцевим продуктом обміну білків у коропових риб, перетворюється у нетоксичний глутамін (рис. 1), завдяки функціонуванню глутамінсинтетази. При підвищенні температури детоксикація аміаку у мозку коропа відбувається за допомогою NADP(H)-ГДГ.

Отже, гіпотермія у природних умовах сприяє зміні використання глутамату з енергетичної гілки на регуляторну шляхом перетворення його у медіатор гальмування ГАМК. Регуляція вмісту глутамату, аміаку, глутаміну здійснюється підтриманням співвідношення активності ферментів — NADP(H)-ГДГ та ГС.

ЛІТЕРАТУРА

1. Жиденко А.А., Грубинко В.В., Явоненко А.Ф. Особенности взаимопревращения α -кетоглутарат-глутамат в митохондриях мозга экзотермных животных в условиях зимовки // Укр. биохим. журн. — 1990. — Т. 62, № 6. — С. 79-83.
2. Сорвачев К. Ф. Основы биохимии питания рыб. — М. : Лёгк. и пищ. пром-сть, 1982. — 247 с.

ВИТАМИН В₁ ВОДНОЙ СРЕДЫ И ЕГО НЕЙРОТРОПНАЯ РОЛЬ У ГИДРОБИОНТОВ

Витамин В₁ (тиамин) является соединением присутствующим в морских и пресных водоемах. Водные беспозвоночные животные могут усваивать его из окружающей среды, а позвоночные животные получают его с продуктами питания. Содержание растворенного витамина В₁ в водоемах уменьшается во время интенсивного размножения в них цианобактерий (синезеленых водорослей), продуцирующих разрушающий тиамин фермент тиаминазу. Особенно токсичными являются представители родов *Anabaena* и *Microcystis*. Во время интенсивного "цветения" водоемов в летний период в них, а также в организме их обитателей — беспозвоночных животных и рыб — резко снижается содержание витамина В₁. Это может сопровождаться параличем и гибелью животных, а инъекции тиамин рыбам предотвращают такой исход [1, 3, 4, 5].

Развитие у гидробионтов неврологических нарушений при недостатке витамина В₁ связано с его участием в обеспечении процесса синаптической передачи. На это указывают наши данные о модуляторном влиянии тиамин на глутаминергическую синаптическую передачу в нервно-мышечных препаратах мышцы-открывателя клешни (*m. abductor dactylopodit*) речного рака. При этом уже в концентрации $1 \cdot 10^{-10}$ — $1 \cdot 10^{-8}$ М тиамин существенно усиливает как спонтанную, так и вызванную раздражением нервных волокон квантовую секрецию возбуждающего медиатора из нервных окончаний. Последнее приводит к увеличению амплитуды возбуждающих синаптических потенциалов. Есть основание думать, что регистрируемое на фоне повышенного содержания тиаминазы нарушение двигательной активности ракообразных связано с ослаблением у них нервно-мышечной передачи из-за недостатка витамина В₁. Подобный характер влияния тиамин ($1 \cdot 10^{-10}$ — $1 \cdot 10^{-4}$ М) на нервно-мышечную передачу отмечен нами и в холинергическом синапсе портяжной мышцы (*n. ischiadicus* — *m. sartorius*) озерной лягушки (*Rana esculenta*), где тиамин также вызывает облегчение нервно-мышечной передачи благодаря пресинаптическому действию, приводящему к усилению квантовой секреции медиатора из нервных окончаний. В достаточно высоких концентрациях ($1 \cdot 10^{-4}$ — $1 \cdot 10^{-3}$ М) тиамин может оказывать также и выраженное постсинаптическое действие в холинергических нервно-мышечных синапсах амфибий, что проявляется в снижении эффективности активации холинорецепторов медиатором.

Связываясь с богатыми никотиновыми ацетилхолиновыми рецепторами мембранами электрического органа ската *Torpedo californica*, тиамин вызывает уменьшение индуцированного холиномиметиком потока ионов натрия через них. При этом предполагается, что тиамин, взаимодействуя с ионным каналом, аллостерически модифицирует узнающий центр ацетилхолинового рецептора [7].

При изучении распределения тиамин и его фосфорилированных производных в субклеточных фракциях электрических органов морских рыб *Electrophorus electricus* и *Torpedo marmorata* показано, что в цитозольной фракции и синапсосамах в значительных количествах обнаруживается фосфорилированное производное витамина В₁ тиаминтрифосфат, в то время как в синаптических пузырьках он не выявлен [6]. Недавно установлено, что тиаминтрифосфат участвует в фосфорилировании 43К рапсина — периферического белка, ассоциированного с никотиновыми ацетилхолиновыми рецепторами, локализованными в постсинаптической мембране электроцитов из *Torpedo marmorata* [8].

Никотиновые, а также мускариновые ацетилхолиновые рецепторы имеются в мембране нейронов ганглиев пресноводного моллюска катушки роговой (*Planorbarius corneus*). В них исследовалось влияние витамина В₁ на ацетилхолининдуцируемые ионные токи. Обнаружилось, что хлорный ток, обусловленный активацией ацетилхолином никотиновых холинорецепторов, усиливается тиамин ($1 \cdot 10^{-6}$ – $1 \cdot 10^{-4}$ М). А на калиевый ток, вызванный активацией ацетилхолином мускариновых холинорецепторов, тиамин ($1 \cdot 10^{-4}$ М) оказывает бимодальное влияние, обуславливая сначала увеличение, а затем уменьшение его амплитуды.

Таким образом, результаты наших исследований и данные литературы свидетельствуют, что витамин В₁ и его производные оказывают выраженное модуляторное влияние на синаптическую передачу как на пре-, так и на постсинаптическом уровне у позвоночных и беспозвоночных животных — обитателей пресных и морских водоемов. Определенные факторы окружающей среды (например, радиоактивное облучение) могут оказывать существенное влияние на этот процесс. Так у прудовиков, обитавших в водоемах 10-километровой зоны Чернобыльской атомной электростанции (г. Припять) с

β -активністю раковин около 100 нКи/кг в передній зоні церебрального ганглія містилось більше нейронів, в яких тіамін викликав суттєве збільшення ацетилхолініндуцйованого хлорного току (на 15% і більше), чим у прудовиків, знайдених в водоймах Переяслав-Хмельницького району Київської області з β -активністю раковин менше 10 нКи/кг [2]. Єть оснoванія думати, що вітамін В₁, присутній в водоймах, іграє не тільки важливу рoль в обеспеченні життєдіяльності водних живих тварин, но і в одределенній мєре впливає на характер реакцій їх нервних кліток при антропогенній забрудненні околиваючої сєреды.

ЛІТЕРАТУРА

1. Биргер Т. И. Метаболизм водных беспозвоночных в токсической среде. — К.: Наук. думка, 1979. — 192 с.
2. Дятлов В. А. Механизмы модуляции медиаторами, лектинами и витаминами рецепторуправляемых токов в нервных клетках моллюсков: Дис. . . докт. биол. наук. — К., 1993. — 239 с.
3. Маляревская А. Я. Биохимические механизмы адаптации гидробионтов к токсическим веществам (Обзор) // Гидробиол. журн. — 1985. — Т. 21, № 3. — С. 70-82.
4. Маляревская А. Я. Обмен веществ у рыб в условиях антропогенного евтрофирования водоемов. — К.: Наук. думка, 1979. — 256 с.
5. Пузач С. С., Горбач З. В. Роль косубстрата в кинетическом механизме действия тиаминазы I моллюсков // Вопр. мед. химии. — 1993. — Т. 39, № 2. — С. 19-21.
6. Bettendorff L. Thiamine in excitable tissues: reflections on a non-cofactor role // Metab. Brain Dis. — 1994. — Vol. 9, № 3. — P. 183-209.
7. Doerge D. R., McNamee M. G., Ingraham L. L. Some neurochemical properties of thiamin // Annals New York Acad. Sci. — 1982. — Vol. 378. — P. 422-434.
8. Nghiem H. O., Bettendorff L., Changeux J. P. Specific phosphorylation of *Torpedo* 43K rapsyn by endogenous kinase(s) with thiamine triphosphate as the phosphate donor // FASEB Journal. — 2000. — Vol. 14, № 3. — P. 543-554.

УДК 574. 522:616-057. 87:378. 1

О.В. Романенко

Національний медичний університет ім. О. О. Богомольця, м. Київ

АКТУАЛЬНІСТЬ ВИВЧЕННЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ В СИСТЕМІ ФАХОВОЇ ПІДГОТОВКИ ЛІКАРЯ

Сучасна медична освіта передбачає оволодіння студентами-медиками знаннями з різних розділів екології. Це закономірно обумовлено тісним зв'язком здоров'я людини з дією на неї біотичних, абіотичних та антропогенних чинників зовнішнього середовища [3,5,8]. Особливе місце в зазначеному колі питань повинно займати вивчення проблем, спряжених з впливом на людину факторів, існування яких пов'язано з водними екосистемами.

Роль водного середовища в еволюції рослинного і тваринного світу загальновізнана. Так, формування біологічних рідів тварин, в тому числі людини, тісно спряжено з особливостями сольового складу вод Світового океану. Відомо, що водойми є середовищем, де розмножуються, проходять певні стадії розвитку збудники багатьох інфекційних та інвазійних хвороб людини, місцем проживання тварин, що є продуцентами отруйних для людини сполук. Тому висвітлення сучасних питань гідроекології є вкрай актуальним для вивчення широкого спектру дисциплін у медичному вузі. Серед них слід виділити медичну біологію, мікробіологію, епідеміологію, інфекційні захворювання, комплекс дисциплін гігієнічного профілю тощо [1,2,4,6,7,9,10]. Вже починаючи з вивчення медичної біології на I курсі у студентів-медиків формуються цілісні уявлення про тісний зв'язок людини із зовнішнім водним середовищем, його біотичними, абіотичними та антропогенними компонентами. З особливим розумінням студентами сприймаються дані про вплив останніх на людину при ретельному аналізі наслідків аварії на Чорнобильській атомній електростанції, коли багато внутрішніх водойм, в тому числі джерел питної води, опинилися забрудненими радіонуклідами.

В цілому проблема забезпечення людства якісною питною водою має важливий медичний аспект. Підраховано, що серед дітей, які щорічно гинуть на Землі, половина вмирає через захворювання пов'язані із вживанням неякісної води. Якщо древньогрецький лікар Гіпократ радив кип'ятити або фільтрувати воду перед уживанням, то сьогодні для приготування питної води використовуються складні системи водоочищення. Метою їх застосування є видалення з води шкідливих для людини неорганічних домішок (іонів фтору, хлору, миш'яку, нітратів тощо), органічних домішок (діоксину, окремих пестицидів і гербіцидів, детергентів тощо), а також організмів — збудників хвороб (холери, тифу, паратифу, дизентерії тощо).

При вивченні студентами впливу біотичних компонентів водних екосистем на людину важливим є формування у майбутніх лікарів вміння чітко диференціювати збудників та переносників різних інфекційних та інвазійних хвороб за систематичними категоріями, особливостями їх життєвих циклів. Цьому сприяє детальний розгляд небезпечних для людини представників вірусів, бактерій, найпростіших, безхребетних, розвиток чи розповсюдження яких пов'язані з водним середовищем. Саме систематичний огляд таких організмів допомагає сформувати у майбутніх лікарів уявлення про цілісність органічного світу.

Серед вірусних захворювань, що здатні розповсюджуватися водним шляхом, звертає на увагу вірусний гепатит. Масове захворювання на нього мало місце у 1956 році, коли постраждало 50000 мешканців Нью-Делі (Індія) через забруднення збудником хвороби джерела водопостачання. Тяжкі наслідки для людини має проникнення в її організм збудника холери *Vibrio cholerae*. Найчастіше це відбувається водним шляхом, коли для пиття використовується інфікована вода. За останні 30 років в світі зафіксовано 1750000 постраждалих. В 1994 році 800 випадків захворювання на холеру зареєстровано в Україні. В Дніпрі, Азовському та Чорному морях знаходять холерні вібріони, що узгоджується з уявленнями про формування в регіоні стійкого природного вогнища [1].

Дослідники відносять до роду *Vibrio* більше 25 видів. Серед них, разом із *Vibrio cholerae*, ще 8 видів, які мешкають в морях та затоках, можуть вражати людину. Це відбувається під час купання або вживання людиною в їжу морепродуктів. Причому, згадані холерні та нехолерні вібріони здатні не тільки викликати гастроентерити, а й раньові інфекції, що проявляється у запаленні травмованих м'яких тканин людини при попаданні туди збудника. Водний шлях розповсюдження характерний також для *Shigella flexneri*, що викликає у людини захворювання на бактеріальну дизентерію.

Для розуміння майбутніми медиками механізмів розповсюдження збудників зазначених вище та інших інфекційних захворювань, поширення яких пов'язане з водними екосистемами, важливим є формування вже у студентів молодших курсів сучасних уявлень про гідроекологію як науку в цілому. Це питання висвітлюється вже на першому курсі при вивченні медичної біології. При цьому значна увага приділяється також проблемам біології та екології природно пов'язаних з водними екосистемами збудників та переносників інвазійних хвороб, що викликаються організмами саме тваринної природи. У зв'язку з тим, що останні представлені широким спектром систематичних категорій, є компонентами фауни водойм, увага студентів звертається на життєві цикли паразитів, стадії їх розвитку, що протікають у водному середовищі.

Так, плоскі черви класу Сисуні (Trematoda) викликають у людини трематодози. Характерно, що яйце, яке виділяє мешкаюча в організмі хребетного статевозріла стадія паразита, для успішного розвитку повинно потрапити у водойму. Там з яйця виходить личинка-мірацидій. Для подальшого розвитку їй треба опинитися в організмі червоногого молюска, специфічного для даного сисуна. В життєвому циклі *Fasciola hepatica* таким проміжним хазяїном є малий ставовик *Lymnea truncatula*, *Fasciopsis buski* — водяні молюски роду *Segmentina*, *Schistosoma haematobium* — роду *Bullinus*, *Planorbis* або *Planorbarius*, *Schistosoma mansoni* — роду *Biomphalaria*, *Schistosoma japonicum* — роду *Oncomelania*.

Для великої групи сисунів характерним є наявність в життєвому циклі не одного, а двох проміжних хазяїв — мешканців водних екосистем. Причому, якщо першим проміжним хазяїном є молюск, то другим — можуть являтися специфічні для даного сисуна представники ракоподібних або риб. Життєві цикли декількох видів плоских червів, що належать до роду *Diphyllbothrium* (клас Стьожкові черви *Cestoidea*) і є збудниками захворювань людини на дифілоботріози, також пов'язані з водними екосистемами. У гельмінтів зазначеної екологічної групи є активно плаваюча личиночна стадія корацидій, а також два проміжних хазяїна, якими виступають дрібні планктонні ракоподібні з роду *Cyclops* або роду *Diatomus* та риби, що ними живляться.

Серед паразитичних комах звертають на увагу комари з роду *Anopheles*, що є специфічними переносниками малярійного плазмодія — збудника малярії, а також комари з родів *Culex* та *Aedes*, які відомі як переносники збудників сибірської виразки, японського енцефаліту, жовтої гарячки. Личинки і лялечки комарів, що належать до зазначених родів, мешкають у водному середовищі. У зв'язку з цим профілактичні заходи, спрямовані на переривання розповсюдження вказаних вище хвороб, орієнтовані на попередження розвитку комарів саме на цих стадіях. При цьому ефективним є поєднання гідромеліоративних заходів і біологічного методу боротьби з паразитичними комарами. Прикладом останнього є розведення риб-гамбузій, що живляться личинками комарів.

Отже, тільки глибоко розуміючи біологію та екологію збудників та переносників збудників інвазійних та інфекційних хвороб, студенти-медики можуть оволодіти клінічними дисциплінами, стати спеціалістами, що відповідають сучасним вимогам. Тому опанування знаннями з екології є необхідною умовою формування кваліфікованого лікаря.

ЛІТЕРАТУРА

1. Возианова Ж. И. Инвазионные и паразитарные болезни: В 3 т. — К.: Здоров'я, 2000. — Т. 1. — 904 с.
2. Гончарук Є. Г., Кундієв Ю. І., Бардов В. Г. та ін. Загальна гігієна: пропедевтика гігієни: Підручник / За ред. Є. Г. Гончарука. — К.: Вища шк., 1995. — 552 с.
3. Костильов О.В., Романенко О. В. Біологія та екологія автотрофних організмів: Навчальний посібник. — К.: Фітосоціоцентр, 1999. — 192 с.
4. Коротяев А. И., Бабичев С. А. Медицинская микробиология, иммунология и вирусология: Учебник для мед. вузов. — 2-е изд., испр. — СПб.: СпецЛит., 2000. — 591 с.
5. Романенко О. В., Костильов О. В. Основы экологии: Навчальний посібник. — К.: Фітосоціоцентр. — 2001. — 150 с.
6. Ярыгин В. Н., Васильева В. И., Волков И. Н., Синельщикова В. В. Биология: В 2 кн. Кн. 2: Учеб. для медиц. спец. вузов / Под ред. В. Н. Ярыгина. — М.: Высшая шк., 1997. — 357 с.
7. Baron E. J., Chany R. S., Howard D. H. et al. Medical microbiology: a short course. — New York: Wiley — Liss, 1994. — 1057 p.
8. Brooks S. M., Gochfeld M., Herrstein J. et al. Environmental Medicine. — St. Louis: Mosby, 1995. — 780 p.
9. Katz M., Despommier D. D., Gwadz R. W. Parasitic Diseases. — New York: Springer-Verlag, 1988. — 301 p.
10. Murray P. R., Kobayashi G. S., Pfaller M. A., Rosenthal K. S. Medical microbiology. — 2nd ed. — St. Louis: Mosby, 1994. — 755 p.

УДК 628.394(262.5)

Л.К. Себах, Т.М. Панкратова, О.А. Петренко

Южный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства и океанографии, г. Керчь

КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОД И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ КЕРЧЕНСКОГО ПРЕДПРОЛИВЬЯ ЧЕРНОГО МОРЯ

Комплексная оценка качества вод и донных отложений района подводного отвала грунта в Керченском предпроливье Черного моря выполнена на основе следующих данных:

- динамики сброса грунтов дноуглубления с объектов Керченского региона в подводный отвал;
- химического состава грунтов углубляемых акваторий;
- динамики средних годовых концентраций тяжелых металлов и нефтепродуктов в воде и донных отложениях района дампинга (1989-1998 гг.);
- расчетных индексов уровня загрязнения воды и донных отложений тяжелыми металлами и компонентами нефти.

Дампинг грунтов дноуглубления, изымаемых при углублении каналов и акваторий портов Керченского региона, осуществлялся в глубоководный подводный отвал с координатами центра 44°51' с.ш., 36°40' в.д. с 1986 г. в количествах, указанных в таблице 1.

Таблица 1

Объем дампинга грунтов в глубоководный отвал в Керченском предпроливье Черного моря в 1987-1998 гг.

Годы	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Объем тыс. м ³	1450	850	635	394	407	70	26	100	456	238	228	246

Осредненные по съёмкам концентрации **тяжелых металлов** (мышьяка, кадмия, меди, свинца) в воде района дампинга не превышали предельно допустимых значений, за исключением ртути, средние концентрации которой в отдельные годы превышали ПДК для рыбохозяйственных водоемов (0,1 мкг/л) [1] до 9,9 раз.

Рассчитанные индексы качества вод (ИКВ) [2] для придонного горизонта в районе подводного отвала грунта (табл. 2) позволили охарактеризовать их в 1989-90 гг. как загрязненные и умеренно загрязненные (IY-III класс), что обусловлено большими объемами дампинга в предыдущие годы (табл. 1.). С 1991 г., со снижением объемов сброса, придонные воды становятся чище и могут быть отнесены ко II классу — «чистые».

Результаты исследований 1989-1998 гг. показали, что основной вклад в загрязнение донных осадков как углубляемых районов, так и зоны дампинга грунтов, вносят мышьяк и свинец, содержания которых в отдельные годы превышали естественный геохимический фон [3]: по содержанию мышьяка до 5 раз, свинца — до 2,5 раз. При этом необходимо отметить, что столь существенное превышение содержания мышьяка в морских донных отложениях Керченского региона (IV класс загрязнения по «Классификации...» [4] — токсичный грунт) обусловлено не только антропогенным влиянием.

Керченський півострів являється рудоносною зоною, в якій мышьяк — супутній елемент, що обумовлює високі його концентрації не тільки в морських донних відкладеннях, але і в ґрунтах. Тому пріоритетним забруднюючим елементом антропогенного походження ми вважаємо свинець, концентрація якого в донних відкладеннях відповідає II класу (умерено забруднені ґрунти, дам্পінг яких можливий після компенсації шкоди, наносимої морській середі і рибному господарству). По інших визначуваних важких металах ґрунти досліджуваних районів відносяться до чистих (клас А за [4]). Сумарні показники забруднення донних відкладень углублюваних акваторій (СПЗ_{сб}) і зони дам্পінга (СПЗ_д) розраховані за формулою:

$$СПЗ = \sum_1^n \frac{C}{ГФ},$$

де: С — концентрація металу в донних відкладеннях, мкг/г сух.вещ-ва;
ГФ — природний геохімічний фон для осадинок Чорного моря (табл. 2).

Таблиця 2

Індекси забруднення води і донних відкладень районів дноуглублення і дам্পінга важкими металами

Рік	ІКВ для при-донного шару води	Клас забруднення придонного шару	СПЗ _д	СПЗ _{сб}
1989	1,41	IV-забруднений.	0,78	-
1990	0,90	III-умерено забруднений	2,03	2,99
1991	0,35	II-чистий	4,02	6,91
1992	0,37	II	4,02	5,23
1993	0,38	II	3,12	4,87
1994	0,25	II	1,93	3,12
1995	0,30	II	1,16	2,08
1996	0,29	II	3,64	7,44
1997	0,21	I-дуже чистий	5,02	4,91
1998	0,67	II-чистий	3,45	4,60

Залежність сумарного показника забруднення донних відкладень досліджуваного району важкими металами (СПЗ_д) від об'єму скинутого (V, тис.т) описується рівнянням регресії:

$$СПЗ_д = 0,008 V_{t-2} + 1,1,$$

де t — 2 роки.

Значимий коефіцієнт кореляції $r = 0,74$ при статистичній значимості коефіцієнта Фішера 96,4%. Надійність прогнозу — 60%. Аналіз зв'язу сумарного показника забруднення ґрунтів (СПЗ_д) і індексу якості (ІКВ) води придонного горизонту в районі досліджень показав, що на формування мікроелементного складу придонного шару води і поверхневого шару донних відкладень в районі дам্পінга раніше всього впливають динамічні та біохімічні процеси (процеси сорбції-десорбції, перерозподілу листяних фракцій і ущільнення ґрунтів, споживання і виділення важких металів в процесі первинного продукування), які обумовлюють і визначений рівнянням зміст з часом, рівний двом рокам.

Обобщеним показником рівня забруднення екосистеми досліджуваного району важкими металами є їхній вміст в біологічних об'єктах, причому найбільш об'єктивні дані по донним організмам, зокрема молюску рапану. Хімічний аналіз м'язових тканин, гонад і печінки рапанів, зібраних в Керченській протоці і передпротоці Чорного моря, показав, що вміст токсичних важких металів і мышьяку в м'язових тканинах рапанів практично не перевищувало максимально допустимого рівня (МДУ) [5]. При цьому в гонадах, печінці і білковій залозі рапанів накопичуються мідь, кадмій і мышьяк, концентрації яких варіюють, відповідно, в межах 4,99-80,91 (при МДУ 30 мг/кг), 1,94-9,32 (при МДУ 2,0), 0,66-5,11 (при МДУ 2,0) мг/кг сирової маси.

ЛІТЕРАТУРА

1. Перелік гранично допустимих концентрацій і орієнтовно безпечних рівнів впливу шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм. — Москва: Медікор, 1995. — 221 с.
2. Мандыч А.Ф., Шапоренко С.И. Прибрежні води — індикатор господарської діяльності на узбережжя Чорного моря // Природа. — 1992. — № 6. — С. 17-24.
3. Митропольский А.Ю., Безбород А.А., Овсяный Е.И. Геохимия Чорного моря. — Киев: Наук. думка, 1982. — 142 с.
4. Класифікація ґрунтів дноуглублення Азово-Чорноморського басейну за ступенем їх забрудненості (в межах України).
5. Медико-біологічні вимоги і санітарні норми якості продовольствених і харчових продуктів. — М.: Изд-во стандартів, 1990. — 185 с.

УДК 639.31

Н.А. Сидоров¹, А.А. Алексеенко¹, Д.И. Балачук²

¹Институт рыбного хозяйства УААН, г. Киев,

²Днепропетровский национальный университет, г. Днепропетровск

СТАНДАРТНЫЙ ОБМЕН АМПУЛЯРИИ

Поиск перспективных объектов тепловодной аквакультуры в Украине не ограничивается представителями ихтиофауны. Проведенные исследования [3-5] показали перспективность культивирования в контролируемых условиях тепловодных рыбных хозяйств моллюска ампулярии — представителя пресноводных тропических водоемов.

Установлено, что ценность этого объекта аквакультуры заключается в высоких потребительских и лечебно-профилактических качествах их мягких частей тела и икры. Ампулярия технологична, хорошо приспособляется к условиям тепловодного выращивания: большой плотности посадки до 300-400 экз./м² и потребление не только естественных, но и искусственных высокобелковых кормов, хорошо оплачивая их высоким приростом штучной массы [5].

Анализ литературных данных показал, что все исследования ампулярии направлены на изучение особенностей биологии и технологии разведения и выращивания данного объекта аквакультуры и практически не освещают вопросы интенсивности обмена. Вместе с тем известно, что знание уровня стандартного обмена гидробионтов необходимо как для оценки видоспецифических особенностей их биологии, так и для решения технологических задач выращивания хозяйственно-полезной продукции [1]. Изучению этого биологически и технологически важного показателя ампулярии и была посвящена наша работа.

Ампулярии выращивались в бассейне Приднепровского тепловодного рыбного хозяйства. Площадь бассейна составляет 200м², вода в бассейне поддерживалась на уровне 1,5 м, водообмен происходил 3 раза/час. Гидрохимические показатели не выходили за пределы физиологических потребностей ампулярий [5]. Содержание растворенного в воде кислорода не снижалось ниже 5 мг/л. Во время выращивания ампулярию кормили комбикормом К III-9 с содержанием протеина 32% и дополнительно она получала рыбку.

Ампулярий для опыта сутки выдерживали в аквариумах в профильтрованной через газ-сито воде из бассейнов при температуре их бассейнового содержания. Исследования по количественному определению потребления кислорода ампулярией проводили в замкнутых респирометрах, подобранных по объему в соответствии с размерами ампулярий так, чтобы за время опыта оно составляло не более 30% от исходного содержания в респирометре, время экспозиции — 2 часа. Содержание растворенного в воде кислорода определяли по Винклеру. Исходное содержание кислорода в воде составляло 9,6-10,1 мг/л. Температура воды во время опыта составляла 17-20°C. Респирометры во время опыта термостатировались. Опыты проводились с ампулярией массой от 0,9 до 75,1г.

Величина потребленного на дыхание кислорода при температурах опыта пересчитывалась в соответствии с значением температурных поправок [2] к 20°C. Все экспериментальные данные в логарифмической системе координат располагались по прямой, что свидетельствовало о существовании степенной зависимости вида $Y = a \times X^b$ между потреблением кислорода и массой ампулярий. Методом наименьших квадратов было рассчитано уравнение данной зависимости, которое имеет вид:

$$Q = 0,6 \times W^{0,21} \quad (1)$$

где Q — потребление кислорода ампулярией при 20°C, мг O₂/экз./час;

W — масса ампулярий, г;

0,6 и 0,21 — коэффициенты “a” и “b” в уравнении регрессии.

Коэффициенты корреляции по результатам опыта составил 0,999.

Интенсивность обмена у ампулярий, определенная по скорости потребления кислорода (мг O₂/экз./час) имеет вид:

$$Q/W = 0,6 \times W^{-0,79} \quad (2)$$

Отсутствие литературных данных по количественной оценке обмена у ампулярий не позволили нам провести сравнительный анализ полученных данных.

Высокое значение коэффициента корреляции между массой ампулярий и скоростью потребления ими кислорода дают основание применять полученные данные для оценки уровня обмена и применять эти данные в практике культивирования ампулярий при расчете элементов баланса энергии суточного рациона.

ЛИТЕРАТУРА

1. Винберг Г.Г. Интенсивность обмена и пищевые потребности рыб // Изв. ВГУ. — Минск, 1956. — 251с.
2. Винберг Г.Г. Температурный коэффициент Ван-Гоффа и уравнение Аррениуса в биологии // Журн. общей биологии. — М., 1983. — Т.1.
3. Гудима Б.І. Проблеми і перспективи аквакультури на Україні // Таврійський науковий вісник. — Херсон. — 1998. — Вип.7. — С.103-108.
4. Гудима Б.І., Кражан С.А. Фізіологічна оцінка молоді ампулярій як одного з перспективних об'єктів аквакультури // Тваринництво України — 1998. — № 13. — С. 8.
5. Гудима Б.І. Ампулярія як новий нетрадиційний об'єкт тепловодного рибництва в Україні: Автореф. дис. ... канд. с. — г. наук. — Київ. — 1999. — 19 с.

УДК 597.08.591.1

Ю.А. Силкин, Е.Н. Силкина

Карадагский природный заповедник НАН Украины, г. Феодосия

ВЛИЯНИЕ ГИПОКСИИ НА ПОКАЗАТЕЛИ КРОВИ У МОРСКИХ РЫБ С РАЗНОЙ ПЛАВАТЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТЬЮ

Исследовали влияние аутогенной гипоксии на показатели крови — гематокрит, глюкоза крови, концентрация Na^+ и K^+ в эритроцитах — у трех видов рыб, скорпены, ласкиря, ставриды. По плавательной активности исследованные виды рыб можно охарактеризовать следующим образом. Скорпена (*Scorpaena porcus* L.) — прибрежный, донный, малоподвижный вид. Средняя масса рыб в опыте — $138,3 \pm 11,0$ (n = 9). Ласкирь (*Diplodus annularis* L.) — демерсальный вид с маневренным плаванием, длительных миграций не совершает. Средняя масса — $113,0 \pm 22,1$ (n = 4). Ставрида (*Trachurus mediterraneus ponticus* Aleev) — стайный, пелагический вид, хороший пловец, совершает длительные миграции. Средняя масса — $42,9 \pm 2,4$ (n = 9). Гипоксические условия в экспериментах создавались в результате естественного поглощения рыбой кислорода из респирометра, имеющего прокачивающую рециркуляционную систему с ячейкой. В ячейку был встроены в качестве датчика кислорода хлорсеребряный электрод, связанный с самописцем КСП-4, на котором производилась регистрация динамики реального изменения концентрации кислорода во время эксперимента.

У исследованных видов рыб по мере снижения парциального давления кислорода в респирометре интенсивность дыхания падала. Однако при определенных кислородных режимах наблюдалась относительная стабильность дыхания и обмена в целом. Область кислородного насыщения, в которой происходит стабилизация дыхания, определяется экологическими особенностями рыб. Так, у ставриды критические значения этой области сдвинуты в сторону высоких концентраций, составляющие 55-60% от насыщения. У ласкиря и скорпены они ниже и находились в пределах 20-40% от общего кислородного насыщения. Опыты прекращали, когда содержание кислорода падало до 20% от исходного уровня.

После извлечения из респирометра рыб (опыт) у них брали кровь, пункцией хвостовой вены. Параллельно брали кровь у рыб (контроль), которые содержались в бассейнах с проточной морской водой. Аутогенная гипоксия приводит к увеличению гематокрита у всех исследованных видов рыб, причем у скорпены этот сдвиг оказался самым высоким и составил 128%, у ласкиря — 118%, а у ставриды — 108% от уровня контроля. Изменения по содержанию глюкозы в крови при гипоксии у рыб также показали, что с ростом подвижности увеличение концентрации этого углевода менее значительны. Так у скорпены рост концентрации глюкозы при гипоксических условиях был самым большим и составил 205%, у ласкиря — 170%, а у ставриды не было отмечено достоверного увеличения концентрации этого углевода.

При аутогенной гипоксии концентрация Na^+ в эритроцитах рыб имела тенденцию к росту (на 20-30%), а концентрация K^+ в этих условиях заметно снижалась (на 10-20%). Причем, потери K^+ в эритроцитах скорпены были самыми значительными и составили 23%, в эритроцитах ласкиря эти потери не превышали 10%, а в эритроцитах ставриды достоверного падения концентрации K^+ не было отмечено. Натрий в эритроцитах скорпены возрастал на 17%, у ласкиря прирост натрия не был достоверен, а в эритроцитах ставриды концентрация этого катиона возрастала на 28%.

Полученные результаты указывают на различную величину отклонений исследованных параметров крови рыб разной подвижности в ответ на гипоксию. Так, у более устойчивой к гипоксии малоподвижной скорпены отмечено существенное увеличение гематокрита, уровня глюкозы крови и падение концентрации K^+ в эритроцитах по сравнению с подвижными видами рыб. У промежуточного по

двигательной активности ласкиры эти изменения менее значительны. Еще менее существенны изменения показателей крови у быстро плавающей ставриды, что свидетельствовало об отсутствии резервов у этого вида для перенесения гипоксических состояний. В опытах, ставрида, уже после перехода критического порога 60-50% от исходного насыщения кислородом, впадала в оцепенение и теряла ориентацию.

Полученные результаты показали, что такие параметры крови как гематокрит, глюкоза и одновалентные катионы могут служить индикаторами устойчивости рыб к гипоксическим режимам, а величина этих изменений является критерием этой устойчивости.

УДК 577. 41/46 + 597. 554

А.С. Смольский

Черниговский государственный педуниверситет, г. Чернигов

ПОСТТРАНСЛЯЦИОННЫЕ МОДИФИКАЦИИ БЕЛКОВ КРОВИ РЫБ ПРИ ЭКСТРЕМАЛЬНЫХ ВОЗДЕЙСТВИЯХ ФАКТОРОВ ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ

Известно, что действие токсичных веществ вызывает в организме животных изменения структурно-функциональных характеристик белков, в том числе и гемоглобина, что используется для тестирования патологических состояний [3]. Токсиканты могут влиять на белки крови как прямо, так и косвенно. Последнее можно установить, рассматривая возможные модификационные процессы, которые используются организмом для поддержания высших уровней структуры белков. Изучалось токсичное воздействие на систему гемоглобина ионов тяжелых металлов (свинца, меди, цинка, марганца и магния) отдельно и в смесях с аммиаком на уровне 2-х ПДК.

Показателем стабильности макроструктуры белков может быть изменение степени амидирования [2]. Установлено, что степень амидирования гемоглобина как показателя стабильности макроструктуры этого белка увеличивается в большинстве случаев токсических воздействий, за исключением влияния ионов меди и цинка. Известно, что при токсичных воздействиях прежде всего изменяется количество легкогидролизуемых амидных групп аспарагина [2], количество которого увеличено и делается вывод о его стабилизирующей роли для гемоглобина при действии ионов свинца, марганца, а также смесей аммиака с ионами марганца и магния. Снижение амидированности гемоглобина в остальных случаях свидетельствует о наличии в крови рыб других компенсаторных механизмов защиты белков от стрессирующих агентов. Первоочередное значение в этих случаях, вероятно, играет глюкозо-аланиновый путь детоксикации аммиака, усиление которого установлено при влиянии аммиака отдельно и в смеси с ионами свинца [3]. Кроме этого, снижение уровня амидных групп гемоглобина может быть связано с повышением защитной роли эритроцитарной мембраны. Установлено, что аммиак как фактор прямого амидирования 4-кратно увеличивает амидированность гемоглобина, но мало влияет на содержание амидных групп в белках плазмы. Поэтому в условиях аммиачной интоксикации для снижения уровня аммиака активируются все защитные системы его связывания и удаления [3]. В противном случае повышенное амидирование аминокислотных радикалов белков будет сопровождаться дополнительным защелачиванием клеток.

Дополнительным механизмом защиты функциональной активности белков является содержание сульфгидрильных групп белков. Установлено, что увеличение количества восстановленных тиоловых групп в крови наблюдается в случаях влияния смеси аммиака с ионами свинца, ионов марганца отдельно и в смеси с аммиаком, ионов меди и цинка. Кроме этого, имеет место обратная зависимость между уровнем амидных групп и содержанием в белках сульфгидрильных остатков, что наиболее ярко выражено при влиянии ионов меди, цинка (степень амидированности снижается, а число SH-групп увеличивается). В случаях действия ионов металлов это позволяет предположить преобладание механизмов защиты белков крови от токсикантов путем экранирования их карбоксильных групп за счет амидированности. Снижение количества сульфгидрильных групп отмечено для случаев влияния аммиака отдельно и в смеси с ионами магния, ионов свинца. Снижение их содержания при действии ионов свинца может быть связано с тем, что, по мере его связывания, происходит увеличение легкогидролизуемых амидных групп, в связи с чем достигается эффект поддержания целостности заряда и структуры молекулы гемоглобина. При действии ионов меди и цинка увеличение числа сульфгидрильных групп приводит к снижению степени амидированности гемоглобина, что позволяет сделать вывод об отличии механизмов защиты белков крови при влиянии разных ионов тяжелых металлов. При влиянии ионов

марганца наблюдается увеличение как степени амидированности гемоглобина, так и числа белковых сульфгидрильных групп белков. Усиление амидированности гемоглобина позволяет предположить о большей значимости именно этого процесса.

Кроме того, рассмотрены реакции комплексования гемоглобина с углеводными компонентами [4], в частности степень его гликирования. Установлено, что % гликирования гемоглобина зависит от физико-химических свойств токсиканта. Так, при действии свинца, аммиака и его смеси с ионами магния этот показатель снижается. В остальных случаях уровень гликированных белков крови увеличивается.

Считаем, что между степенью амидированности и % гликированных белков существует определенная зависимость. Увеличение доли гликированного гемоглобина в случаях влияния ионов меди и цинка при значительном снижении степени их амидированности свидетельствует о преобладающей роли гликирования белков для защиты функциональных групп от необратимого связывания их ионами меди и цинка и полного ингибирования функциональной активности этих белков. В случае действия ионов свинца уменьшение доли гликированных белков свидетельствует о незначительной роли этой модификации для стабилизации белков. В данном случае увеличивается степень амидированности гемоглобина.

Заключаем, что возможно существование нескольких механизмов защиты структурно-функциональной целостности молекул белков при действии различных стресс-факторов. Кроме того, необходимо отметить, что динамика рассматриваемых показателей во многом определяется физико-химическими свойствами токсиканта. При этом роль структурных модификаций определяется силой их биологического действия. По этому принципу изучаемые токсиканты можно разбить на 3 группы.

1. При действии ионов свинца основная роль в защите белковых молекул принадлежит SH-группам, которые, связывая молекулы токсиканта, снижают его доступ к функционально активным центрам. Последние за счет увеличения уровня легкогидролизуемых амидных групп гемоглобина дополнительно повышают устойчивость белка к действию токсиканта. В эту же группу можно отнести аммиак, ионы магния. При влиянии аммиака сульфгидрильные группы могут использоваться как доноры протонов для поддержания кислотно-основного состояния крови, а также для перевода аммиака в ионизованную (менее токсичную форму) форму.

2. При действии ионов меди и цинка функционирует другой механизм, заключающийся не в прямом связывании ионов металлов, а в конформационных перестройках белковых молекул. Последнее выражается в увеличении содержания сульфгидрильных групп, снижении степени амидированности (вследствие потери легкогидролизуемых амидных групп аспарагина) и интенсификации степени гликирования этого амида. В этих случаях основной защитный эффект обеспечивает гликирование.

3. Действие ионов марганца можно охарактеризовать как активирующее, выражающееся в увеличении активности всех механизмов. Однако увеличение % гликирования и уровня сульфгидрильных групп может свидетельствовать об экранирующем механизме защиты структурно-функциональной целостности белков крови.

ЛИТЕРАТУРА

1. Грубинко В. В. Адаптивні реакції риб до дії аміаку водного середовища: Автореф. дис... д-ра біол. наук: 03. 00. 18, 03. 00. 04 / Інститут гідробіол. НАН України. — К. . 1995. — 44 с.
2. Пушкина Н. В. Амидированность белков при старении организма // Укр. биохим. журн. — 1979. — Т. 51, № 6. — С. 680-683.
3. Семенчева Э. М. Типы гемоглобинов в норме и при воздействии на организм некоторых химических веществ: Автореф. дис. ... д-ра мед. наук: 765 / АН УССР. Ин. — т физиол. им. А. А. Богомольца. — К., 1972. — 54 с.
4. Fluckiger R., Wilterhalter K. In vitro synthesis of hemoglobin A_{1c} // FEVS Lett. — 1976. — Vol. 71, № 2. — P. 356.

УДК 591.1 + 594.1:591.4 + 597.5; 591.133.1

Я. Шивокене, Л. Мицкенене, Г. Воверене, Р. Янкаускене

Институт экологии, Академиес 2, г. Вильнюс, Литва

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ В ЭКОСИСТЕМЕ ПИЩЕВАРИТЕЛЬНОГО ТРАКТА ГИДРОБИОНТОВ

Представляется новое научно-практическое направление в области экологической гидробиологии и физиологии гидробионтов, которое является важным вкладом в разработку научных основ

прогнозирования процессов, происходящих в бактериоценозах экосистемы пищеварительного тракта у гидробионтов.

Нами установлены закономерности формирования бактериоценозов пищеварительного тракта ракообразных, моллюсков, рыб (пресноводных и морских). Исследованы отношения между гидробионтами и микроорганизмами их пищеварительного тракта. Изучены функции кишечных бактерий, трофические связи между бактериальным населением биотопа, животными и бактериями их пищеварительного тракта. Выявлена специфика формирования микробоценозов пищеварительного тракта гидробионтов при различном спектре питания. Установлены закономерности формирования микробоценозов пищеварительного тракта гидробионтов с учетом влияния окружающей водной среды.

Микробиологические исследования пищеварительного тракта проводили методом *in vitro*, главное преимущество которого заключается в том, что с его помощью можно исследовать функциональную и биохимическую деятельность кишечной бактериальной флоры животного и симбиоза как процесса взаимоотношения партнеров друг от друга.

Нами установлено, что численность бактерий в пищеварительном тракте гидробионтов подвержена значительным колебаниям, зависящим от состава пищи, специфики бактериофлоры окружающей среды, возраста и физиологического состояния гидробионтов (питание, голодание). Показано, что микрофлора пищеварительного тракта гидробионтов при всем своем разнообразии представлена бактериями, попадающими и размножающимися безотносительно от процесса симбиоза, и специфическими формами, характеризующимися сравнительным постоянством и доминантностью присутствия в пищеварительном тракте макроорганизмов. Нами доказано, что симбионты не только обеспечивают расщепление некоторых компонентов пищи, не могущих перевариваться организмом-хозяином, но и снабжают его продуктами собственного метаболизма. Способность бактерий пищеварительного тракта продуцировать аминокислоты, используемые гидробионтами, особенно важно в зимнее время, когда питание в значительной мере становится эндогенным.

Нами установлено, что микрофлора внешней среды и содержимого пищеварительного тракта резко различна не только количественными показателями, но и по-своему составу. Это подтверждает специфичность микрофлоры, адаптацию отдельных групп бактерий к условиям пищеварительного тракта и к сожительству с гидробионтами. Значительная часть бактерий не переваривается даже в условиях длительного голодания гидробионтов.

В результате исследований трофических взаимоотношений между макро и микроорганизмами нами установлено значение кишечной микрофлоры в процессах пищеварения гидробионтов [1, 2, 3]. Нами обосновано, что микроорганизмы, попадающие в пищеварительный тракт исследованных гидробионтов не только используются различными животными в качестве достаточно полноценного пищевого компонента, но и размножаются в кишечнике, принимая активное участие в процессах переваривания естественной пищи и искусственных кормов. Количественные параметры бактериоценоза пищеварительного тракта гидробионтов обусловлены интенсивностью питания и составом потребляемой пищи, а качественные — составом пищи. В ряде экспериментов нами выявлены два основных механизма — экскреция бактериями ферментов, участвующих в разложении различных компонентов пищи животных и бактериальный синтез различных, в том числе и незаменимых аминокислот. В специфических экспериментах с чистыми культурами бактерий, выделенных из пищеварительного тракта гидробионтов, установлена способность синтезировать протеолитические, амилолитические, целлюлозолитические ферменты, а также различные аминокислоты.

Установлены закономерности формирования микробоценозов пищеварительного тракта гидробионтов с учетом влияния окружающей водной среды. В результате антропогенного воздействия на среду обитания гидробионтов нарушается равновесие микробоценозов пищеварительного тракта, изменяется соотношение бактерий, сложившихся в эволюции. Гидробионты попадают под этот пресс и в связи с этим микробиологические исследования гидробионтов приобретают первостепенное значение для решения целого ряда комплексных эколого-физиологических и других биологических проблем для поддержания нормальной бактериальной флоры в организме животного.

При доминировании в пищеварительном тракте гидробионтов углеводов расщепляющих и энтеробактерий нарушается состав автохтонной бактериофлоры, а также и ферментативная ее активность [4]. В этом случае макроорганизм Тилькин возможности усваивать витамины, аминокислоты и другие физиологически активные вещества, синтезируемые автохтонной бактериофлорой, что негативно влияет на состояние животного. Углеводородрасщепляющие бактерии не входят в состав автохтонной микрофлоры пищеварительного тракта гидробионтов, поэтому наличие этих бактерий в пищеварительном тракте нами исследованных ракообразных, двустворчатых моллюсков и морских рыб позволяет использовать их как биоиндикаторов для регистрации загрязнения водной среды нефтяными углеводородами. Прослежены изменения бактериоценозов пищеварительного тракта рыб в лабораторных

условиях под воздействием нефтяных углеводородов. Выделены из пищеварительного тракта гидробионтов нефтяные углеводороды расщепляющие бактерии и определены до вида.

Кроме этого нами исследованы изменения качественного и количественного состава бактериоценозов пищеварительного тракта радужной форели, происходящие под воздействием тяжелых металлов и их смесей, что ведет к угнетению симбионтного пищеварения и тем самым иммунной системы гидробионтов [5]. При воздействии токсических веществ наблюдалась тенденция снижения численности кишечных бактерий, а в некоторых случаях исчезновение бактерий, обладающих протеолитической активностью.

ЛИТЕРАТУРА

1. Мицкене Л. Микрофлора пищеварительного тракта речных раков и ее связь с питанием: Афтореф. дисс. ... канд. биол. наук. — Минск, 1992. — 24 с.
2. Шивокене Я. Микрофлора пищеварительного тракта прудовых рыб и ее биохимическая активность: Афтореф. дисс. ... канд. биол. наук. — Вильнюс, 1973. — 26 с.
3. Шивокене Я. Симбионтное пищеварение у гидробионтов и насекомых. -Вильнюс, 1978. — 222 с.
4. Šyvokienė J., Mickėnienė L. Microorganisms in the digestive tract of fish as indicators of feeding conditions and pollution // ICES Journal of Marine Science. — 1999. — Vol. 56. — P. 147-149.
5. Šyvokienė J., Mickėnienė L. The effect of heavy metals on microorganisms of the digestive tract of hydrobionts // Heavy metals in the Environment: an integrated approach / D.A. Lovejoy (ed.). — Vilnius, 1999. — P. 248-255.

УДК [574. 5:577,1] [262. 5]

Г.Е. Шульман

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

ФИЗИОЛОГО-БИОХИМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ЧЕРНОМОРСКИХ ГИДРОБИОНТОВ НА РУБЕЖЕ XXI СТОЛЕТИЯ

Черное море — уникальный «полигон» для изучения молекулярных, метаболических и функциональных основ и особенностей жизнедеятельности обитающих в нем организмов, популяций, видов, сообществ и его неустойчивой экосистемы, в целом. Эти исследования сосредоточены, в основном, в отделе физиологии животных и биохимии ИнБИОМ. В опубликованной недавно монографии [8] сформулированы важнейшие задачи и принципы проводимых исследований.

Исходной проблемой является изучение механизмов адаптаций гидробионтов к абиотическим и биотическим факторам, формирующим их условия обитания. В центре внимания исследований находятся массовые виды: желетелье (гребневика и медузы), моллюски (мидии), планктонные ракообразные (калянусы) и многие виды рыб. В этом разделе принципиально новыми в последние годы были результаты, относящиеся к определению ферментативной активности тканей при естественных температурах обитания [6] выявлению роли белковых и углеводных субстратов в энергетическом анаэробном метаболизме при дефиците кислорода во внешней среде [8], связи уровня накопленных липидных запасов с обеспеченностью пищей [10]. На основании проведенных исследований можно выявить целый спектр метаболических стратегий гидробионтов (подчас альтернативных), обеспечивающих биоразнообразие и видовой биологический прогресс [8]. Среди этих альтернативных стратегий особое место занимает уровень функциональной активности животных.

Важной проблемой является изучение физиолого-биохимических основ жизненных циклов (включая онтогенез, суточные, сезонные и межгодовые метаболические ритмы), и их связь с динамикой численности, поведением и распределением гидробионтов. Здесь следует отметить результаты изучения суточной динамики энергетического и азотистого метаболизма при вертикальных миграциях калянуса [9], а также у неполовозрелых мидий [3]; существенные половые различия в метаболизме камбалы-калкана [2]; приуроченность планктонных ракообразных к определенным гидрофизическим полям [10].

В отделе накоплен обширный материал по элементам баланса вещества и энергии и продуктивности у многих видов морских животных — медузе аурелии, донных ракообразных, моллюсков и рыб [1, 4, 8]. В настоящее время такие исследования проведены на вселенце гребневике мнемнопсисе [4], существенно подорвавшей кормовую базу планктоноядных рыб. Под пристальным вниманием находится новый вселенец гребневик берое, питающийся мнемнопсисом [5].

Все перечисленные направления позволяют разработать систему физиолого-биохимической индикации, на основе которой можно организовать пространственно-временной биомониторинг

состояния популяций массовых видов гидробионтов, а также черноморской экосистемы, в целом. Такой мониторинг осуществляется на протяжении многих лет в отношении важного промыслового вида черноморского шпрота [8]. В настоящее время близки к налаживанию мониторинга исследования калянусов [10] и личинок рыб [7].

Помимо фундаментального проводимые исследования имеют и важное прикладное значение: для краткосрочного и долгосрочного прогнозирования состояния рыбных запасов, биотехнологии (в том числе, марикультуры мидий). Охраны экосистемы от антропогенного воздействия.

Естественно, в начале XXI века все эти направления будут продолжаться и развиваться. Они являются составной частью новой области исследований, интегрирующей подходы таких стремительно развивающихся наук, как экология, биохимия и физиология. Эта область исследований может быть названа биохимической (и физиологической) экологией, что мы уже обосновывали в недавнее время [8]

ЛИТЕРАТУРА

1. Аннинский Б. Е. Энергетический баланс медузы *Aurelia aurita* в условиях Черного моря // Биоэнергетика гидробионтов. — Киев: Наукова думка, 1990. — С. 11-32.
2. Басова М. М. Половые особенности химического состава черноморской камбалы-калкана *Psetta maecotica* // Доп. НАН України. — 2001. — № 2. — С. 171-174.
3. Вялова О. Ю. Суточные изменения метаболизма у неполовозрелых мидий *Mytilus galloprovincialis* Черного моря // Экология моря. — 1999. — № 48. — С. 31-34.
4. Финенко Г. А., Романова З. А. Популяционная динамика и энергетика гребневика *Mnemiopsis leidyi* в Севастопольской бухте // Океанология. — 2000. — Т. 40, № 5. — С. 720-728.
5. Финенко Г. А., Романова З. А., Аболмасова Г. И. Новый вселенец в Черное море гребневик *Beroe ovata* // Экология моря. — 2000. — № 50. — С. 21-25.
6. Эмеретли И. В. Активность ферментов энергетического обмена у черноморских рыб // Биоэнергетика гидробионтов. — Киев: Наук. думка, 1990. — С. 178-189.
7. Trusevich Vol. V., Yuneva T. V., Bingel F., Kideys A. E., Shulman G. E. Ribonucleic acid content and RNA-DNA ratio of Black Sea anchovy and sprat larvae // Доп. НАН України. — 2000. — № 11. — С. 218-222.
8. Shulman G. E., Love R. M. The Biochemical Ecology of Marine Fishes // *Advances in Marine Biology*. — London: Academic Press, 1999. — Vol. 36. — P. 1-351.
9. Svetlichny L. S., Hubareva T. S. The effect of hypoxia on metabolism and locomotion of *Calanus euxinu* // Доп. НАН України. — 1998. — № 5. — P. 199-203.
10. Yuneva T. V., Svetlichny L. S., Yunev O. A. et al. Nutritional condition of female *Calanus euxinus* from cyclonic and anticyclonic regions of the Black Sea // *Mar. Ecol. Progr. Series*. — 1999. — Vol. 189. — P. 195-204.

УДК 594. 3: 594. 1

Л.М. Янович, Г.Є. Киричук, Р.Р. Тарасюк, А.Б. Джигора, Н.М. Бовсунівська

Житомирський державний педагогічний університет імені Івана Франка, м. Житомир

АКТИВНІСТЬ ФЕРМЕНТІВ ПЕРЕАМІНУВАННЯ У ОРГАНІЗМІ МОЛЮСКІВ

Для вирішення ряду екологічних проблем останнім часом широко використовують біохімічні методи дослідження, які надають можливість вирішувати проблему пристосування гідробіонтів до різних умов середовища. В основі таких пристосувань лежать біохімічні та фізіологічні механізми адаптації. Це стосується і механізмів ферментативного каталізу, які дозволяють організмам, що стоять на різних рівнях, еволюції успішно протистояти несприятливим факторам зовнішнього середовища.

Визначення нами активності ферментів переамінування АСТ та АЛТ в тканинах перлівницевих було здійснено в зв'язку з важливим значенням амінокислотного обміну в процесі глюконеогенезу та в енергетичному метаболізмі в цілому.

Матеріали та методи дослідження

Використано 100 екз. 4-6 річних самців та самок *Viviparus viviparus*, 40 екз. однорозмірних *Lymnaea stagnalis*, 35 екз. однорозмірних *Planorbarius purpura*, 40 екз. однорозмірних *P. comeus*, 40 екз. *Unio conus*, 150 екз. *U. rostratus* та 37 екз. *U. tumidus* (3-4 річних). Матеріал зібраний одночасово в червні-липні 1999 року та протягом 1998 року (для дослідження сезонної динаміки) в ряді водойм поблизу м. Житомира. Всього виконано 1320 біохімічних аналізи. Активність АЛТ та АСТ визначали колориметрично за допомогою фотоелектроколориметра КФК-2МП за методом Рейтмана та Френкеля. Цифрові результати оброблено методами варіаційної статистики.

Результати та їх обговорення

Роль трансаміназ в енергетичному обміні виявляється в трьох аспектах: у підтриманні окислювально-відновного потенціалу, у відновленні метаболітів циклу Кребса, у біохімічних перетвореннях вуглеводів та амінокислот. Визначення трансаміназної активності в досліджуваних тканинах (мантія, нога, зябра) *Unio conus*, *U. tumidus*, *U. rostratus* показало, що активність АСТ знаходиться приблизно на однаковому рівні (0,1895-0,2947 ммоль/год*г). При дослідженні активності АЛТ в органах мантійного комплексу (мантія, зябра) встановили, що цей показник найменший у *U. rostratus*. Так, у останнього активність ферменту в мантії на 66,5% та на 64,34% нижче, ніж у *U. conus* та *U. tumidus* відповідно. Значення активності АЛТ у *U. conus* на 60,72% вище, ніж у *U. rostratus*. При порівнянні цього показника у *U. conus* та *U. tumidus* статистично достовірних відмінностей не виявлено.

Аналіз отриманих даних дозволяє стверджувати, що найменша активність АЛТ у тканинах усіх досліджених органів молюсків характерно *U. rostratus*, а у *U. conus* та *U. tumidus* значення цього показника вищі і знаходяться на одному рівні. Не викликає сумніву те, що основним моментом в життєдіяльності перлівницевих є нерест. Впродовж цілого року тварини готуються до нього, що супроводжується перебудовою в роботі всіх органів і систем. Синтез гонадотропної тканини потребує високого рівня як пластичного, так в і енергетичного обмінів. Велика маса гонади в період розмноження вимагає інтенсивних синтетичних процесів. В зв'язку з цим нами здійснено вивчення динаміки активності АЛТ та АСТ у гонаді *U. rostratus* на різних стадій її зрілості. Результати досліджень показали, що активність АЛТ та АСТ по мірі дозрівання статевих продуктів поступово зростає і має два річних піки — весняний та осінній. Так, впродовж року активність АЛТ становить 0,08914-0,1900 ммоль/год*г, АСТ — 0,1343-0,1923 ммоль/год*г. В період дозрівання статевих продуктів активності ферментів відповідно зростає до 0,2657- 0,3837 ммоль/год*г та 0,2686-0,2948 ммоль/год*г. Тому, виходячи з сезонної динаміки амінотрансфераз, можна сказати, що процеси транспортування в гонадах перлівницевих особливо активні тоді, коли найактивніше відбувається гаметогенез. Весняний пік їх активності пов'язаний з нерестом, а осінній — з повним дозріванням статевих продуктів, хоча вони не використовуються і поступово резорбуються [1].

Встановлено, що відношення АСТ до АЛТ у поліських перлівницевих близьке до одиниці, що характеризує порівняно високу активність двох ферментів. Таке ж співвідношення трансаміназ відмічено і у інших видів двостулкових молюсків на відміну від більшості інших груп безхребетних та хребетних, де переважає активність АСТ [2]. Висока активність АЛТ в тканинах двостулкових молюсків доводить їх здатність до факультативного анаеробіозу.

Аналіз активності амінотрансфераз в гемолімфі червоногих молюсків показав, що на неї впливає трематодна інвазія тварин (табл. 1).

Таблиця 1

Активність амінотрансфераз (ммоль/год*л) в гемолімфі червоногих молюсків

Вид	n	Інвазія	АЛТ	АСТ	АСТ/АЛТ
			X±m _x	X±m _x	X±m _x
<i>Planorbarius corneus</i>	8	Є	0.22±0.03	0.16±0.02	0.78±0.10
	32	Відсутня	0.26±0.03	0.17±0.01	0.66±0.05
<i>Planorbarius purpura</i>	9	Є	0.50±0.03	0.32±0.01	0.57±0.09
	26	Відсутня	0.29±0.01	0.25±0.02	0.92±0.11
<i>Lymnaea stagnalis</i>	10	Є	0.20±0.04	0.17±0.03	0.91±0.07
	30	Відсутня	0.27±0.02	0.24±0.01	0.91±0.07
<i>Viviparus viviparus</i> (самки)	22	Є	1.23±0.08	0.32±0.01	0.28±0.03
	28	Відсутня	1.07±0.10	0.34±0.01	0.40±0.05
<i>Viviparus viviparus</i> (самці)	23	Є	0.78±0.06	0.41±0.04	0.56±0.05
	27	Відсутня	1.07±0.05	0.57±0.04	0.57±0.05

Так, в гемолімфі заражених *P. purpura* вміст АЛТ на 72%, а АСТ на 28% вищий, ніж у незаражених особин. Ймовірно, така тенденція пояснюється підвищенням рівня обмінних процесів в організмі інвазованих тварин. Зазначимо, що на активність трансаміназ впливає і вікова структура популяції (рис. 1, 2). Співвідношення ферментів переамінування між собою сягає значень або близьких до одиниці (*L. stagnalis*), або нижчих за неї (інші досліджувані види).



Рис. 1 Вплив трематодної інвазії, віку та статі на активність аланінамінотрансферази (ммоль/год*л) в гемолімфі *Viviparus viviparus*, n = 72

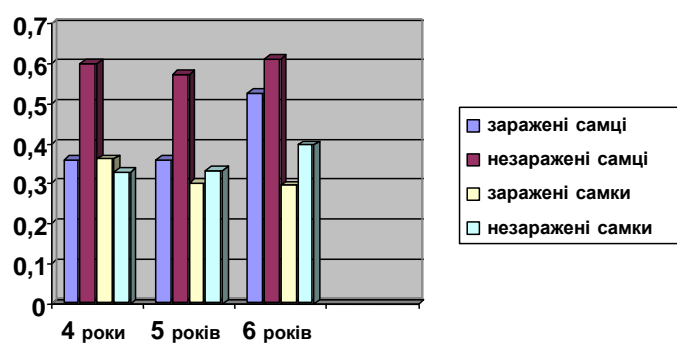


Рис. 2 Вплив трематодної інвазії, віку та статі на активність аспартатамінотрансферази (ммоль/год*л) в гемолімфі *Viviparus viviparus*, n = 72

ЛІТЕРАТУРА

1. Янович Л. М. Размножение моллюсков рода *Unio* в условиях Центрального Полесья // Вестник зоологии. — 1997. — № 4. — С. 55-61.
2. De Rosa G., Swick R. W. Metabolic implications of the alanine aminotransferase coenzymes // J. Biol. Chem. — 1975. — № 20 — P. 7961-7967.

ФІЗИОЛОГІЯ, БІОХІМІЯ ТА БІОФІЗИКА ВОДНИХ РОСЛИН І МІКРООРГАНІЗМІВ

УДК 574.577.475(269)

І. Башмакова

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

СУЧАСНИЙ СТАН БІОРІЗНОМАНІТТЯ ТА СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА БАКТЕРІОПЛАНКТОНУ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ

Біологічна різноманітність у водних екосистемах повинна характеризуватися варіабельністю живих організмів усіх рівнів організації, включаючи і бактеріальне населення водної товщі. Відомо, що у зв'язку з високою каламутністю дунайської води, в екосистемі. Дунаю значно зростає роль мікроорганізмів. В таких умовах бактеріопланктон є основним агентом самоочищення, і одночасно — показником рівня забруднення та евтрофування водойми. Вивчення його біорізноманіття та структурно-функціональних характеристик у просторово-часовому аспекті може служити одним з критеріїв оцінки екологічної ситуації в унікальному природному комплексі Кілійської дельти.

Дослідження проведені на українській ділянці Дунаю у 1998 році у рамках проекту ІНТАС — 1745 показали, що загальна чисельність (ЗЧБ) і біомаса бактеріопланктону залишалися тут на рівні середньо-багаторічних показників. У залежності від часу і водності року вони коливалися в широких межах (4, 94-14,05 млн. кл/мл, біомаса 0,72-3,03 мг/л). Розміри цих показників у основному руслі ріки перевищували такі у самій дельті та істотно знижувалися під час просування води по рукавах до моря.

Більшість із врахованих бактеріальних клітин були коковидної та паличководної форми, причому останні істотно переважали, що за літературними даними вказує на наявність у воді високих концентрацій легкоокислюваних органічних речовин. Достовірних розходжень у морфології бактеріопланктону основного русла ріки і вивчених водойм дельти не зареєстровано. Розміри клітин у кутах дельти були дещо нижчими, у порівнянні з основним руслом: палички — 0, 09-0, 23мкм, коки — 0, 17-0, 49 мкм, спори — 0, 28-0, 62 мкм), що обумовило зниження показників бактеріальної біомаси в напрямку до моря.

Розвиток сапрофітних бактерій у водній товщі Кілійської дельти у період наших спостережень був відносно рівномірним, а чисельність — була також на рівні середньо-багаторічних показників — 1, 04-6, 10 тис.кл./мл.

Тісна кореляція просторового розподілу вивченої групи гетеротрофів з коливаннями бактеріальної біомаси і чисельності, вказує на істотну роль цих мікроорганізмів у складі бактеріопланктону водойм дельти. Максимальні показники (5,04-6,10 тис.кл./мл.) встановлені у слабопроточній прісній водоймі Ананькин, що добре прогрівається сонцем. Вони закономірно підвищувалися також в рукавах, що зазнають інтенсивного антропогенного впливу — Білгородському, Старо-Стамбульському, (2,72-3,64 тис.кл./мл) і знижувалися у відкритих морських затоках (1,04-3,12 тис.кл./мл). Дослідження довели, що саме гетеротрофна частина бактеріального співтовариства забезпечує інтенсивність процесів деструкції органічної речовини (ОР) у дельті та утилізацію основної маси забруднень у цьому регіоні (хлороорганічних пестицидів і важких металів). Ці мікробіологічні процеси складають основу високого потенціалу біологічного самоочищення Кілійської дельти.

Разом з тим, наші лабораторні досліди свідчать про те, що при досягненні деяких концентрацій металів у воді, дихальна активність і чисельність сапрофітних бактерій різко знижується, що може спричинити помітне зниження темпів переробки ОР в природній воді.

Показники деструкції ОР на українській ділянці Дунаю коливалися у дуже широких межах — від досить низьких (0,03 мгО₂/л.) у деяких рукавах до екстремально високих — (7,11 мгО₂/л.) у прісноводних водоймах. Очевидно, що у цих слабопроточних внутрішніх водоймах Кілійської дельти, що щільно заросли вищою водною рослинністю та добре прогріваються, створюються оптимальні умови для розвитку активних мікробіоценозів, які із високою швидкістю переробляють органічний субстрат автохтонного походження. Широка амплітуда коливань показників деструкції на досліджуваній ділянці дельти Дунаю обумовлена, як різним ступенем антропогенного навантаження, так і динамічністю чинників навколишнього середовища (змінюючись солоністю, тропністю, згінно-нагінними процесами і т.д.) характерними для екотонних зон.

При загальному зниженні інтенсивності деструкційних процесів у напрямку до моря, звертають на себе увагу високі показники добової деструкції у відкритих затоках-кутах — Шабаш, Желаний, Жебрінівський. Очевидно мікробіоценози цих водойм мають високу толерантність до чинників солоністі та нестабільної гідрологічної ситуації, що є одними з основних ознак екотону і підтримує інтенсивність трансформації та мінералізації аллохтонного матеріалу в кутах дельти.

Отже, проведені у 1998 мікробіологічні спостереження ще раз підтвердили, що розвиток і життєдіяльність угруповань бактеріопланктону Кілійської дельти в першу чергу залежать від гідрологічних і гідрохімічних умов, що визначають тип водойми. Разом з тим, усі групи вивчених водойм характеризувалися подібною динамікою мікробіологічних показників і деструкційних процесів від початку водойми у напрямку до моря. В усіх досліджуваних рукавах у середній частині вони знижувалися і збільшувалися на виході води у море. Навпаки, у замкнутих прісних водоймах — в середній частині показники зростали до максимальних розмірів. У відкритих затоках — мінімальними вони були на вході і зростали в зоні змішування прісної та солоної вод. Встановлене явище свідчить про те, що бактеріопланктон і мікробіологічні процеси, що є невідомими компонентами водних екосистем, відбивають стан внутріводоносних процесів і можуть бути використані не тільки як чутливі індикатори зміни хімізму природної води, однак і з метою класифікації водойм за біологічними ознаками. Статистичне опрацювання даних та розрахунки Індексу розвитку бактеріопланктону дозволили інтегрально оцінити стан бактеріальних угруповань у дельті та продемонструвати ці закономірності більш наочно.

УДК 577. 482

О.В. Борисова, Н.Я. Тиберкевич

Ін-т ботаніки ім. М. Г. Холодного НАН України, м. Київ

Ін-т гідробіології НАН України, м. Київ

ОСОБЛИВОСТІ РОЗВИТКУ БАКТЕРІЙ-СУПУТНИКІВ В ПРОЦЕСІ РОСТУ КУЛЬТУРИ ВОДРОСТІ *SCENEDESMUS ACUTUS MEYEN* IBASU A-251

При культивуванні водоростей важливу роль відіграє присутність та розвиток в культурах фототрофних організмів гетеротрофних бактерій-супутників. Альгологічно чисті культури водоростей є альго-бактеріальними угрупованнями, що сформувались у природних умовах в процесі еволюції і складаються з автотрофного (водорість) та гетеротрофного (комплекс бактерій-супутників) компонентів.

Дані літератури про характер взаємовідносин між водоростями і бактеріями в процесі їх сумісного культивування залишаються суперечливими, що потребує подальших досліджень у цій галузі. Метою даної роботи було вивчення динаміки росту семи видів бактерій при внесенні їх в аксенічну культуру зеленої водорості *Scenedesmus acutus Meyen* IBASU-A251. В роботі використовували штами супутніх бактерій даної водорості *Flavobacterium odoratum* C-7, *Acinetobacter* sp. C-2, *Microbacterium imperiale* C-3, *Rhodococcus erythropolis* C-4, *R. luteus* C-1 та *Curtobacterium* sp. C-6, а також музейний штам *E. coli* 0111. В залежності від варіанту досліду культивували: водорості без бактерій (контроль 1, аксенічна культура), водорості з природною сумішшю супутніх бактерій (контроль 2, альгологічно чиста культура), водорості із кожним з шести видів супутніх бактерій окремо (бінарні культури), зі всіма разом (ресинтезована культура), з *E. coli* 0111 (бінарна культура) і *E. coli* без водоростей на чистому середовищі Фітцджеральда.

Ріст водорості без бактерій, а також в бінарних культурах з бактеріями-супутниками, *E. coli* 0111, і у знову ресинтезованому альгобактеріальному угрупованні був практично однаковим. Спостереження за розвитком бактерій в бінарних культурах, в природній альгологічно чистій культурі і у знову

ресинтезованому альгобактеріальному угрупованні показало, що характер росту мікроорганізмів відрізняється. Так, в бінарних культурах чисельність бактерій була значно нижчою, ніж в ресинтезованому угрупованні, однак всі види зберігали життєздатність і розвивались. При цьому в лаг-фазі росту водорості спостерігалось збільшення чисельності популяцій *Flavobacterium odoratum*, *Acinetobacter sp.* та *Microbacterium imperiale*, потім їх кількість дещо зменшувалась в логарифмічній і знову підвищувалась в стаціонарній фазі. Чисельність популяцій *Rhodococcus erythropolis*, *R. luteus* та *Curtobacterium sp.* в бінарних культурах починала зростати тільки після 5-10 доби дослідю. В ресинтезованому угрупованні кількість клітин бактерій-супутників до 25-ї доби зростала постійно і паралельно до збільшення кількості клітин водорості, а потім стабілізувалась. В альгологічно чистій культурі (контроль 2) кількість бактерій до 5-ї доби різко зменшувалась, потім стабілізувалась і почала зростати після 15-тої доби, досягаючи максимальних значень до кінця дослідю. На відміну від бактерій-супутників, кількість клітин *E. coli* в бінарній культурі з *S. acutus* майже не коливалась, тільки до 5-ї доби збільшувалась на два порядки, потім після 10-ї доби їх кількість різко зменшувалась і зберігалась на цьому рівні до кінця дослідю.

Як відомо, якісний склад розчинених органічних речовин (РОР) залежить не тільки від таксономічного положення водоростей і умов культивування, однак й від фізіологічного стану клітин [1]. В лаг-фазі і на початку логарифмічної фази росту водоростей у складі РОР переважають низькомолекулярні сполуки (амінокислоти, вуглеводи, органічні кислоти легкої фракції), що, очевидно, обумовлює в перші доби дослідю збільшення чисельності популяцій *Flavobacterium odoratum*, *Acinetobacter sp.* та *Curtobacterium sp.*, які здатні швидко утилізувати дані сполуки [2]. Потім в логарифмічній фазі росту у культуральному середовищі зростає концентрація органічних кислот нелеткої фракції і, зокрема, гліколевої як головного продукту фотосинтезу. У цей період бактерії-супутники в бінарних культурах розвиваються слабо, крім *R. luteus* та *Acinetobacter sp.*, можливо із-за їх здатності використовувати як джерело вуглецю ряд органічних кислот таких як янтарна, яблучна, fumarова. Наприкінці логарифмічної і в стаціонарній фазах у зв'язку із зменшенням фізіологічної активності культуральне середовище збагачується високомолекулярними сполуками, продуктами відмерлих клітин водоростей. Відповідно зростає чисельність популяцій бактерій роду *Rhodococcus*, які поряд із легкоокислюваними речовинами здатні асимілювати аміни, полісахариди, ароматичні сполуки і інші продукти розпаду.

Постійне збільшення чисельності бактерій-супутників при одночасному внесенні однакової кількості клітин всіх шести видів в аксенічну культуру водорості може свідчити про поступовість адаптації відновленого угруповання. Механічна суміш партнерів, які досить тривалий час культивувалися окремо, не відразу стає збалансованою системою. Очевидно, першим складається угруповання бактерій, сумісний ріст яких значно (в 10 разів) активніший у порівнянні з ростом окремих видів в бінарних культурах.

Незбалансований ріст ресинтезованого угруповання добре помітний при порівнянні з ростом природного угруповання у вихідній альгологічно чистій культурі водорості. Внесення інокуляту у чисте середовище різко змінює фізіологічний стан водорості і відповідно якісно та кількісно змінюється склад РОР. Кількість бактерій зменшується як у результаті простого розведення, так і за рахунок зменшення поживних субстратів. Потім настає стабілізація чисельності мікроорганізмів, що спостерігається в період активного росту водорості, яка, очевидно, є однією із ознак альгобактеріального угруповання як гомеостазної системи. Слід враховувати ще той факт, що властивості окремих мікроорганізмів в аксенічних культурах можуть відрізнятися від їхніх властивостей в угрупованні, а також властивостей угруповання в цілому. Цим можна пояснити результати дослідю з *E. coli* 0111, які свідчать про те, що дана бактерія, не будучи супутником водорості, здатна протягом тривалого часу виживати в культуральному середовищі *S. acutus* і навіть деякий час розмножуватись.

Отже, результати досліджень показали, що всі бактерії-супутники *Scenedesmus acutus* мають здатність розвиватись у водоростевому культуральному середовищі як разом, так і окремо. Однак, їх сумісний ріст набагато активніший. Поряд з цим, на прикладі *E. coli* 0111 показана можливість тривалого збереження життєздатності у культуральному середовищі водоростей сторонніх мікроорганізмів.

Разом із цим, динаміка росту комплексу бактерій у знову ресинтезованому альгобактеріальному угрупованні відрізнялась від такої природного у альгологічно чистій культурі *S. acutus*. Не спостерігали також впливу бактерій-супутників на ріст водорості. Все зазначене свідчить про те, що для організмів, виділених із угруповання і які протягом тривалого часу культивуються окремо, необхідний певний час для адаптації та прояву властивостей, характерних для них в угрупованні і всього угруповання в цілому. Цей факт необхідно враховувати при вивченні взаємовідносин водоростей та бактерій з використанням чистих культур.

ЛІТЕРАТУРА

1. Кажлаева Т. Ф., Максимова И. В., Плеханов С. Е. Использование статистических методов для количественной оценки вклада отдельных процессов в накопление РОВ растущими культурами водорослей // Альгология. — 1993. — Т. 3, № 4. — С. 89-95.
2. Нестеренко О. А., Квасников Е. И., Ногина Т. М. Нокардиоподобные и коринеподобные бактерии. — Киев: Наук. думка, 1985. — 336 с.

УДК 591. 148:582. 276:57. 084(26)

Д.В. Бородин

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

К ВОПРОСУ О МЕТОДИКЕ СТИМУЛЯЦИИ БИОЛЮМИНЕСЦЕНЦИИ ДИНОФИТОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ

Биолюминесценция морских вод — широко известное явление, имеющее планетарные масштабы. Для многих районов Мирового океана (в том числе и для Черного моря) показано, что основным источником биолюминесценции являются планктонные динофлагелляты [1]. Яркие вспышки, возникающие при искусственной стимуляции наиболее выпукло характеризуют биолюминесцентную способность организма. Для получения светового отклика биолюминесцента чаще всего используются химический, электрический и механический виды стимуляции.

Химический метод стимуляции — один из самых простых и доступных. В общем случае метод сводится к введению в кювету с подопытным организмом небольшого количества (0, 3-1мл) того или иного химического реагента. В качестве такового используют спирт, формалин, ацетон, перекись водорода, иод, аммиак, уксусную и другие кислоты, соли различных металлов [2, 3]. Считается, что такие агенты как спирт, формалин, уксусная кислота, ацетон не обладают специфичностью действия на биофизические характеристики светового сигнала [2], однако для солей различных металлов ситуация иная [6]. Следует отметить, что при химической стимуляции организм чаще всего гибнет, что является очевидным недостатком метода. В то же время к преимуществам метода можно отнести высокую степень надежности: химические стимулы приводят к эффекту светоизлучения даже тогда, когда другие методы не дают необходимого результата.

Несмотря на очевидную неадекватность естественным раздражителям электрический метод стимуляции имеет единую с ними физиологическую основу (деполяризация мембран и генерация потенциала действия) и поэтому с успехом применяется [2, 3]. С помощью электрической стимуляции возможно не только изучить латентный период вспышек, но и проследить динамику биолюминесцентных сигналов, исследовать период во восстановления субстрата в случае неповреждающих величинах тока. Раздражение организмов производится либо разрядом конденсатора, либо от стимуляторов электронного типа. При этом плотность тока в разных точках рабочей камеры должна быть одинакова, что достигается ее формой. Наиболее удачной является кювета, представляющая собой сосуд прямоугольной формы, причем металлические электроды находятся на противоположных стенках сосуда и равны им по площади [2]. Близкую плотность тока во всех точках обеспечивает также камера несколько более сложной формы, разработанная в Институте биологии Южных морей [3].

Механическое возбуждение биолюминесценции — наиболее адекватный природным стимулам метод исследования светоизлучения динофлагеллят. Он также является основой измерений биолюминесценции *in situ*. В сосуде с помощью электромеханического устройства создается движение воды, гидрофизические характеристики которого схожи с таковыми в океане. Основным недостатком метода является большая инерционность устройств, применяемых для стимуляции, а также сложность оценки величины гидрофизического стимула. Поэтому эволюция систем для механической стимуляции биолюминесцентных шла в сторону преодоления этих трудностей. Первоначально для возбуждения использовали простое встряхивание кюветы с организмом или пропускание пузырьков воздуха сквозь культуру динофитовых водорослей [10]. Однако столь примитивный подход не мог удовлетворить исследователей. Бигблей и др. [5] предложили установку, представляющую собой U-образный стержень, соединенный с электромотором и погруженный в сосуд с суспензией клеток. Вращение стержня вокруг вертикальной оси (1800 об/мин) обеспечивало перемешивание суспензии и возникновение биолюминесценции. В дальнейшем многие исследователи использовали различные модификации этой установки. В 1984 году был предложен метод вакуумной стимуляции биолюминесцентных [7]. В основании прозрачного пробоприемника предложенного устройства имелось отверстие, через которое с

помощью вакуумного насоса удаляется вода. В самом же пробоприемнике находился фильтр, препятствующий удалению планктонных организмов. Светоизлучение возникало при контакте влекомых водой организмов с фильтром. Для того, чтобы оценить воздействие таких факторов как ускорение и давление на биолюминесценцию динофлагеллят в работе [4] были предложены ряд устройств. При изучении ускорения свечение возникало в результате гидродинамического удара в капиллярном канале, полученном в результате соединения двух пипеток Пастера тонкими концами. Воздействие давления на биолюминесценцию изучалось в прямоугольной прозрачной камере, закрытой сверху подвижным поршнем. Установки, наиболее адекватные природным механическим стимулам, были предложены в [9] и [8]. В первом случае светоизлучение возбуждалось турбулентным и ламинарным током жидкости в модифицированном аппарате Рейнольдса. Во втором случае тестовая камера представляла собой два цилиндра, вставленных один в другой и способных вращаться вокруг своей оси. Полость между цилиндрами была заполнена суспензией клеток. При вращении внешнего прозрачного цилиндра, в то время как внутренний оставался неподвижен, в полости возникал ламинарный ток жидкости, за счет чего достигалось определенное напряжение сдвига, приводящее к биолюминесценции

Т. о. для стимуляции биолюминесценции планктонных организмов возможно использование различных методов стимуляции, в зависимости от целей, стоящих перед исследователем.

ЛИТЕРАТУРА

1. Биолюминесценция в океане. 1992. /Под ред. Гительсона Н. И. — СПб.
2. Гительсон И. И., Чумакова Р. И., Дегтярев В. И. и др. Биолюминесценция моря. -М, Наука, 1969. — 183 с.
3. Евстигнеев, П. В., Битюков, Э. П.. Биолюминесценция морских копепод. — Киев: Наук. думка, 1990.
4. Anderson, M. D., Nosenchuck, D. M., Reynolds G. T., Walton A. J. . Mechanical stimulation of bioluminescence in the dinoflagellate *Gonyaulax polyedra* (Stein)// J. Exp. Mar. Biol. Ecol. — 1988. — Vol.122. — P. 227–288.
5. Biggley, W. H., Swift, E., Buchanan, R. J., Seliger H. H. Stimulable and spontaneous bioluminescence in the marine dinoflagellates, *Pyrodinium bahamense*, *Gonyaulax polyedra*, and *Pyrocystis lanula* // J. Gen. Physiol. — 1969. — Vol. 45. — P. 96-122.
6. Okamoto K. O., Shao L., Hastings J. W., Colepicolo P. Acute and chronic effect of toxic metals on viability, encystment and bioluminescence in the dinoflagellate *Gonyaulax polyedra*. Comp. Bioch. and Physiol. Part . — 1999. — P. 75-83.
7. Lapota, D., Losee, J. R. . Observation of bioluminescence in marine plankton from the Sea of Cortez //J. Exp. Mar. Biol. Ecol. — 1984. — Vol. 77. — P. 209-240.
8. Latz M. I., Case J. F., Gran R. L. Excitation of bioluminescence by laminar fluid shear associated with simple Couette flow // Limnol. Oceanogr. — 1994. — Vol. 39(6)/- P. 1424-1439.
9. Rohr, J., Losee J., Hoyt J. Stimulation of bioluminescence by turbulent pipe flow // Deep-Sea Res. — 1990. — Vol. 37(10). — P. 1639-1646.
10. Widder, E. A., Case, J. F. 1. Bioluminescence excitation in dinoflagellate // Bioluminescent current perspectives / In K. H. Neelson (ed.). — Burgess, 1981. — P. 125-132.

УДК 582. 261: 581. 16

Н.А. Давидович

Карадагский природный заповедник НАН Украины

СОЧЕТАНИЕ ИНБРЕДНОГО И АУТБРЕДНОГО СКРЕЩИВАНИЯ В СИСТЕМЕ РАЗМНОЖЕНИЯ ДИАТОМОВОЙ ВОДОРОСЛИ *NITZSCHIA LONGISSIMA*

Диатомовая водоросль *Nitzschia longissima* (Bréb.) Ralfs. населяет литораль практически всех морей Мирового океана [1], в том числе, Черного моря [3]. Массового развития она не достигает, но встречается в пробах регулярно. Столь широкое распространение и постоянное присутствие заставляет предположить наличие у вида механизмов, обеспечивающих высокую генетическую пластичность и эволюционную гибкость.

Известно, что формы, приспособленные к перекрестному скрещиванию (аутбридинг), и формы, приспособленные к инбридингу, различаются во многих отношениях. Вся система размножения у форм, относящихся к первой группе, организована таким образом, чтобы накапливать и оберегать генетическую изменчивость в целях достижения максимума экологической пластичности и эволюционной гибкости. Это, однако, достигается ценой создания многих малоудачных генетических комбинаций. С другой стороны, каждая из форм, приспособленных к крайнему инбридингу, нашла удачную генотипическую комбинацию, которая позволяет ей процветать в специализированных условиях существования, однако за это приходится расплачиваться утратой способности справляться с внезапными изменениями внешних

умовий. Таким образом, види должны выбирать между двумя крайностями: оптимальной пригнанностью к современным условиям — в сочетании со значительной экологической и эволюционной уязвимостью, или же максимальной эволюционной гибкостью в сочетании с огромной продукцией неудачных генотипов. Нет такого вида, который сочетал бы оба преимущества в единой системе; каждый вид находит свою особую форму компромисса между этими двумя крайностями, и каждый вид обладает своей собственной системой механизмов для достижения этого компромисса [2].

Ранее было установлено, что *N. longissima* воспроизводится половым путем с участием двух клеток противоположного пола, и была высказана мысль о том, что эта водоросль облигатно двудомна [4, 5], во всяком случае, иных способов проявления пола обнаружено не было. Облигатная двудомность благоприятствует аутбредному скрещиванию, и таким образом, обуславливает повышенную гетерозиготность и генетическую изменчивость.

В процессе исследований, выполнявшихся нами с августа 1994 года по май 2001 года, из природной популяции в районе Карадага было выделено 43 клон. Межклоновое скрещивание в более, чем 300 сочетаниях, показало, что помимо однополых клонов (как это и должно быть у двудомных, или гетероталлических видов), существуют также клоны, способные помимо межклонового к ограниченному внутрикловому воспроизведению. Удалось выяснить, благодаря физиологической и морфологической гетерогамии *N. longissima* [4], что эти клоны были исключительно мужского пола. В популяции существовали также клоны, межклоновое скрещивание которых в лабораторных условиях было совершенно безрезультатным, хотя они регулярно воспроизводились внутрикловым путем. Получавшиеся инициальные клетки выглядели нормально, однако, на фоне восьми неудачных попыток введения их в культуру, всего лишь один вновь выделенный клон оказался жизнеспособным. Понятно, что внутрикловое половое воспроизведение представляет собой крайнюю форму инбридинга, продолжает ли вновь выделенный клон инбредную линию, предстоит выяснить в дальнейшем. Полученные данные позволяют констатировать, что в системе вида *N. longissima* аутбредное скрещивание сочетается с инбредным. Особенности генетической системы вида таковы, что в его популяциях существуют клоны, позволяющие не только увеличивать, но и уменьшать степень аутбридинга, таким образом, очевидно, достигается большая экологическая и эволюционная гибкость, благоприятствующая широкому распространению и относительному процветанию вида *N. longissima*.

ЛИТЕРАТУРА

1. Забелина М. М., Киселев И. А., Прошкина-Лавренко А. И., Шешукова В. С. Диатомовый анализ. Определитель ископаемых и современных водорослей. Книга 3. / Под ред. Криштофовича А. Н. — М.: Гос. изд-во геологической лит-ры, 1950. — 399 с.
2. Майр Э. Популяции, виды и эволюция. — М.: Мир, 1974. — 460 с.
3. Прошкина-Лавренко А. И. Диатомовые водоросли бентоса Черного моря. — М.-Л.: Изд-во Академии Наук СССР, 1963. — 244 с.
4. Рощин А. М. Жизненные циклы диатомовых водорослей. — Киев: Наук. думка, 1994. — 171 с.
5. Чепурнов В. А. Половой процесс и формирование аукоспор у диатомовых водорослей (Bacillariophyta) // Труды Карадагского филиала Института биологии южных морей. — Севастополь, 1997. — С. 53-62.

УДК 581.526.325:574.5(262.5)

Ю.П. Зайцев, Д.А. Нестерова, Е.М. Руснак

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ СООТНОШЕНИЯ «ХЛОРОФИЛЛ — ФИТОПЛАНКТОН» В ЕВТРОФНЫХ ВОДАХ ЧЕРНОГО МОРЯ

Выяснению количественного соотношения между зеленым пигментом хлорофиллом и фитопланктоном *in situ* посвящено значительное количество исследований, выполненных как в морских, так и в пресноводных водоемах [1, 2, 5, 6]. При этом авторы сравнивали количественные показатели хлорофилла в воде с общей биомассой фитопланктона в том же месте. В результате были получены разные величины, которые указывали на непрямую зависимость сравниваемых показателей. В отдельных случаях, сопоставляя полученные некие осредненные данные, исследователи хорошо понимали условность таких расчетов. Вместе с тем, использование показателей концентраций хлорофилла «а» перспективно для экспресс — оценки биомассы фитопланктона [5]. Принято считать, что хлорофилл «а» в среднем составляет 2, 5 % от сухого органического вещества.

С целью получения более приближенных к истине данных авторы использовали собственные материалы, полученные в северо-западной части Черного моря в апреле — июне 1983 г. и октябре —

ноябре 1985 г. Эти воды отличаются высокой биологической продуктивностью и повышенной трофностью [3], массовым развитием фитопланктона вплоть до образования так называемых «красных приливов» [4], когда численность клеток в одном литре морской воды измеряется десятками и сотнями миллионов, а число доминирующих видов сокращается до нескольких, получивших наиболее сильное развитие. Количественные показатели хлорофилла «а» сравнивались не только с общей биомассой фитопланктона поверхностного слоя моря, но также с общей численностью клеток, а также численностью и биомассой по отдельным крупным систематическим отделам: диатомовые, перидиниевые, синезеленые и зеленые.

В апреле — июне 1983 г. численность (6, 4 тыс. — 55, 0 млн кл.л) и биомасса (0, 04-104, 48 мг.м³) колебались в широких пределах. Основу численности и биомассы создавали диатомовые и перидиниевые водоросли, составлявшие на отдельных станциях до 100 % общего количества фитопланктона. Синезеленые встречались в приустьевой области Днепро-Бугского лимана, а зеленые в небольших количествах (1-4 %) во всей северо-западной части моря. Концентрации хлорофилла «а» в поверхностном слое изменялись от 0, 03 мг.м³ до 29, 85 мг.м³.

Рассчитанные коэффициенты корреляции показали существование тесной линейной зависимости между хлорофиллом «а» численностью ($r = 0,63, P = 95\%$) и биомассой ($r = 0,62, P = 95\%$) фитопланктона, а также между хлорофиллом «а» и численностью ($r = 0,63, P = 95\%$), биомассой ($r = 0,63, P = 95\%$) диатомовых водорослей и численностью ($r = 0,61, P = 95\%$) зеленых.

Несмотря на установленные тесные корреляционные связи между хлорофиллом «а» и общим количеством фитопланктона и количеством диатомовых водорослей, на отдельных станциях при очень высоких значениях численности и биомассы концентрации хлорофилла «а» уменьшались. Этот факт вероятно можно объяснить разным физиологическим состоянием клеток водорослей, доминировавших в планктоне. В апреле — июне 1983 г. в планктоне в обилии встречались пресноводные диатомовые (*Stephanodiscus hantzschii*) и пресноводно-солонатоводные виды рода *Thalassiosira*, которые в водах с несвойственной им соленостью могут постепенно лизировать.

Несколько иной характер взаимосвязи между концентрациями хлорофилла «а» и фитопланктоном обнаружены в октябре — ноябре 1985 г. Как и в предыдущий период наблюдений, численность (270, 6 тыс. — 69, 4 млн кл.л) и биомасса (0, 61-62, 54 мг.м³) колебались в широких пределах. Их основу наряду с диатомовыми (до 94 % и 96 %, соответственно) создавали синезеленые (99 % и 55 %) водоросли. Концентрации хлорофилла «а» (0, 05-8, 33 мг.м³) изменялись в несколько меньших пределах. Корреляционный анализ не показал тесной линейной зависимости между хлорофиллом «а» и общим количеством фитопланктона, а также между хлорофиллом «а» и количеством его отдельных систематических групп. Следует отметить, что, несмотря на то, что в районе влияния вод Днепро-Бугского лимана происходило сильное «цветение» воды, сформированное синезелеными водорослями (*Oscillatoria kisselevi*), максимальные концентрации хлорофилла «а» обнаружены в районах, где отмечены вспышки развития диатомовых (*Skeletonema costatum*).

Предварительные результаты исследований говорят о том, что, принимая в расчет дифференцированные показатели численности и биомассы отдельных систематических групп (а в исключительных случаях — отдельных видов) можно получить более точные величины соотношения хлорофилл / фитопланктон, чем в случае использования показателей общей биомассы.

ЛИТЕРАТУРА

1. Анцупова Л.В., Руснак Е.М. Изменение хлорофилла как показатель трофности северо-западной части Черного моря // III съезд советских океанологов. Ленинград, 14-19 декабря 1987 г. Тез. докл. — Л., 1987. — Ч. 1. — С. 22-23.
2. Ведерников В.И., Демидов А.Б. Сезонная изменчивость первичной продукции и хлорофилла в открытых районах Черного моря // Зимнее состояние экосистемы открытой части Черного моря. — М., 1992. — С. 77-89.
3. Зайцев Ю.П. Экологическое состояние шельфовой зоны Черного моря у побережья Украины (обзор) // Гидробиол. журн. — 1992. — Т. 28, № 4. — С. 3-18.
4. Нестерова Д.А. Развитие перидинии *Euxyvaella cordata* и явление «красного прилива» в северо-западной части Черного моря // Биология моря. — 1979. — № 5. — С. 24-29.
5. Сиренко Л.А., Курейшевич А.В. Определение содержания хлорофилла в планктоне пресных водоемов. — Киев: Наук. думка, 1982. — 50 с.
6. Финенко З.З. Продукция фитопланктона // Основы биологической продуктивности Черного моря. — Киев: Наук. думка, 1979, с. 88-108.

УДК 581. 526. 322(282. 247. 324)

Г.А. Карпова, Т.Н. Серета

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ВЫСШАЯ ВОДНАЯ РАСТИТЕЛЬНОСТЬ И ФИТОПЛАНКТОН Р. ДЕСНА И ВОДОЕМОВ ЕЕ ПОЙМЫ (ТРАНСГРАНИЧНЫЙ УЧАСТОК)

Естественный процесс развития озера обусловлен накоплением авто- и аллохтонного органического и минерального вещества, которое ведет к обмелению водоема и переходу через болотную стадию к наземной растительности. Своеобразие пойменных водоемов заключается в действии таких внешних факторов, которые способны поддерживать их экосистему на некотором стабильном уровне, не давая “стареть”. Главными из них являются весеннее половодье и существование гидрологической связи с русловой системой реки, благодаря которым удаляется накопленная биомасса и таким образом обновляется вся экосистема пойменного водоема.

Десна является одной из немногих рек, сохранивших гидрологический режим, близкий к естественному, с выраженным весенним половодьем. На ее развитой пойме расположены многочисленные водоемы, по-разному связанные с основным руслом — от проточных до полностью изолированных и соединенных с ним только во время высокого половодья. С целью изучения особенностей развития высшей водной растительности и фитопланктона в русле и пойменных водоемах с различной степенью обособленности от русла, были обследованы некоторые водоемы трансграничного участка р. Десны в окрестностях с. Камень (Черниговская обл.). В результате было выделено 3 группы пойменных водоемов, которые представляют последовательные стадии сукцессии.

Основное русло Десны характеризуется значительными глубинами (4–6 м) и скоростью течения (0,5–0,7 м/с). В связи с этим, а также вследствие подвижности песчаного грунта на прямых участках русла растительность развита очень слабо: кое-где вдоль берега развивается неширокая и прерывистая кайма из куртин *Butomus umbellatus*, *Sagittaria sagittifolia*. Из погруженных видов до глубины 0, 5 м распространены отдельные экземпляры или слабо сформированные заросли *Potamogeton perfoliatus*, *P. pectinatus*, *P. crispus*, *Najas marina*. Вдоль выпуклых берегов меандр, на мелководных участках шириной до 10–15 м развивается комплекс ассоциаций *Nymphoides peltata*, *Nuphar lutea*, *Sparganium erectum*. Однако, в целом для русла значения фитомассы крайне низки.

Структурные показатели сообществ фитопланктона руслового участка Десны свидетельствуют о богатом видовом составе (47 форм водорослей, представленных зелеными — свыше 60%, диатомовыми — до 25%, а также синезелеными, динофитовыми, евгленовыми, желтозелеными) и высоком уровне количественного развития (27,1 млн. кл/л и 23,1 мг/л). Полидоминантный характер структуры сообществ фитопотамопланктона определяли зеленые хлорококковые (55% численности и 18% биомассы) и диатомовые (30% и 66%, соответственно). Отношение A/R (0,8–1,3) свидетельствуют о сбалансированности продукционно-деструкционных процессов.

Группа водоемов, имеющих постоянную гидрологическую связь с основным руслом (оз. Святое, Глушица). Глубина 2–3 м, донные отложения — песок, заиленный песок. Благодаря постоянному водообмену с русловой системой и промыванию озерной котловины во время половодья, для них характерен благоприятный гидрохимический режим (в частности, pH 7, 59; насыщение кислородом до 90%). Наличие реофильных участков, а также плесов с более замедленным течением и водообменом, обуславливают развитие здесь как реофильного, так и лимнофильного комплекса видов.

Степень зарастания высшей водной растительностью до 80%, развиты сообщества трех экологических групп: воздушно-водные, с плавающими листьями, погруженные растения. Наибольшие площади (до 60%) заняты растительностью с плавающими видами (доминируют ценозы *Trapa natans*, *Nymphoides peltata*, *Nuphar lutea*). Характерен богатый видовой состав (18 видов), а также наиболее высокие показатели фитомассы (122 г/м²).

Видовую структуру фитопланктона, представленную 24–42 таксонами рангом ниже рода, формировали зеленые и диатомовые водоросли (65–70%), евгленовые (до 15%), динофитовые (6–7%), синезеленые, золотистые, криптофитовые (2–5%). Уровень количественного развития достигал 4,6–6,7 млн. кл/л и 29,7–33,7 мг/л. Олигодоминантный характер структуры альгоценозов определялся вегетацией крупных динофитовых водорослей *Peridinium cinctum*, *P. sp.*, *Glenodinium quadridens* (биомасса которых составляла 77–90% общей биомассы фитопланктона), а также доминирующих по численности зеленой вольвоксовой *Pandorina morum* (оз. Святое) и синезеленой *Microcystis pulverea* (свободные от макрофитов плесы оз. Глушица).

Група водоемов, имеющих ограниченный водообмен с руслом, который осуществляется главным образом во время весеннего половодья (оз. Осиновское, Шумовское). Глубина 1, 2–2 м, илистые грунты. Отсутствие постоянной связи с русловой системой реки способствует накоплению органического вещества, заилению водоемов и развитию процессов заболачивания, что ухудшает гидрохимический режим (в частности, отмечалось понижение рН до 7,37 и насыщения воды кислородом до 66%).

Степень зарастания 60%, присутствуют все три экологические группы водных растений. Видовой состав сравнительно обеднен (13 видов), доминируют лимнофильные, появляются виды болотного комплекса. Преобладающие площади (до 40%) занимают сообщества погруженных видов (*Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton lucens*, *Elodea canadensis*). Развитие растительности с плавающими листьями, среди которой доминирует кубышка желтая и кувшинка чисто-белая, ограничено (до 20%). Показатели фитомассы снижаются до 78 г/м².

Данной группе озер свойственно обеднение видового состава фитопланктона (до 11–13 таксонов рангом ниже рода) при достаточно высоком уровне его развития (5,3–11,8 млн. кл/л и 63,5–65,2 мг/л). Видовую структуру сообществ формировали разнообразно представленные эвгленовые водоросли (64–70% флористического спектра), доминирующие также по показателям численности (45–96%) и биомассы (89–98%). Олигомиксность структуры фитопланктонных сообществ определяла вегетация *Euglena oblonga*, *Trachelomonas volvocina* (оз. Осиновское), *E. viridis* в комплексе с зеленой вольвоксовой *Pandorina morum* (оз. Шумовское). Интенсивность продукционно-деструкционных процессов свидетельствует об их сбалансированности и активности фитопланктона в продуцировании органического вещества. Отношение A/R (1, 4–2, 0).

Водоемы, потерявшие гидрологическую связь с руслом реки. Это небольшие, мелководные (до 0,5 м) озера с мощными илистыми донными отложениями, содержащими большое количество растительного детрита. Для них характерен крайне неблагоприятный гидрохимический режим (в частности, рН 6, 8; содержание кислорода 16% насыщения). Все это, а также бурый цвет воды, выделение сероводорода свидетельствуют о процессах заболачивания.

Степень зарастания до 100%, развиваются свободноплавающая и погруженная растительность. Зеркало водоема обычно сплошь затянута рясками (*Lemna minor*, *L. trisulca*, *Spirodela polyrriza*), погруженная растительность крайне угнетена и представлена разреженными группировками *Ceratophyllum demersum*, а также *Stratiotes aloides*. Характерно крайнее обеднение видового состава (до 5 видов), представленного болотным комплексом, а также крайне низкие значения фитомассы (10 г/м²).

Дистрофные условия формируют своеобразный обедненный видовой состав альгофлоры, представленный 23 формами водорослей, преимущественно диатомовыми (до 60%), эвгленовыми (25%) и зелеными хлорококковыми (до 5%). Низкие показатели количественного развития (1, 48 млн. кл/л и 2,9 мг/л) формировали диатомовые (61% численности и 58% биомассы) и эвгленовые (34% и 40%, соответственно) при полидоминантном характере развития водорослевых комплексов. Продукционный потенциал фитопланктона крайне низок, величина A/R — 0,22.

УДК 582. 279-11

Н.И. Кирпенко, Е.И. Комаренко

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

МОРФОЛОГИЧЕСКАЯ И БИОХИМИЧЕСКАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ SPIRULINA PLATENSIS (NORDST.) GEITL.

Исследователи, занимающиеся интенсивным культивированием *Spirulina platensis*, при микроскопировании водоросли часто испытывают затруднения с ее определением, связанные с морфологической изменчивостью этого вида. После посева культуры, состоящей из одинаковых правильных спиральных трихомов, через некоторое время могут обнаруживаться нити неправильной формы, распрямляющиеся, вплоть до слегка изогнутых или даже прямых. Это порождает вопросы о чистоте культуры, о генетической однородности материала, о степени устойчивости этого морфологического признака. Некоторые авторы отмечают, что хотя спиральность является отличительной характеристикой данного вида, по мере увеличения длительности культивирования и старения культуры трихомы выпрямляются и удлиняются [1, 2]. Более того, изменение этого признака может быть связано и с различиями условий минерального питания, например, дробное внесение в среду азота и углерода в виде бикарбоната аммония приводит к увеличению количества спиральных форм трихомов [3].

Мы попытались проанализировать многолетний опыт выращивания спирулины с точки зрения устойчивости ее морфологических и биохимических показателей. Было замечено, что морфологическая характеристика водоросли существенно различается при разных режимах культивирования. При экстенсивном лабораторном выращивании в колбах с периодическим перемешиванием молодая культура характеризовалась преимущественно спиральными трихомами. По мере увеличения календарного возраста и ослабления роста культуры появлялись признаки выпрямления нитей, преобладающими постепенно становились выпрямленные удлиненные трихомы разной степени изогнутости. При интенсивном выращивании *Sp. platensis* в оптимальном режиме в трубчатом фотореакторе с плунжерным побудителем расхода, очевидно вследствие поддержания клеток в состоянии активного роста, спиральность трихомов была практически постоянным признаком. Наименьшая устойчивость его отмечена нами при выращивании спирулины отъемно-доливным способом в микробиологических культиваторах типа АКЛ с перемешиванием при помощи барботажа и лопастной мешалки. Следует отметить, что во избежание обрастания стенок сосудов 1 раз в сутки на 10 сек скорость вращения мешалки доводили до 800 об/мин. Каждый раз после посева количество спиральных нитей составляло около 80–85%, уменьшаясь с увеличением длительности культивирования, например, в течение 1,5 месяцев оно могло снизиться до 40% и ниже. В начале опыта отмечалось удлинение трихомов, в процессе роста наряду с выпрямлением встречались и другие нарушения морфологии, например, вздутие концевых клеток, неправильные спирали.

Долгосрочное выращивание спирулины отъемно-доливным способом в фотореакторе АКЛ показало, что водоросль активно реагировала на изменения физико-химических факторов (скорость перемешивания, интенсивность освещения) и условий минерального питания (концентрация в среде азота, фосфора, бикарбонатов) (табл.). Воздействие в течение недели измененных параметров сопровождалось различными по уровню колебаниями морфологии клеток, биохимического состава биомассы и интенсивности выделения в среду растворенных органических веществ (РОВ). При интенсивном культивировании *Sp. platensis* исчезала тенденция постепенного накопления углеводов в биомассе и растворенного органического вещества в среде, характерная для накопительных культур. Это связано, очевидно, с одной стороны с поддержанием культуры в состоянии интенсивного роста, что препятствовало ее физиологическому старению; с другой стороны количество РОВ постоянно искусственно уменьшалось при отъеме суспензии и замене ее свежей питательной средой.

Таблица

Изменение ростовых и биохимических показателей биомассы спирулины и среды

Параметры	Биомасса, г/дм ³	БО, мг/дм ³	Хлорофилл а, %	Белок, %	Углеводы, %
Контроль (перемешивание 60об/мин.)	0, 28±0, 03	536±37	0, 61±0, 07	48, 9±8, 2	27, 8±4, 3
Перемешивание 90 об/мин	0, 52±0, 07	176±14	0, 59±0, 09	25, 9±3, 1	19, 9±2, 5
Двойная норма азота	0, 54±0, 06	96±11	0, 74±0, 08	37, 7±7, 7	19, 2±3
Изъятие бикарбонатов	0, 37±0, 07	128±14	0, 48±0, 03	55, 6±4, 9	15, 1±1, 1
Изъятие азота и бикарбонатов	0, 27±0, 02	224±17	0, 64±0, 05	63, 2±5, 1	19, 8±2, 2
Двойная норма фосфора, изъятие карбонатов	0, 32±0, 04	288±19	0, 7±0, 05	51, 2±3, 3	38, 4±4, 4
Двойная норма фосфора	0, 68±0, 06	128±13	0, 77±0, 05	74, 3±7, 3	29, 3±2, 2

Незначительное повышение интенсивности перемешивания не оказывало заметного влияния на степень спиральности трихомов, но вызывало активизацию роста водоросли и уменьшение экскреции РОВ по показателю БО. При увеличении освещенности с 10 до 20 клк нами отмечено возрастание количества спиральных нитей.

Повышение количества азота в среде сопровождалось снижением уровня клеточных углеводов, возрастанием (примерно на 10%) количества спиральных нитей и их удлинением. Увеличение в среде концентрации азота и фосфора вызывало интенсификацию ростовых и метаболических процессов клеток, о чем свидетельствовало и возрастание количества фотосинтезирующих пигментов, скорость экскреции органических веществ при этом существенно снизилась и абсолютные значения содержания РОВ были минимальными. Повышение концентрации фосфорных ионов в среде сопровождалось обогащением биомассы белком и углеводами. Однако в данном случае увеличение концентрации фосфора, возможно, лишь компенсировало его дефицит вследствие т. н. химического выноса, вызванного подщелачиванием среды (до 10–10,5). Ограничение углеродного питания сопровождалось некоторым возрастанием содержания в клетках белка, уменьшением углеводов и снижением количества спиральных нитей более, чем на 10%. При снижении в среде концентрации азота, и бикарбонатов отмечено дальнейшее

снижение количества спиральных нитей, нарушение правильности спиралей и сворачивание трихомов в глобулу.

Таким образом, изменение режима культивирования *Sp. platensis*, в том числе условий минерального питания, сопровождается существенными различиями биохимических показателей клеток и экскреции ими органических веществ, а также может оказывать влияние на морфологическую характеристику культуры.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Spirulina platensis* // Перспективи спіруліни в біотехнологіях харчування і фармакології // Укр. наук.-практ. конф., 17-18 бер. 1997 р. — Вінниця, 1997. — С. 9-11.
2. Рудик В. Ф., Шаларь В. М., Обух П. А. и др. Культивирование синезеленой водоросли *Spirulina platensis* (Nordst.) Geitl. и перспективы применения ее биомассы // Изв. АН МССР. Сер. Биол. и хим. н. — 1989. — № 3. — С. 15-17.
4. Шнюкова Е. И. *Spirulina* — перспективный объект фикотехнологии // Перспективи спіруліни в біотехнологіях харчування і фармакології. — Вінниця, 1997. — С. 12-14.

УДК 582 2/3 (477): 581. 9

Н.В. Кондратьева

Институт ботаники им. Н. Г. Холодного НАН Украины, г. Киев

О ПОДХОДАХ К ОТБОРУ ВИДОВ ВОДОРΟΣЛЕЙ УКРАИНЫ, ПОДЛЕЖАЩИХ ПЕРВООЧЕРЕДНОЙ ОХРАНЕ

Необходимость осуществления природоохранных мероприятий осознана давно. Законодательные акты, касающиеся этих мероприятий, были изданы еще во времена Киевской Руси [2]. Истоки “биологии охраны природы” усматривают в научных исследованиях второй половины XIX и, особенно, первой четверти XX века [1]. В 1948 г. создан Международный союз охраны природы и природных ресурсов (МСОП), в состав которого наряду с другими входит комиссия по охране редких и исчезающих видов растений и животных. Это привело к интенсификации исследований, направленных на охрану живого мира. Новый стимул работы в области охраны биоразнообразия получили после принятия на международном уровне (в Рио-де-Жанейро) Конвенции о сохранении биологического разнообразия [4, 6].

Опубликованы многочисленные списки редких и исчезающих видов растений, в том числе водных, издаются Красные списки и Красные книги. Охрану природы стали рассматривать не только как систему мероприятий, но и как особую отрасль знаний, нередко называемую созологией, а по отношению к живому миру — биосозологией. В пределах биосозологии уже возникли разнообразные направления, разделы и, в частности фитосозология с двумя основными подразделами: аутфитосозология и синфитосозология [3, 9, 10]. Выдвинута задача интеграции полученных результатов и создания общей теории созологии [12].

Научные основы фитосозологии разрабатывались по сути исходя из знаний, касающихся сосудистых растений. Однако необходимость охраны разнообразия водорослей уже осознана. Предложены термины “альгосозология” и “синальгосозология” [5], а позднее — “альгофлоросозология” [7]. Намечены первоочередные задачи альгосозологических исследований, введен термин “альгорезерват” [5]. Но глобального Красного списка водорослей пока нет. Не существует и Красного списка видов водорослей Украины. В первом издании Красной книги Украины водоросли не учтены. Во второе [11] введено только 17 их видов. В значительной степени это связано с отсутствием четких правил отбора видов водорослей Украины, подлежащих первоочередной охране. Но необходимость их разработки уже признана. Обсуждали подходы к составлению Красного списка водорослей Украины [8]. Сделана попытка конкретизации определений уровней репрезентативности их видов в регионах разного масштаба, введено представление о предварительных Красных списках — ПКС (Кондратьева, в печати).

В последнее время нами рассмотрен вопрос об определении созологического статуса видов водорослей, составлена таблица, включающая перечень их приоритетных созологических признаков (с указанием четырех градаций каждого из них), и сделаны следующие выводы. В процессе отбора видов водорослей Украины, заслуживающих первоочередной охраны, в наше время целесообразно различать три этапа: (а) составление ПКС видов, избранных с помощью шкалы “Присутствие”, основанной на данных о числе местонахождений представителей вида; (б) составление аннотированного Красного списка (КС) видов с помощью шкалы “Опасность”, базирующейся на шкале, законодательно принятой

для растений в Красной книге Украины; (в) отбор видов, заслуживающих введения в Красную книгу Украины на основании комплекса их созологических признаков.

1. Необходима разработка созологической шкалы, облегчающей установление созологического статуса видов водорослей, и конкретизация критериев, используемых для определения уровней (градаций) значимости отдельных созологических признаков.

2. Для грамотного отбора видов водорослей, заслуживающих введения в очередное издание Красной книги Украины, необходимо проведение повторных альгофлористических исследований, в том числе специально направленных на изучение раритетных видов.

3. Разработке созологической категоризации раритетных видов водорослей будет содействовать всестороннее (особенно комплексное) изучение их свойств с позиций исторического, ботанико-географического, экологического и других подходов, а также учет данных о созологической категоризации фитоценозов и внутриландшафтных природно-территориальных комплексов, компонентами которых являются раритетные виды водорослей.

ЛИТЕРАТУРА

1. Биология охраны природы /Под ред. М. Сулея и Б. Уилкокса, пер. с англ. — М.: Мир, 1983. — 430 с.
2. Географічна енциклопедія України. В трьох томах. — 1990. — Т. 2. — 480 с.
3. Заверуха Б. В., Новосад В. В. Розвиток теоретичних основ фітосонології // Укр. ботан. журн. — 1998. — Т. 55, № 2. — С. 121-126.
4. Конвенція про біологічне розмаїття: громадська обізнаність і участь /Відп. ред. Т. В. Гардашук. — К.: Стилос, 1997. — 154 с.
5. Кондратьева Н. В. Первоочередные задачи альгосонологических исследований // Альгология. — 1994. — Т. 4, № 3. — С. 3-15.
6. Кондратьева Н. В. О подходах к исследованию биоразнообразия // Альгология. — 2000. — Т. 10, № 1. — С. 3-21.
7. Кондратьева Н. В., Сиренко Л. А. Распределение Суаnophyta в Днепре и днепровских водохранилищах. 1. Планктон // Альгология. — 1999. — Т. 9, № 1. — С. 100-116.
8. Паламарь-Мордвинцева Г. М., Царенко П. М., Вассер С. П. К вопросу о составлении “Красных списков” водорослей Украины // Альгология. — 1998. — Т. 8, № 4. — С. 341-350.
9. Стойко С. М. Наукові основи охорони природи // Охорона природи Українських Карпат та прилеглих територій. — К.: Наук. думка, 1980. — С. 7-28.
10. Стойко С. М. Проблеми фітосонології та шляхи їх вирішення // Укр. ботан. журн. — 1983. — Т. 40, № 6. — С. 6-13.
11. Червона книга України. Рослинний світ / Під заг. ред. Ю. Р. Шеляга-Сосонко. — К.: Укр. енциклопедія, 1996. — 608 с.
12. Шеляг-Сосонко Ю. Р., Попович С. Ю. Предмет і структура созологічної фітософерології // Екологія та ноосферологія. — 1997. — Т. 3, № 1. — С. 56-64.

УДК [581.526.323.3]

М.Н. Косенко

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

СЕЗОННЫЕ РЯДЫ ФУНКЦИОНАЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ МАКРОФИТОВ ОДЕССКОГО ЗАЛИВА

В работе использован морфофункциональный подход, основанный на количественных зависимостях интенсивности продукционного процесса от морфологических параметров макрофитов [1, 4]. Морфологическое строение талломов водорослей-макрофитов количественно характеризуются величиной их удельной поверхности — S/W (площадь поверхности таллома, отнесенная к его весу) и связано с интенсивностью функционирования. Чем мельче и разветвленное слоевище, тем больше величина S/W и тем активнее вид участвует в автотрофном процессе происходящем в бентали. Оценивая величины S/W видов, входящих во флористический состав фитоценозов, можно, опосредованно, на основе морфологического строения видов охарактеризовать интенсивность продукционного процесса данного сообщества [2].

Метод рядов функциональной активности макрофитов позволяет количественно описать структуру сообществ бентосных водорослей. Ряды функциональной активности представляют собой виды, входящие в фитоценоз, выстроенные в соответствии с увеличением значений их S/W . Такой ряд характеризуется с помощью нескольких основных параметров: S/W_{\min} — величина удельной поверхности вида, начинающего ряд, и который характеризуется наиболее низкой функциональной активностью; S/W_{\max} — значение удельной поверхности высоко функционального вида, который заканчивает функциональный ряд; S/W_x — среднеарифметическое значение, рассчитанное из величин удельной поверхности всех видов, входящих во флористический состав [3].

ФІЗИОЛОГІЯ, БІОХІМІЯ ТА БІОФІЗИКА ВОДНИХ РОСЛИН І МІКРООРГАНІЗМІВ

Метод рядов функциональной активности был применен к анализу сезонных рядов функциональной активности макрофитов Одесского побережья. Анализировалась композиция рядов функциональной активности. Основные характеристики рядов функциональной активности представлены в таблице.

Таблиця

Характеристика сезонных рядов функциональной активности макрофитов Одесского побережья

Сезон	Количество видов, экз.	Структурно-флористический состав	Параметры удельной поверхности макрофитов, $m^2 \cdot kg^{-1}$		
			S/W_{min}	S/W_{max}	S/W_x
ВЕСНА	22	Chlorophyta — 7	22, 80	1289, 00	175, 62
		Rhodophyta — 8			
		Phaeophyta — 3			
		Cyanophyta — 3			
ЛЕТО	27	Chlorophyta — 15	21, 15	1200, 00	137, 13
		Rhodophyta — 7			
		Phaeophyta — 2			
		Cyanophyta — 3			
ОСЕНЬ	11	Chlorophyta — 4	22, 05	165, 00	58, 20
		Rhodophyta 7			
		Phaeophyta 0			
ЗИМА	10	Chlorophyta — 5	25, 10	317, 80	94, 81
		Rhodophyta — 3			
		Phaeophyta 2			

От весеннего к зимнему периоду снижается количество видов, формирующих сезонную флористическую композицию. Максимальным видовым разнообразием характеризуется летний ряд функциональной активности макрофитов, а минимальным — зимний.

Наряду с информацией о флористическом составе макрофитов получены данные об интенсивности продукционного процесса в зависимости от температуры окружающей среды. Каждый сезонный ряд функциональной активности начинают разные виды. Весенний ряд начинает бурая водоросль *Punctaria latifolia* Grev. с минимальной величиной удельной поверхности, в летний период ряд начинает щезеленая водоросль *Chaetomorpha linum* (Müll.) Kütz., в осеннем ряду функциональной активности макрофитов первой располагается представитель красных водорослей *Polysiphonia subulifera* Harv., в зимнем ряду — *Ceramium rubrum* (Huds.) Ag. Минимальное значение величины удельной поверхности (S/W_{min}) не опускается ниже значения

$20 m^2 \cdot kg^{-1}$ во всех сезонных рядах. При этом нет ограничения для максимального значения величины удельной поверхности — S/W_{max} . В весенне-летний период максимальным значением удельной поверхности обладают представители сине-зеленых водорослей: *Callithrix aeruginea* (Kütz.), *Spirulina tenuissima* Kütz. В зимний период значение S/W_{max} ниже в 4 раза, чем в весенне-летний, а S/W_{max} осеннего ряда функциональной активности макрофитов ниже в 7 раз. Среднее значение величины удельной поверхности убывает от весеннего к зимнему сезону. Максимальное значение S/W_x отмечено весной, что обусловлено увеличением фотосинтетически активной радиации и повышением температуры воды. К зимнему периоду наблюдается снижение величины потенциальной функциональной активности макрофитов, что связано с понижением температуры и фотосинтетически активной радиации.

Таким образом, наибольшим видовым разнообразием характеризуется летний ряд макрофитов. В 2, 7 раза снижается видовое разнообразие от лета к зиме максимальной функциональной активностью флористического состава характеризуется весенний период. Средняя функциональная активность сезонного комплекса макрофитов — S/W_x от весеннего к осеннему периоду снижается в 3 раза.

ЛИТЕРАТУРА

1. Миничева Г.Г. Показатели поверхности водорослей в структурно-функциональной оценке макрофитобентоса (на примере северо-западной части Черного моря): Автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.18 / Ин-т биологии южных морей — Севастополь, 1989. — 19 с.
2. Миничева Г.Г. Структурно-функциональные особенности формирования сообществ морских бентосных водорослей // Альгология. — 1993. — Т. 3, № 1. — С. 3-12.
3. Миничева Г.Г. Морфофункциональные основы формирования морского фитобентоса: Автореф. дис. ... докт. биол. наук, 03.00.17/ Ин-т биологии южных морей — Севастополь, 1998. — 32 с.
4. Хайлов К.М., Празукин А.В., Ковардаков С.А., Рыгалов В.Е. Функциональная морфология морских многоклеточных водорослей. — К.: Наук. думка, 1992. — 280 с.

УДК 556. 531. 4

А.В. Курейшевич, Н.И. Кирпенко, К.П. Калениченко

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

К ВОПРОСУ О МЕХАНИЗМАХ ФОРМИРОВАНИЯ РОВ

Метаболизм гидробионтов является одним из основных факторов изменения качественного и количественного содержания органических соединений в воде. Однако, невзирая на значительный объем исследований, роль водорослевой и бактериальной составляющей в формировании этого показателя до конца еще не выяснена.

Целью работы было изучение общего содержания РОВ и некоторых его компонентов, их связи с количественными показателями развития водорослей и бактерий, в том числе сапрофитных и фосфорных, в фазе интенсивного роста культур синезеленых и зеленых водорослей.

Использованы альгологически чистые культуры *Scenedesmus acutus* Meyen IBASU-A251, *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Elenk. HPDP-6 и аксенические культуры *Anabaena Bory PCC 7120 France*, *Anabaena Bory P-9 Wolk USA*. Необходимо отметить, что на стадии интенсивного роста и в аксенических культурах появились бактерии.

Установлено, что динамика роста водорослей носила классический характер и была в общих чертах сходной для всех исследованных культур (рис.). Более высокими показателями биомассы к концу эксперимента характеризовались неаксенические культуры *M. aeruginosa* и *S. acutus*. Жизнеспособность водорослей была высокой, количество живых клеток в процессе роста составляло в основном более 90%.

С увеличением биомассы водорослей в среде всех культур наблюдалось постепенное уменьшение минерального растворенного фосфора. Наиболее интенсивно этот процесс происходил в начале логарифмической стадии роста, что связано с интенсификацией ростовых процессов водорослей и постепенным увеличением (в 2-4 раза) в культуральной среде количества сапрофитных бактерий, конкурирующих с водорослями за легко доступный фосфор (см. рис.). Параллельно в среде накапливался растворенный органический фосфор (см. рис.). Темпы его нарастания снижались при переходе культур в позднюю логарифмическую и стационарную фазу развития. При этом наблюдалось увеличение численности фосфорных бактерий. Однако динамика этого показателя имела разный характер у различных видов и даже штаммов водорослей (см. рис.). Накопление фосфора органического сопровождалось значительным увеличением количества фосфорных бактерий у *M. aeruginosa*, менее значительным у *Anabaena PCC 7120* и вспышкой их роста у остальных двух видов к 9-м суткам опыта с дальнейшим резким уменьшением. Это могло быть связано как с ингибированием бактерий водорослями, так и с изменением соотношения различных фракций растворенного органического фосфора (легкоминерализуемых и трудноминерализуемых) в среде в процессе роста водорослей. Не исключено, что динамика численности этих бактерий отличается у разных водорослей еще и в силу того, что каждый вид водорослей характеризуется типичным для него комплексом микроорганизмов. Например, у *Anabaena* бактерии находились в слизистых влагищах, у *M. aeruginosa* преимущественно в культуральной среде, а у *S. acutus* зафиксированы, главным образом, внутри мертвых клеток микроколоний водорослей.

Для альгологически чистых культур *S. acutus* и *M. aeruginosa* биомасса водорослей и содержание РОВ по показателю БО на экспоненциальной фазе развития находились в прямой зависимости (см. рис.). Общее содержание РОВ в среде этих культур увеличивалось в течение всего 20-дневного культивирования и достигло у *S. acutus* 416, а у *M. aeruginosa* 528 мг О/дм³ при концентрации биомассы 452, 2 и 516, 7 мг О/дм³ соответственно. В то же время у аксенических анабэн, за исключением пика на шестые сутки у PCC 7120, содержание РОВ находилось на относительно стабильном уровне и не имело тенденции к увеличению. Отмеченные различия в характере и абсолютных значениях РОВ связаны с условиями выращивания водорослей (в монокультуре или альгобактериальном ценозе).

У зеленой водоросли *S. acutus* уменьшение концентрации РОВ сопровождалось существенным повышением численности сапрофитной микрофлоры, что свидетельствует об активном участии бактерий в динамике РОВ воды. Синезеленая водоросль *M. aeruginosa* имела более сложный характер зависимости указанных показателей, что можно объяснить ингибирующим влиянием водоросли на бактерии либо низкой доступностью для них комплекса органических соединений этой культуры.

Показано, что физиологические старение культур водорослей сопровождается накоплением в биомассе углеводов, как запасных веществ, и уменьшением содержания белка вследствие ослабления процессов роста и размножения. Параллельно происходит и изменение содержания в среде органических соединений. Однако необходимо отметить, что на разных стадиях развития водорослей динамика этих

ФІЗИОЛОГІЯ, БІОХІМІЯ ТА БІОФІЗИКА ВОДНИХ РОСЛИН І МІКРООРГАНІЗМІВ

процессов может несколько отличаться у разных видов. Аксенические культуры, в отличие от неаксенических, не имели тенденции повышения углеводов в культуральной среде к концу опыта. С концентрацией внеклеточных углеводов исследованных водорослей довольно тесно коррелировало содержание РОВ культуральных сред (см. рис.).

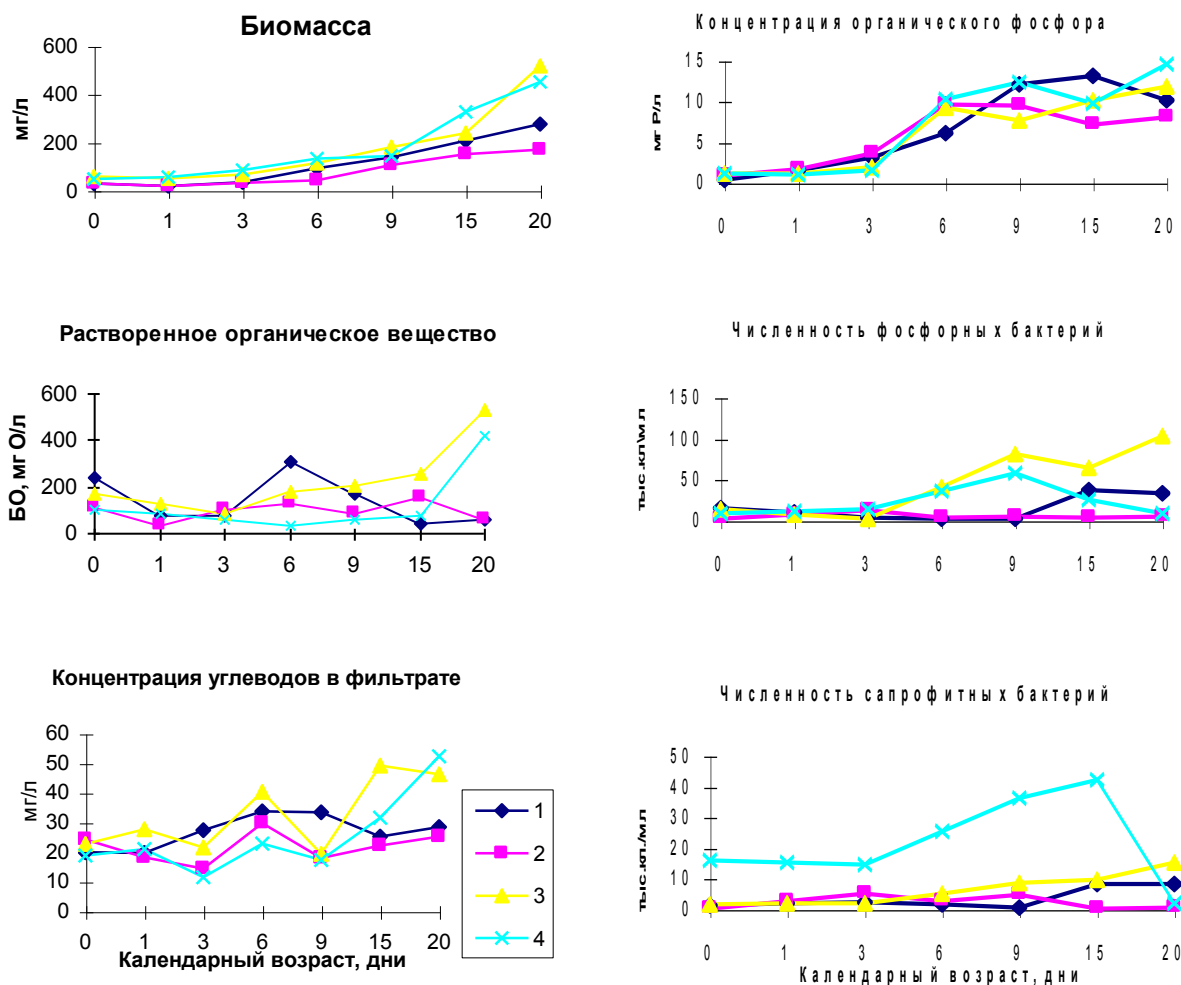


Рис. Ростовые, биохимические и микробиологические показатели аксенических и альгологически чистых культур водорослей: 1– *Anabaena PCC 7120*; 2– *Anabaena P9*; 3– *M. aeruginosa*; 4– *S. acutus*

Таким образом, установлено, что динамика концентрации РОВ носит разный характер у альгологически и бактериально чистых культур водорослей. В отличие от неаксенических культур, у которых наблюдается увеличение концентрации РОВ, в том числе углеводов, к стационарной фазе роста, у аксенических эти показатели находятся на относительно стабильном невысоком уровне. Связь динамики РОВ с общей обсемененностью и количеством сапрофитных бактерий незаконномерна и у разных культур носит различный характер. То же касается и фосфорных бактерий.

Физиологическое старение водорослей сопровождается увеличением содержания растворенного органического фосфора в культуральной среде и нарастанием численности фосфорных и сапрофитных бактерий.

ОЦЕНКА ВЗАИМОСВЯЗИ МЕЖДУ СОДЕРЖАНИЕМ ОБЩЕГО АЗОТА ВО ВЗВЕСЯХ И КОЛИЧЕСТВЕННЫМИ ХАРАКТЕРИСТИКАМИ ФИТОПЛАНКТОНА КРЕМЕНЧУГСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Усиление масштабов антропогенного евтрофирования континентальных водоемов способствует накоплению в воде и донных отложениях азотсодержащих соединений. Последние оказывают существенное влияние на формирование качества природных вод, их полноценность для потребителя и биологическую продуктивность водоемов. Поскольку азот относится к числу важнейших элементов биополимеров клетки, изменение его концентрации в воде интегрально отражается на развитии планктонных водорослей. Поэтому важную роль играет установление особенностей взаимосвязи между количественными характеристиками фитопланктона и содержанием соединений азота как в воде, так и во взвесах. Ранее [4] нами уже были представлены модели зависимости между концентрацией азотсодержащих соединений в воде и интенсивностью развития планктонных водорослей. В настоящей работе исследованы численность и биомасса фитопланктона и содержание общего азота во взвесах одного из крупнейших водохранилищ Днепра с целью установления характера взаимосвязи между этими показателями в условиях евтрофного водоема.

Статистическая обработка всего массива данных по количественным характеристикам вегетации фитопланктона и содержанию общего азота во взвесах не выявила достоверной зависимости между исследованными показателями. По всей видимости, это обусловлено большой гетерогенностью системы и влиянием ряда факторов и, в первую очередь, динамичности воды, точечных источников попадания в водоем азотных соединений и видового разнообразия водорослей. Исходя из этого, мы провели ранжирование данных прежде всего с учетом временного фактора (по месяцам). Анализ полученных данных позволил установить положительную достоверную корреляционную взаимосвязь между интенсивностью развития фитопланктона и содержанием общего азота во взвесах в летне-осенний период (июль – сентябрь). Именно в это время в исследуемом водохранилище наблюдается массовое развитие водорослей и минимальное количество минеральных взвесей, поступающих со стоком. Рассчитанные коэффициенты корреляции характеризовались в данном случае следующими значениями (при $P = 0,95$): 0,42–0,74 – для численности клеток водорослей и 0,49–0,73 – для их биомассы.

Тесную взаимосвязь между развитием фитопланктона исследуемого водоема и содержанием общего азота во взвешенном веществе можно наблюдать при статистическом анализе данных с учетом деления водоема на участки, отличающихся между собой гидрологическими характеристиками (речной, озерный, приплотинный и устья впадающих рек). Результаты корреляционного анализа позволили получить при этом ранжировании параметров статистически достоверные коэффициенты корреляции: 0,41–0,88 – для численности и 0,75–0,95 – для биомассы планктонных водорослей.

Весной (апрель–май), в период весеннего паводка и поздней осенью (октябрь) – во время выраженной гомотермии, достоверность связи между количественными показателями фитопланктона и общим содержанием азота во взвесах снижалась ($r = 0,26$ –0,38 – для численности и $r = 0,16$ –0,48 – для биомассы), а в некоторых случаях она имела отрицательный характер. Это объясняется тем, что весной на взаимосвязь исследуемых показателей существенное влияние оказывает повышенное содержание в паводковых водах взвешенного органического и неорганического вещества, а осенью – увеличение концентрации общего азота во взвесах вследствие поступления их из донных отложений во время постоянного штормового перемешивания водной толщи. Так, например, содержание общего азота во взвесах в апреле-мае находилось в основном в пределах 2,1–8,8 мг N/л, тогда как в июле-сентябре оно не превышало 1,6 мг N/л при сравнимых величинах биомассы водорослей (от 0,2 до 4,9 мг/л). Следовательно, в весенний и осенний сезоны содержание исследуемой формы азота зависит не только от степени развития фитопланктона, но и определяется в значительной мере количеством попадающих в воду взвесей.

Следует отметить, что доминирование определенной группы водорослей, отличающихся между собой по содержанию внутриклеточного азота [1] (синезеленые – 6,0–9,3% (по отношению к сухому веществу), зеленые – 2,5–8,3% и диатомовые – 1,5–3,0%) не оказывало существенного влияния на взаимосвязь между исследованными показателями. Однако, фактор доминанты при проведении

корреляционного анализа необходимо все же учитывать, так как при смешанном составе фитопланктона достоверность связи между выше указанными параметрами снижается.

Полученные нами данные позволяют говорить и о том, что на степень корреляционной зависимости между количеством общего азота во взвесах и интенсивностью развития фитопланктона существенное влияние оказывает величина численности и биомассы последнего. Так, в весенний и осенний периоды, при низких количественных характеристиках развития водорослей достоверность взаимосвязи уменьшается. Аналогичная закономерность отмечается и при анализе зависимости между количеством хлорофилла *a* и биомассой фитопланктона, а также содержанием соединений азота в воде [2, 3, 4].

Таким образом, анализ полученных данных свидетельствует о том, что между интенсивностью развития фитопланктона и содержанием общего азота во взвесах Кременчугского водохранилища в летний и ранне-осенний периоды существует достоверная положительная взаимосвязь, но только с учетом ранжирования данных по участкам водоема и сезона года. Величина коэффициента корреляции между исследованными показателями может служить интегральным показателем поступления в водоем извне дополнительного количества азота (аллохтонных взвесей весной, смыв азотных удобрений с полей и др.) и использована для экологических прогнозов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гусева К. А. Цветение воды, его причины, прогноз и меры борьбы с ним // Тр. Всесоюз. гидробиол. об-ва. — 1952. — Т. 4. — С. 3-92.
2. Коппа Ю. В., Курейшевич А. В., Пахомова М. Н. Моделирование зависимости биомассы фитопланктона от содержания хлорофилла *a* // Автоматика. — 1984. — Т. 1. — С. 67-71.
3. Медведь В. О. Взаємозв'язок між хлорофілом та біомасою водоростей // Укр. бот. журн. — 1985. — Т. 42, № 2. — С. 113-115.
4. Медведь В. А. Связь между хлорофиллом *a* фитопланктона и содержанием соединений азота в воде днепровских водохранилищ // Гидробиол. журн. — 1997. — Т. 33, № 1. — С. 69-75.

УДК 668.393.51(54):639.3.043.215.2

Д.В. Микучич, Л.И. Бойко, Л.В. Анцупова

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ШТОРМОВЫХ ВЫБРОСОВ ГИПЕРГАЛИННОГО ФИТОПЛАНКТОНА СИВАША — РЕАЛЬНЫЙ ФАКТОР ПРЕДОТВРАЩЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО УЩЕРБА

Известно, что в вопросах охраны окружающей среды, в том числе водной, водоросли играют существенную положительную роль. Их используют в качестве индикаторов при экологическом мониторинге, они непосредственно участвуют как активные агенты в самоочищении водной среды. Водоросли, а также синтезируемые ими полимеры обладают высокой аккумулярующей способностью по отношению к тяжелым металлам, радионуклидам и другим соединениям, что определяет возможность их использования в процессах очистки и доочистки бытовых и производственных сточных вод, а также в качестве сырья для получения разнообразных продуктов, обладающих адсорбционными свойствами. Известна и высокая технологическая ценность многих видов водорослей, в частности, микроводорослей как естественных продуцентов многих полезных органических соединений, обладающих пищевой ценностью и высокой биологической активностью, таких, как каротиноиды, белки, липиды, углеводы, другие специфические соединения [1, 2].

Однако имеет место и негативное влияние водорослей на окружающую среду. Это, в частности, и биологическое загрязнение водоемов, связанное с "цветением" воды, другие негативные явления, вызываемые массовым развитием водорослей. В то же время известно, например, что микроводоросли, вызывающие "цветение" воды, могут являться дешевым промышленным сырьем для получения широкого спектра технических, кормовых и пищевых продуктов, а также медицинских препаратов.

Фитопланктон гипергалинных водоемов Сиваша представляет собой сообщества естественных популяций микроводорослей, в том числе относящихся к отделам Chlorophyta, Cyanophyta и др. При массовом развитии водорослей под влиянием штормовых ветров значительное их количество выносится на берег, что приводит к образованию мощных пластов на некоторых участках в лагунах озер.

Накапливающаяся биомасса впоследствии подвергается разложению, часть ее сносится в воду, вызывая тем самым вторичное загрязнение и связанные с этим негативные явления в водоеме.

Нами предпринята попытка использования штормовых выбросов фитопланктона сивашских озер как промышленного сырья. Положительные результаты таких исследований будут иметь существенное позитивное значение: с одной стороны, использование штормовых выбросов фитопланктона даст возможность получать полезные продукты, с другой — изъятие и полная утилизация биомассы штормовых выбросов будет способствовать существенному снижению ущерба, наносимого окружающей среде региона.

Результаты проведенных исследований химического состава гипергалинного фитопланктона штормовых выбросов по основным валовым показателям свидетельствуют о его высокой технологической ценности. Среди органических соединений фитопланктона преобладают такие полимеры, как белки, полисахариды. Биомасса содержит значительное количество сырого жира, в том числе пигментов. Результаты исследования состава биополимеров свидетельствуют, что белки фитопланктона содержат все незаменимые аминокислоты, что свидетельствует о возможности их выделения для последующего использования как кормовых и пищевых добавок. Значительная часть углеводов фитопланктона представлена легкогидролизуемыми полисахаридами, в состав которых входят характерные для микроводорослей гексозы и пентозы — глюкоза, галактоза, ксилоза, рамноза, манноза, а также уроновые кислоты. Результаты исследования физико-химических свойств полисахаридов фитопланктона свидетельствуют, что они обладают высокой стабилизирующей способностью и могут быть использованы как загустители, студнеобразователи, связующие, рыхлители для стабилизации пищевых, кормовых и технических продуктов аналогично каррагинанам и альгинатам, производимым из макрофитов.

Для определения возможности комплексного использования биомассы фитопланктона были апробированы технологические приемы обработки биомассы, как традиционные, так и применяемые в современных технологиях обработки водорослей, позволяющие утилизировать все ценные компоненты биомассы. Результаты проведенных исследований свидетельствуют о возможности использования биомассы штормовых выбросов фитопланктона как ценного сырья для получения спектра полезных продуктов и добавок, которые могут быть использованы по приоритетным направлениям:

- стабилизаторы (загустители, студнеобразователи, связующие, рыхлители пищевого, кормового и технического назначения);
- лечебно-профилактические продукты (эубиотики, адаптогены, стимуляторы кроветворной и иммунной систем, радиопротекторы);
- белковые и белково-минеральные кормовые продукты и добавки.

Полученные результаты могут быть положены в основу разработки технологий комплексного использования штормовых выбросов гипергалинного фитопланктона Сиваша.

Таким образом, изъятие штормовых выбросов гипергалинного фитопланктона, загрязняющих прибрежную зону, рациональное их использование как ценного промышленного сырья внесет существенный вклад в решение экологических и социальных проблем Азовского региона.

ЛИТЕРАТУРА

1. Актуальные проблемы современной альгологии // Тез. докл. I Всес. конф. альгологов. — Черкасы, 1987. — 289 с.
2. Сиренко Л.А. Проблемы современной фотобиотехнологии. Обзор // Гидробиол. журн. — 1990. — Т. 26, № 3. — С. 71-77.

УДК 582.526.3

Г.Г. Миничева

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ МОРФОФУНКЦИОНАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ

Морфофункциональное исследование водной растительности, как направление морской гидробиологии начало формироваться всего несколько десятилетий назад. Парадигма «функциональной формы» морских бентосных водорослей, разработанная американскими исследователями Марком и Дианой Литтлер [6, 7], заложила основу морфофункциональной экологии водной растительности. В Украине школа функциональной морфологии морских многоклеточных водорослей была основана д.б.н.

К.М. Хайловым [1, 4, 5]. С начала 80-х годов, вопросы связанные с морфофункциональными механизмами формирования флористического состава сообществ морского фитобентоса, разрабатываются в Одесском филиале Института биологии южных морей НАН Украины [3].

Отличительной особенностью морфофункциональных исследований макрофитов, является использование системного подхода с принципами иерархической организации биологических объектов, функциональной целостностью и динамическим равновесием между биотическими и абиотическими элементами экологической системы. Основные принципы методологии морфофункциональных исследований состоят в следующем:

- морфологические и функциональные параметры водных растений рассматриваются в тесном взаимовлиянии и количественной взаимосвязи;

- поток вещества и энергии рассматривается как комплекс внешних факторов, который определяет процесс формирования структурно-функциональной организации сообщества;

- описание взаимосвязи между внешними факторами и морфолого-структурной организацией сообществ макрофитов проводится на всех иерархических уровнях с учетом трансформации морфологических параметров в структурные по мере перехода к более высоким уровням.

Использование данных методологических принципов исследования в рамках морфофункциональной экологии водной растительности, позволило получить ряд важных результатов для теоретической и прикладной гидроэкологии в целом. К числу главных достижений необходимо отнести, разработку метода количественного прогнозирования видового состава сообществ, в зависимости от интенсивности экологических процессов протекающих в экосистеме [8], а также метод количественной оценки качества водной среды на основе интегральных биологических показателей [2].

Использование системной методологии открывает широкие возможности для будущего развития морфофункционального направления, особенно в области методик экспертной оценки, как автотрофного звена, в частности, так и экологического состояния водных экосистем, в целом. С помощью комплекса универсальных показателей, основанных на активных поверхностях водной растительности, которые были разработаны в рамках данного подхода, возможно решать проблему комплексной оценки автотрофного звена водных экосистем. В частности, величины удельной поверхности различных видов многоклеточных, одноклеточных, колониальных водорослей, цветковых макрофитов, а также суммарная фотосинтезирующая поверхность их сообществ, которая развивается в единице жизненного пространства бентали или пелагиали водных экосистем, позволяет рассматривать и количественно оценивать в единых единицах измерения целостные ряды различных биотопических форм, таких как: фитобентос, фитоперифитон, фитопланктон. Развитие морфофункционального подхода в этом направлении, позволит оценить функциональный вклад разнообразных жизненных форм в продукционный процесс различного типа водных экосистем, разработать универсальные принципы менеджмента автотрофного звена.

Еще одной перспективой развития морфофункционального подхода является возможность сравнения унифицированных «морфологических портретов» растительности морских и пресноводных, прибрежных и открытых, мелководных и глубоководных экосистем. Появляется возможность оценить динамику изменения структурно-функциональной организации продукционного звена в неразрывной линии трансформации экосистем от верхней к нижней границе базиса стока.

Оценивая современные методолого-методические разработки морфофункциональной экологии водной растительности и учитывая потенциальные возможности ее дальнейшего развития, можно заключить, что данное направление вышло далеко за рамки объекта своего исследования и сегодня вносит вклад, не только в решение проблем оценки, прогноза, охраны и управления водной растительностью, но и в целом в развитие гидроэкологической науки.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ковардаков С.А., Празукин А.В., Фирсов Ю.К., Попов А.Е. Комплексная адаптация цистозиры к градиентным условиям (Научные и прикладные проблемы). — К.: Наук. думка, 1985. — 217 с.
2. Миничева Г.Г. Использование показателей поверхности бентосных водорослей для экспресс-диагностики трофосапробионтного состояния прибрежных экосистем // Альгология — 1998. — Т. 8, № 4. — С. 419-427.
3. Миничева Г.Г. Морфофункциональные основы формирования морского фитобентоса: Автореф. дис... док. биол. наук: 03.00.17. — Севастополь, 1998. — 32 с.
4. Хайлов К.М., Парчевский В.П. Иерархическая регуляция структуры и функции морских растений. — Киев: Наукова Думка, 1983. — 253 с.
5. Хайлов К.М., Празукин А.В., Ковардаков С.А., Рыгалов В.Е. Функциональная морфология морских многоклеточных водорослей. — Киев: Наукова Думка, 1992. — 280 с.
6. Littler M.M., Littler D.S. Morphological form and photosynthetic performarces of marine macroalgae: tests of a of a functional-form hypotheses // Bot. Mar. — 1980. — Vol.22. — P. 161-163.
7. Littler M.M., Littler D.S. The evolution of tallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae, field and laboratory tests of a functional form-model // American naturalist. — 1980. — Vol.116, № 1. — P. 25-44.

УДК 581.5.271/3

Н.В. Миронова

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ГРАЦИЛЯРИИ (ОБЗОР)

Известно, что мировое производство агара в значительной степени базируется на переработке грацилярии, доля которой составляет 82% от добычи всех агарофитов [8]. Ухудшение экологической обстановки и эксплуатация ресурсов привели к сокращению естественных запасов грацилярии, поэтому особенно актуальным становится выявление важнейших экологических факторов, определяющих состояние и функционирование ее промысловых скоплений [8].

По данным многих исследователей основным фактором, влияющим на распространение, рост и развитие *Gracilaria* является температура воды, от которой зависит также видовая насыщенность таксона в разных регионах Мирового океана [1,2]. Наибольшее количество видов описано в тропических широтах, где среднегодовая температура воды достигает или превышает 25°C. При уменьшении этого показателя ниже 20°C видовое разнообразие снижается в 2-5 раз [1,2]. Верхняя температурная граница произрастания грацилярии определена в 36°C, а нижняя является видоспецифичным признаком [2]. Так, у северной границы ареала *G. verrucosa* (побережье Норвегии) интенсивный рост прекращается при температуре ниже 5°C [4]. Установлено, что виды, приуроченные к умеренным и субтропическим широтам, являются евритерными, а их активная вегетация протекает в определенном температурном диапазоне. Для видов Средиземноморского бассейна, включая Черное море, а также российского тихоокеанского побережья, он колеблется от 15° до 25°-30°C [6,10,12].

Важным экологическим фактором, определяющим распространение агарофита, является соленость [2]. Хотя некоторые виды грацилярии, в частности *G. verrucosa* и *G. tikvahiae*, могут выдерживать существенные изменения солености (от 1 до 35‰), большинство видов произрастают при ее незначительном колебании [2,7]. При солености выше 35‰ и ниже 5‰ грацилярия погибает, а темпы роста эвригаллиных видов существенно снижаются при солености ниже 10‰ и выше 30‰ [4,5]. Наиболее широкий диапазон, при котором зарегистрирована активная вегетация, характерен для *G. verrucosa*, произрастающей как при почти постоянной солености, так и при ее варьировании от полного распреснения до 35‰ [6,10, 1,12].

Вертикальная граница распространения грацилярии широко варьирует: от литорали, осушаемой в период отлива, до почти максимальной глубины произрастания макрофитов. Среди видов данного рода этот диапазон наиболее велик у *G. verrucosa*: от 0,1-0,3 м в прудах, бухтах и лагунах до 90 м на глубоководных океанических поднятиях [9, 10, 11, 12]. Характерной особенностью рода *Gracilaria*, большинств во видов которого имеют прикрепленные и неприкрепленные формы, является способность вегетировать на различных субстратах. Так, неприкрепленные формы *G. verrucosa*, предпочитают илистые и илисто-песчаные донные осадки, тогда как прикрепленные произрастают на твердом, чаще известковом субстрате, ракушечнике, мелких камнях и гальке [3, 6, 7, 9, 10, 11].

Виды грацилярии обитают в эвтрофных и олиготрофных водах при значительном колебании прозрачности. Так, *G. verrucosa* обнаружена как на глубоководных поднятиях, где прозрачность воды до 100 м, так и в устье р. По, где этот показатель не превышает 30-40 см [6, 9]. Для грацилярии характерна световая толерантность, при этом известны как теневыносливые, так и светолюбивые виды. Так, *G. tikvahiae* адаптирована к перемене световых условий в диапазоне от 8-10 до 1440 мкЕ/м²с, а *G. verrucosa* сохраняет высокий уровень продукции только в узком световом интервале от 700 до 1000 мкЕ/м²с [3, 12]. Для активного роста и развития грацилярии необходимо достаточное количество минеральных элементов, поэтому большинство естественных популяций приурочено к приустьевым участкам, где речные стоки обеспечивают постоянный приток биогенов [3, 6]. При этом концентрация нитратов и фосфатов в устьях рек выше, чем в бухтах и лагунах [6, 10]. Показано, что в летний период интенсивность роста грацилярии снижается с уменьшением содержания азотистых веществ до уровня следовых концентраций [10, 12].

Таким образом, важнейшими экологическими факторами, определяющими распространение и функционирование грацилярии в разных регионах Мирового океана, являются температура и соленость воды, а также концентрация биогенов.

ЛІТЕРАТУРА

1. McLachlan J., Bird C.J. Geographical and experimental assessment of the distribution of *Gracilaria* species (Rhodophyta: Gigartinales) in relation temperature // Helgol. Meeresunters. — 1984. — Vol. 38, № 3-4. — P. 319-334.
2. McLachlan J., Bird C.J. *Gracilaria* (Gigartinales, Rhodophyta) and productivity // Aquatic Botany. — 1986. — Vol. 26. — P.27-49.
3. Penniman C.A., Mathieson A.C. Photosynthesis of *Gracilaria tikvahiae* McLachlan (Gigartinales, Rhodophyta) from the Great Bay Estuary, New Hampshire // Bot. Mar. — 1985. — Vol. 28, № 10. — P. 427-435.
4. Rueness J., Tananger T. Growth in culture of four red algae from Norway with potential for mariculture // Hydrobiologia. — 1984. — Vol.116-117. — P.303-307.
5. Shang J.C. Economic aspects of *Gracilaria* culture in Taiwan // Aquaculture. — 1976. — Vol. 8, № 1. — P. 1-7.
6. Simonetti G., Giaccone G., Pignatti S. The seaweed *Gracilaria confervoides* an important object for autecologic and cultivation research in the northern Adriatic Sea // Helgol. Wiss. Meeresunters. — 1970. — Vol.20. — P.89-96.
7. Singh A., Ramacrishna T., Murthy M., Sreedhara. Some ecological observations on two agarophytes from India // Hydrobiologia. — 1980. — Vol. 75, № 2. — P. 185-188.
8. Zemke-White W.L., Ohno M. World seaweed utilization: An end-of-century summary // J. of applied Phycology. — 1999. — Vol. 11. — P.369-376.
9. Возжинская В.Б., Кейлис-Борок И.В., Кузин В.С. Глубоководные макрофиты подводных гор Атлантического океана // Биология моря. 1990. — № 3. — С. 60-62.
10. Козьменко В.Б., Титляков Э.А., Макарычева А.М. Рост неприкрепленной формы *Gracilaria verrucosa* в лагунах южного Приморья // Биология моря. — 1994. — Т. 20, № 1. — С. 42-48.
11. Миронова Н.В. Морфо-биологическая характеристика и распространение *Gracilaria verrucosa* (Huds.) в Черном море // Экология моря. — 2000. — Вып. 50. — С. 48-52.
12. Яковлева И.М., Папашвили Е.В., Титлянов Э.А. Фотосинтез и дыхание неприкрепленной формы красной водоросли *Gracilaria verrucosa* при выращивании в различных условиях освещения и движения воды // Биология моря. — 1997. — Т. 23, № 1. — С. 36-43.

УДК 561.26

А.П. Ольштынская

Институт геологических наук НАН Украины, г. Киев

РАЗНООБРАЗИЕ И ПАЛЕОЭКОЛОГИЯ ДИАТОМОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ В НЕОГЕНОВЫХ БАССЕЙНАХ ЧЕРНОМОРСКОГО РЕГИОНА

Диатомовые водоросли являются одной из доминирующих по численности групп водорослей, развивавшихся в бассейнах Черноморского региона на протяжении неогенового времени. Кремнистые панцири диатомей при определенных физико-химических и гидрологических условиях хорошо сохраняются в ископаемом состоянии и являются основой для интерпретации палеогидрологических обстановок бассейнов прошлых геологических эпох.

Современный состав диатомовой флоры в регионе начал формироваться в конце среднего миоцена, около 13-12 млн. лет назад, в существовавших на юге Украины морских и солоноватоводных водоемах. Остатки диатомей этого времени известны в Закарпатье, в Вольно-Подоллии, на территории Крымского полуострова. [1]. Комплекс морских диатомей представлен 90 видами и разновидностями, относящимися к 46 родам. Из них 26 родов принадлежат классу Centrophyceae, 20 — Pennatophyceae. Наибольшим видовым разнообразием отличаются роды *Coscinodiscus*, *Actinoptychus*, *Rhaphoneis sensu lato* и *Paralia*. По численности створок доминируют виды *Pseudopodosira bella*, *Trochosira spinosa*, *Paralia grunovii*, *P. crenulata*, *Pseudopodosira hyalina*, *Actinocyclus ingens*, *Coscinodiscus nitidus*. Солоноватоводные диатомеи, существовавшие в распресненных окраинных участках позднемиоценовых бассейнов, представлены более чем 100 таксонами. Среди них наиболее многочисленны виды родов *Achnanthes*, *Rhopalodia*, *Entomoneis*, *Amphora*, *Navicula*.

Понижение в сармате солёности и глубины бассейнов привело к изменению состава обитавших в них диатомей. Резко сократилась численность морских видов и на протяжении всего сармата (около 12.5-11 млн. лет) развивалась богатая и очень разнообразная, преимущественно солоноватоводная диатомовая флора с преобладанием бентоса и обрастателей [3, 4, 5]. Остатки диатомовых широко распространены в сарматских отложениях на юге Украины. Их комплекс представлен 575 видами и разновидностями, принадлежащими более чем к 80 родам, 30 семействам, восьми порядкам, двум классам. Характерно господство представителей класса Pennatophyceae и низкая численность Centrophyceae, качественное и количественное преобладание семейств Naviculaceae, Cymbellaceae и Achnanthaceae, расцвет родов *Achnanthes*, *Amphipleura*, *Licmophora*, *Amphora*. На протяжении сармата обновился видовой состав родов *Anaulus*, *Grammatophora*, *Mastogloia*, *Caloneis*, а также *Fragillaria*, *Diatoma*, *Dimerogramma*, *Amphora*, виды

которых составляют основу бентосных диатомей в современных Черном и Каспийском морях. В это время в основном сформировался родовой состав современной диатомовой флоры Черноморско-Каспийского региона [3, 4, 5]. Для большинства сарматских бассейнов наиболее характерными были виды *Mastogloia castracane*, *M. szontaghii*, *Rhopalodia gibberula*, *Surirella biharensis*, *Dictyoneis mastogloidea*, *Corethron podolica*, *Achnanthes baldjikianii* et var. *podolica*, *Cymatosira biharensis*, *Caloneis liber*, *Navicula jarensis*, *N. zichii*, *Fragillaria brevistriata*, *Semseyia maeotica*.

В мэотисе (10-8 млн. лет) существенно сократилась акватория бассейнов, ареал диатомовых заметно сузился, а их состав отражал колебания палеогеографических обстановок этого времени. Доминировали виды средиземноморского происхождения. Численно преобладали представители класса *Centrophyceae*. Наиболее активно развивались семейства *Thalassiosiraceae*, *Hemidiscaceae* и *Nitzschiaceae*. Комплексы остатков диатомей из мэотических отложений Крыма и Черного моря содержат 250 видов и разновидностей, принадлежащих 47 родам, 21 семейству, семи порядками. Видовым разнообразием отличаются роды *Navicula*, *Nitzschia*, *Diploneis*, *Amphora*, *Chaetoceros*, *Aulacoseira*, *Thalassiosira*, *Actinocyclus*. Наиболее характерны для мэотиса такие виды, как *Thalassiosira delicatissima*, *T. maeotica*, *T. tenera*, *Actinocyclus variabilis*, *A. curvatulus*, *Amphitetras antediluvianum*, *Hyalodiscus frenguelli*, *Cymatosira savtchenkoi*, *Actinoptychus senarius* var. *tamanica*, *Rhaphoneis meotica*, *Dimerogramma marinum*.

В начале понтического века (7.3 млн. лет назад) в связи с резким изменением климатической ситуации, регрессией и опреснением началась озерная стадия развития Черноморского бассейна и господство в нем солоноватоводной биоты. Изменение систематического состава диатомей произошло на уровне семейств и родов, сократилось их таксономическое разнообразие. Исчезли представители семейств *Heliopeltaceae*, *Lithodesmiaceae*, *Aulacodiscaceae*, *Cymatosiraceae*. Уменьшилось число родов в семействах *Thalassiosiraceae*, *Coscinodiscaceae*, *Biddulphiaceae*. Появились роды *Cyclostephanos*, *Cymatopleura*, активно развивались *Stephanodiscus* и *Cyclotella* [2, 3]. Диатомеи раннего понта в осадках Черного моря и в Крыму представлены 62 видами и внутривидовыми таксонами, относящимися к 30 родам и 17 семействам. Наиболее разнообразны роды *Stephanodiscus*, *Aulacoseira*, *Diploneis*, *Coscinodiscus*, *Cyclotella*, *Cyclostephanos*, *Navicula*, однако численно доминировали *Actinocyclus*, *Stephanodiscus* и *Ellerbeckia*. Характерными были короткоживущие виды *Stephanodiscus proprius*, *S. multifarius*, *Cyclotella proshkinae*, *Cyclostephanos pontica*, *C. pliocenicus*, *C. stelliformis*. На протяжении понта эндемизм диатомей постепенно увеличивался.

В плиоценовое время (5.3-1.7 млн. лет) Черноморский бассейн превратился в замкнутый опресненный водоем с высоким уровнем эвтрофирования. В нем формировалась богатая и исключительно своеобразная диатомовая флора, характеризующаяся значительным эндемизмом, интенсивным видообразованием и отсутствием известных аналогов, что свидетельствует об изолированности бассейна. Отмечается расцвет родов *Stephanodiscus*, *Cyclostephanos*, *Cyclotella* и *Aulacoseira*. Появились виды *Stephanodiscus rotula*, *S. robustus*, *S. binderianus*, *S. niagarae*, *S. hantzschii*, *Cyclostephanos dubius*, *C. costatus*, *Aulacoseira bellicosa*, *A. aff. hibschi*, *A. papillio*, *Cyclotella servant-vildary*. Эндемичные виды сменяли друг друга на протяжении плиоцена, большинство из них вымерло, некоторые продолжают существовать по ныне. Вместе с тем появление морских тепловодных и солоноватоводных элементов указывают на то, что соленость и температурный режим бассейна не оставались постоянными и его связь со Средиземным морем периодически возобновлялась.

На протяжении плейстоцена продолжалось чередование морских, солоноватоводных и пресноводных диатомовых сообществ, связанное с глициозвстатическими трансгрессиями и колебаниями солевого режима бассейна. Возобновившаяся в голоцене связь со Средиземным морем способствовала возвращению в Черное море средиземноморских диатомей и формированию в нем современного таксономического состава диатомовой флоры [2].

ЛИТЕРАТУРА

1. Макарова И.В., Козыренко Т.Ф. Диатомовые водоросли из морских миоценовых отложений юга Европейской части СССР. — Л.: Наука, 1966. — 69 с.
2. Ольштынская А.П. Диатомовая флора донных осадков Черного моря // Геол. журн. — 1996. — № 1-2. — С.193-198.
3. Ольштынская О.П. Значення викопних діатомових водоростей при вивченні геолого-геохімічної будови Чорноморського регіону // Геологія і корисні копалини Чорного моря. — Київ, 1999. — С. 269-273.
4. Темникова-Топалова Д.Н. Миоценові діатомейні флори в Болгарія — сьстав, структура, еволюція, палеоекологія і біостратиграфія: Автор дис... д-ра біол. наук / Біологія. Фак-т, Софійський університет «Св.Кл.Охридски». — Софія, 1994. — 68 с.
5. Kozurenko T., Temnikova-Topalova D. Correlation of Diatoms from Marine Upper Miocene Sediments within the Boundaries of Eastern Paratethis // Proceedings of the Tenth International Diatom Symposium. — Koenigstein, 1990. — P. 249-256.

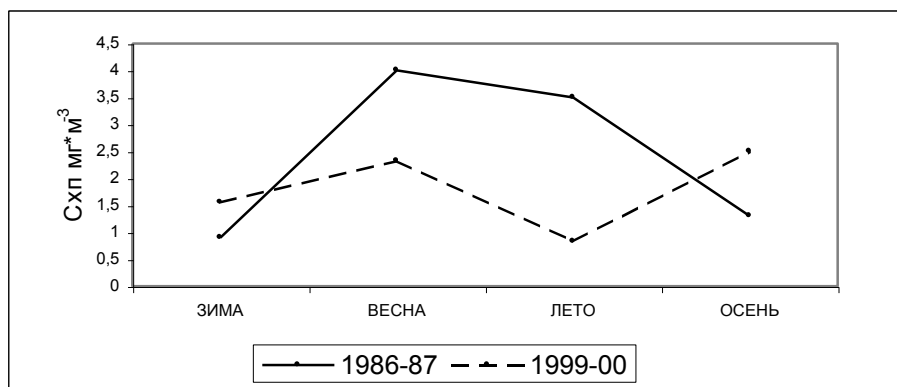
ДИНАМИКА ХЛОРОФИЛЛА “а” ФИТОПЛАНКТОНА ОДЕССКОГО ПОБЕРЕЖЬЯ

Процесс антропогенного евтрофирования экосистемы Черного моря, начавшийся в конце 60-х годов прошлого столетия, охватил более 20% акватории. Наиболее значительно это проявилось в 70-80е годы в северо-западной части моря [4]. В настоящее время в прибрежную зону Одесского залива, расположенную в северо-западной части Черного моря, продолжает поступать значительное количество биогенных веществ [2].

Известно о существовании биологического ритма развития планктонных организмов, который определяет характер сезонной динамики хлорофилла “а” и является одним из интегральных показателей состояния экосистемы. Установлено, что процесс евтрофикации нарушает природную сезонную изменчивость пигментов фитопланктона [3]. Первые данные по сезонной динамике хлорофилла “а” в прибрежной зоне Одесского залива, полученные в середине 60-х годов, свидетельствуют о наличии двух максимумов содержания пигмента в фитопланктоне. Отмечено, что содержание хлорофилла “а” в летний период значительно ниже, чем в весенний и осенний [1]. Эти данные полностью согласуются с результатами, полученными для Севастопольской бухты [9].

Целью данной работы было выявление особенностей сезонной динамики хлорофилла “а” фитопланктона Одесского побережья, связанных с современным уровнем антропогенного евтрофирования.

Исследования проводили с октября 1986 г. по ноябрь 1987 г. и с ноября 1999 г. по февраль 2001 г. В периоды исследований пробы для измерения концентрации хлорофилла “а” отбирали еженедельно на двух станциях мониторинга Одесского побережья. Концентрацию хлорофилла “а” определяли спектрофотометрическим методом [8].



Наблюдения в период 1986-87 гг. показали, что с марта по декабрь концентрации пигмента были высокими (более 1мг·м⁻³). Максимальные величины отмечены в весенний и позднелетний период (6, 3 мг·м⁻³ в мае и 7, 6 мг·м⁻³ в сентябре). Эти максимумы хорошо согласуются с данными по численности и биомассе сообществ фитопланктона полученными для данного района и периода [6].

Отсутствие четко выраженного весеннего и осеннего максимума и значительное увеличение концентрации хлорофилла "а" в летний период, являются характерными особенностями сезонного изменения содержания пигмента в фитопланктоне исследуемого района при интенсивном процессе евтрофикации.

Сезонная динамика хлорофилла "а" в 1999-2001 гг. имела значительные отличия. Был зафиксирован возврат к двухвершинному (весна и осень) характеру сезонной динамики, описанному для данного района в 60-х годах. При этом в 1, 5 раза снизились абсолютные среднегодовые концентрации пигмента, при максимальных значениях 3, 3 в апреле и 5, 6 мг·м⁻³ в ноябре. Современный двухвершинный характер сезонной динамики концентрации хлорофилла "а" в фитопланктоне береговой зоны Одесского залива и сравнительная кривая изменения данного параметра для 80-х годов представлены на рисунке.

Факт восстановления характера сезонной динамики и уменьшение среднегодовой концентрации хлорофилла "а" служат подтверждением снижения интенсивности продукционного процесса в

прибрежній зоні Одеського залив, которое также было зафиксировано для сообществ макрофитобентоса [5] и фитопланктона [7].

ЛИТЕРАТУРА

1. Анцупова Л.В. Сезонный ритм пигментного состава планктона северо- западной части Черного моря // Биология моря. — Киев: Наук. думка, 1971. — Вып.22. — С.115-129.
2. Гаркавая Г.П., Богатова Ю.И., Берлинский Н.А., Гончаров А.Ю. Районирование украинского сектора северо-западной части Черного моря (по гидрофизическим и гидрохимическим характеристикам) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. — Севастополь, 2000. — С. 9-24.
3. Ведерников В.И., Демидов А.Б. Сезонная изменчивость первичной продукции и хлорофилла в открытых районах Черного моря // В кн.: Зимнее состояние экосистемы открытой части Черного моря. — М.: 1992. — С.77-89.
4. Зайцев Ю.П., Гаркавая Г.П., Нестерова Д.А. Современное состояние экосистемы северо-западной части Черного моря // современное состояние экосистемы Черного моря. — М.: Наука, 1987. — С. 216-230.
5. Миничева Г.Г. Морфофункциональные основы формирования морского фитобентоса. — Автореф. дис.
6. Нестерова Д.А. Теренько Л.М. Фитопланктон прибрежной зоны северо-западной части Черного моря в районе марихозайства мидий // Деп. № 1217-В92. -М:ВИНИТИ, 1992. — С. 17.
7. Нестерова Д.А., Теренько Л.М. Фитопланктон Одесского региона в современных условиях // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. — Севастополь, 2000- С.383-390.
8. Руководство по методам биохимического анализа морской воды и донных отложений. — Л.:Гидрометеоздат, 1980. — С. 100-105.
9. Финенко З.З. Продукция фитопланктона // Основы биологической продуктивности Черного моря. — Киев: Наук. думка, 1979.

УДК 582. 23/26-113(28)

О.Й. Сакевич, О.В. Кришталь

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

МЕТАБОЛІТИ АЛКАЛОЇДНОЇ ПРИРОДИ ДЕЯКИХ ВИДІВ ПРІСНОВОДНИХ ВОДОРОСТЕЙ

Біля 10 000 видів наземних рослин містять алкалоїди в межах 0, 001-2%, однак відомі рослини в яких ці величини досягають 10-18%. Вміст цих сполук в рослинах звичайно залежить від періоду вегетації рослин та умов їх росту. Загальною властивістю для всіх алкалоїдів є те, що вони надзвичайно фізіологічно активні речовини і проявляють сильну дію на тваринні організми, багато із них є токсинами. Більшість алкалоїдів діють на нервову систему: в малих дозах вони виявляють збуджуючу дію, а в великих — пригнічуючу, можуть викликати параліч. Багато із алкалоїдів мають специфічну, часто унікальну фізіологічну дію і використовуються в медицині (атропін, кофеїн, папаверин, ефедрин).

Нами досліджувались кількісні характеристики вмісту алкалоїдів в біомасі та культуральному середовищі деяких видів синьозелених і зелених водоростей. Проведені експериментальні дослідження засвідчили, що практично всі види як природних популяцій, так і культур синьозелених водоростей, а також середовище в якому вони росли, містили речовини алкалоїдної природи. Всі досліджені нами види синьозелених водоростей в своїй біомасі в відносно великій кількості містили метаболіти алкалоїдної природи. Максимальна їх кількість, біля 17%, виявлена в альгологічно чистій культурі *Naralosiphon fontinalis* (A g.) B o r n. emend. E l e n k. HPDP — 3. При цьому варто відзначити, що в досліджах були використані культури в стаціонарній фазі їх росту і в залежності від віку водоростей значно змінювався вміст алкалоїдів, як в їх біомасі, так і в культуральному середовищі. Так, наприклад, із 3 штамів культури *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) R a l f s., в залежності від їх віку, процентний вміст алкалоїдів в біомасі та культуральному середовищі значно відрізнявся: 2, 30; 4, 44 і 11, 61% і 0, 02; 2, 13 і 9, 78 мг/л.

Помітною була різниця вмісту цих речовин і у водоростей одного роду, однак різних штамів: у *Anabaena flos- aquae* (L y n g b.) B e b. HPDP — 26-3, 11%, а у *Anabaena sp.* B o r u PCC 7120 France — 5, 34%. Так, наприклад, в біомасі культури *Aphanizomenon flos — aquae f. gracile* (L e m m.) E l e n k. SAG 31. 79 в період інтенсивного її росту містилось 11, 61% алкалоїдів, а в середовищі цих речовин виявлено 0, 02 мг/л. В біомасі штаму культури *Aphanizomenon flos — aquae* (L.) R a l f s. CСAP 1401-1 G r e a t. B r i t Z e h n d e r цих речовин було значно менше — 2, 30%, проте в середовищі концентрація алкалоїдів збільшилась до 2, 13 мг/л. Ще більше цих метаболітів виявлено як в біомасі, так і в культуральному середовищі *Aphanizomenon flos — aquae* (L.) R a l f s. FBA 218 відповідно 4, 44% і 9, 78 мг/л. Біля 3% алкалоїдів міститься і в природних популяціях *Microcystis aeruginosa* K u e t z. emend E l e n k.

У більшості випадків зменшення частки алкалоїдів в біомасі водоростей супроводжувалось збільшенням їх в культуральному середовищі. Накопичення цих біологічно активних, азотвмісних сполук

ФІЗИОЛОГІЯ, БІОХІМІЯ ТА БІОФІЗИКА ВОДНИХ РОСЛИН І МІКРООРГАНІЗМІВ

в культуральному середовищі в дуже великих концентраціях свідчить, з одного боку, що вони досить повільно розщеплюються бактеріями і з другого боку — при "цвітінні" води синьозеленими водоростями екзогенні алкалоїди можуть негативно впливати на формування якості води і на життєдіяльність гідробіонтів, особливо риб. Про довготривалість збереження алкалоїдів в сухій біомасі водоростей засвідчили наші досліді. В сухому сестоні з домінуванням колоній *Microcystis aeruginosa*, який зберігався протягом 12 років алкалоїди становили 2, 82%.

В висушеній біомасі зелених водоростей, а також в їх культуральних середовищах, метаболітів алкалоїдної природи виявлено значно менше, ніж у Cyanophyta. В деяких випадках вони проявились тільки в слідових кількостях, а в сухій біомасі природних популяцій кладофори алкалоїдів не виявлено.

В біомасі культури *Scenedesmus acutus* M e y e r. IBASU-A251 алкалоїдів виявлено тільки 0, 05%, а в біомасі *Ankistrodesmus fusiformis* C o r d a e x K o r s h. HPDP — 437 — 0, 10%.

Таблиця

Вміст алкалоїдів в біомасі та культуральному середовищі водоростей

Види водоростей	Вміст алкалоїдів в сухій біомасі водоростей, %	Екзогенні алкалоїди в культуральному середовищі, мг/л
Природні популяції		
<i>Microcystis aeruginosa</i>	2, 82	-
Природні популяції		
<i>Cladophora</i> sp.	0	-
<i>Spirulina platensis</i>	1, 92	-
<i>Anabaena flos-aquae</i>	3, 11	4, 42
<i>Anabaena variabilis</i>	5, 34	2, 05
<i>Nostoc punctiforme</i>	6, 49	18, 84
<i>Aphanizomenon flosaquae</i> f. <i>grazile</i>	11, 61	0, 02
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> CCAP 1401-1 Jreat. Brit Zeninder 8	2, 30	2, 13
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> FBA 218 (21)	4, 44	9, 78
<i>Nostoc lynehi</i>	4, 14	2, 92
<i>Anabaena hasali</i>		1, 24
<i>Calotrix brauni</i>	3, 11	0, 84
<i>Tolypotrix tenuis</i>	1, 94	0, 03
<i>Scytonema ocellatum</i>	6, 48	8, 00
<i>Phormidium uncinatum</i>	1, 19	0, 23
<i>Calotrix Elenki</i>	3, 61	0, 93
<i>Hapalosiphon fontinalis</i>	17, 28	0, 29
<i>Lingbia limites</i>	0	0
<i>Scenedesmus acutus</i>		0, 33
<i>Ankistrodesmus fusiforme</i>		
<i>Chlorella</i> sp.	0, 10	0, 15
	0, 11	-

Аналізуючи кількісний вміст метаболітів алкалоїдної природи в біомасі, та середовищі росту водоростей, можливо допустити, що в багатьох випадках сполуки цього класу можуть визначати належність синьозелених водоростей до групи токсичних. Саме тому, очевидно, більшість представників цієї систематичної групи не беруть участі в формуванні кормової бази зоопланктону та зообентосу. Одночасно, вивчення цієї групи метаболітів фотосинтезуючих гідробіонтів може відкрити нові перспективи використання їх як сировину для виготовлення біологічноактивних препаратів, що можуть бути використані в медицині та сільськогосподарському виробництві для боротьби із бактеріальними, грибковими хворобами рослин, шкідливими комахами та гризунами. Крім того, при виявленні біологічної активності алкалоїдів водоростей, ці речовини можуть бути віднесені в ряд показників, що визначають якість питної води, особливо на тих водогонах, що користуються водою з великою біомасою синьозелених водоростей — продуцентів таких метаболітів.

УДК 591. 148 (261)

И.М. Серикова

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

ИЗУЧЕНИЕ МЕХАНИЗМОВ ФОРМИРОВАНИЯ ТОНКОЙ СТРУКТУРЫ ПОЛЯ БИОЛЮМИНЕСЦЕНЦИИ В РАЙОНЕ ПОДВОДНОЙ ВОЗВЫШЕННОСТИ

Многочисленные эксперименты, проведенные в различных районах океана с помощью практически безинерционных зондирующих гидробиофизических комплексов, показали наличие тонкой слоистой структуры поля биолюминесценции (ПБ), коррелирующей с флуктуациями температуры, или солености, и простирающейся на расстояния до несколько км [1]. Согласно сегодняшним представлениям, формированием элементов тонкой структуры гидрофизических полей завершается каждый очередной акт турбулентной активности в океане. Поскольку флуктуации температуры (T') и солености (S') в турбулентном потоке являются в значительной степени вторичными по отношению к флуктуациям скорости течения u' , и наблюдаемая нами связь тонкой структуры поля биолюминесценции и температуры скорее всего опосредована величиной u' , представляет интерес проследить изменчивость параметров тонкой структуры ПБ в условиях меняющегося режима турбулентности. В зонах океанических поднятий процессы вертикальной диффузии протекают более интенсивно, чем в открытых районах океана. Возмущающее влияние поднятий проявляется в формировании слоев вод с повышенным уровнем турбулентной энергии. При пересечении таких зон отслеживалась изменчивость характеристик тонкой структуры ПБ. По данным многократных батифотометрических зондирований, выполненных совместно с зондированиями гидрофизического комплекса "Исток-4", анализировались вертикальные профили флуктуаций (высокочастотных составляющих, включающих в себя масштабы от 1 до 10 м) биолюминесценции, температуры и солености, полученные в 11-ом рейсе НИС «Пр. Водяницкий» на осевом разрезе через банку Удачная ($\varphi = 7^{\circ} 55'$ ю. ш.; $\lambda = 0^{\circ} 55'$ в. д.) вдоль основного течения.

Зоны подъема и опусканий вод хорошо прослеживались по изгибу изотерм, изохалин и особенно по химическим показателям. Так на северо-западе от банки происходил резкий подъем изооксиген и опускание изолиний фосфатов. По термохалинным полям основной подъем вод также наблюдался к северу и северо-западу от вершины. Зона подъема вод, начинаясь в 5-10 милях от вершины, имела протяженность до 30 миль (ст. 1474, 1463). Интенсивная зона опускания вод наблюдалась в 20 милях к югу от центра банки (ст. 1454) [2].

Для выявления характерного вертикального масштаба тонкоструктурных неоднородностей ПБ (H), рассчитывались автокорреляционные функции профилей флуктуаций V' , которые затем усреднялись по ансамблю реализаций. Точное оценивание вертикальных размеров неоднородностей в профилях флуктуаций V' , T' , S' производилось с использованием адаптивного спектрального анализа. Для оценки изрезанности профилей биолюминесценции служил параметр $C_{vV'}$ — амплитуда флуктуаций V' , нормированная на среднюю величину интенсивности ПБ [1]. На всех станциях особенности вертикального распределения температуры и солености в верхнем 100-м слое были таковы, что существовали необходимые условия для развития механизма двойной диффузии. В таких случаях турбулизированные слои образуют целые серии протяженностью в сотни метров, а акты перемешивания происходят в слоях от 0, 5 до 10 м [3]. Наблюдаемая нами коррелированность тонкой структуры ПБ с неоднородностями термохалинных полей, соответствующих масштабов, прослеживаемая на протяжении 2-3 часовых серий зондирований, позволяет предположить идентичность механизмов их образования. Адаптивные оценки спектров флуктуаций биолюминесценции, температуры, солености, на ст. 1454 показали, что имеет место схожесть их формы и диапазонов пространственных масштабов с приходящимися на них максимумами. Так, в области волновых чисел $\lambda_{V'} \approx 4$ м, прослеживались максимумы во всех спектрах, и особенно четко в спектрах температуры. Им соответствовали ступеньки, хорошо заметные в исходных профилях температуры в диапазоне глубин 35- 100 м. Второй и третий максимумы биолюминесценции приходились на диапазоны пространственных масштабов $\lambda_{V'} = 12 \div 15$ м; $\lambda_{V'} = 5 \div 8$ м. Им соответствовали максимумы в спектрах солености $\lambda_{S'} = 13 \div 18$ м; $\lambda_{S'} = 5 \div 7$ м. По мере приближения к банке, максимумы в спектрах биолюминесценции смещались в длинноволновую область и размывались по всему диапазону волновых чисел. На ст. 1470, расположенной непосредственно над вершиной горы, максимумы функций спектральной плотности рассредоточены в диапазоне волновых чисел от 4 до 20 м почти равномерно. При этом для каждого из спектров сохранялась трех вершинная форма. Однако, было заметно их смещение в область низких частот (больших волновых чисел). По

оценкам осредненных автокорреляционных функций, характерный вертикальный масштаб профилей флукуаций биолюминесценции на ст. 1454 и ст. 1463 — 5 м, на ст. 1474 — 6, 5 м, и на ст. 1470 — 8, 5 м. Таким образом, над вершиной горы происходит увеличение вертикальных размеров тонких пятен концентрированности светящегося планктона в 1, 5 раза.

Из опубликованных данных известно, что во фронтальных зонах и в зонах сильных течений значение среднеквадратического отклонения скоростей пульсаций максимально [3]. Это приводило к сглаживанию тонкой структуры поля биолюминесценции, (размыванию тонких слоев скоплений планктона) [1]. Рассчитанные для каждой из станций разреза оценки $S_{\text{вв}}$ свидетельствовали также об этом. В областях вергенций, на ст. ст. 1454, 1474, 1463, где вертикальные составляющие скоростей потоков максимальны — коэффициенты $S_{\text{вв}}$ характеризовались минимальными значениями. На ст. 1470, расположенной непосредственно над возвышенностью, параметр $S_{\text{вв}}$ увеличивался в 2 раза, достигая величин, близких к единице, свойственных таковым для синоптических вихревых образований (СВО). При этом выявленное значение $H = 8, 5$ м, соответствовало среднему размеру неоднородностей в водах СВО, о чем свидетельствовали оценки, ранее нами полученные [1]. Возможность возникновения квазистационарных вихревых образований над вершинами поднятий океанического дна обоснована рядом авторов [3].

По параметрам $S_{\text{вв}}$ и $V_{(0-100)}$ (средняя интенсивность биолюминесценции в слое 0-100 м), рассчитанных для серии профилей для каждой из станций, выделялись кластеры. На ст. ст. 1454, 1463 значения $S_{\text{вв}}$ приходились на один диапазон — (0, 25÷0, 5), но величины $V_{(0-100)}$, в зоне подъема (ст. 1463) были существенно больше, чем в зоне опускания вод (ст. 1454). Несколько выше располагался диапазон изменчивости $S_{\text{вв}}$ для ст. 1474 — (0, 4÷0, 65). Очевидно, это связано с тем, что экранирующее влияние слоя резкого термоклина на этой станции не давали глубинным водам выходить на поверхность, задерживая их на глубине 25 м и ниже, тем самым ослабевая турбулентацию всего 100-метрового слоя [2]. Тем не менее оба диапазона характерны для фронтальных зон и мощных подводных течений, что было показано ранее. Характерные вертикальные размеры $H = 5-6$ м, для этих трех станций также соответствовали значениям, выявленным для вод фронтальных разделов и интенсивных течений в районе северо-восточной части тропической Атлантики [1]. Таким образом, параметры тонкой структуры ПБ являются индикатором динамического режима вод.

ЛИТЕРАТУРА

1. Серикова И. М., Василенко В. И. Влияние гидродинамического режима водных масс на тонкую структуру поля биолюминесценции // Экология моря. — 2000. — Вып. 51. — С. 20-24.
2. Грезе В. Н., Ациховская Ж. М., Головкин В. А. и др. Биоокеанографическая структура вод в районах подводных возвышенностей. — К.: Наук. думка. — 1988. — С. 207.
3. Монин А. С., Озмидов Р. В. Океанская турбулентность. — Л.: Гидрометеиздат, 1981. — с. 319.

УДК 574. 6

Л.Я. Сіренко¹, Т.В. Паршикова²

¹ Інститут гідробіології НАН України, м. Київ; ² Національний університет ім. Тараса Шевченка, м. Київ

ДОСВІД ЗАСТОСУВАННЯ КЕРОВАНОГО ФОТОСИНТЕЗУ НА ОСНОВІ МІКРОВОДОРОСТЕЙ

Терміни "керований біосинтез", "промисловий (індустріальний) фотосинтез" застосовують в науковій літературі з 70-х років ХХ століття [1] у зв'язку з вирішенням ряду космічних, підводних (створення систем життєзабезпечення людини в замкнутому просторі) і наземних задач [2-10]. Під промисловим фотосинтезом розуміють керований біологічний процес використання світла для синтезу органічних сполук з CO₂ й води в контрольованих умовах фотосинтезуючими еукаріотичними та прокаріотичними водоростями [2-8]. Успіхи розвитку цього науково-практичного напрямку [9, 10] обумовлені низкою об'єктивних причин. По-перше, тенденцією посилення ряду глобальних процесів, що погіршують умови традиційного сільськогосподарського виробництва на фоні зростання населення планети. Важливе значення мають: щорічне зменшення з різних причин кількості родючих земель на 10 млн. га [11]; збільшення вмісту CO₂ в атмосфері завдяки знищенню лісів, спалюванню вугілля (щорічно на рівні 4 млрд. т.), підкисленню водного середовища та ґрунтів за рахунок викидів сірки, нітратів; зменшення розчинності у воді CO₂ при потеплінні [3], погіршення якості природних вод як результат їх

гіперевтрофікації, забруднення, токсифікації (наприклад, тільки алюмотоксикози зареєстровані вже більше: ніж у 300 озерах світу). По-друге, мікроскопічні планктонні водорості мають високий фотосинтетичний потенціал: на їх долю призначається утворення 74% органічних речовин Світового океану, тобто 24% сумарної продукції рослин на Землі [12]. Щорічно тільки в Європі знімається врожай природних ресурсів водоростей і вирощується штучно в аквакультурі на морському шельфі і в промислових фотобіореакторах різного типу близько 5, 4 млн. т. водоростей з економічним ефектом 4, 9 млрд. доларів США [9, 13] Основну масу використаних водоростей складають *Phaeophyta* (56%), *Rhodophyta* (24, 9%), *Chlorophyta* — 0, 3%, інші систематичні групи — 18, 8%. З загальної кількості альгофлори на Землі (більше 30 тис. видів) за станом на 2001 р. використовуються для одержання харчових, кормових, фармацевтичних та технічних продуктів близько 100 видів [6-10, 13, 14]. Серед них можна назвати наступні:

RHODOPHYTA: *Hypheae musciformis*, р. *Porphyra* (*P. yezoensis*, *P. tenera*, *P. pseudolinearis*, *P. kuniedai*, *P. akasakai*, *P. seriata* та ін.), *Porphyridium cruentum* (карагінан, поліцукри, кормові й харчові добавки, R-фікоеритрин, поліненасичені жирні кислоти, тригліцериди). **PHAEOPHYTA:** *Chondrus criptus*, *Durvillaea antarctica*, *D. willana*, рр. *Euclima*, *Fucus*, *Furcellaria*, *Gelidium*, *Laminaria* (*L. japonica*, *L. digita*, *L. hyperborea*, *L. ochrolenca*), *Macrocystis purifera*; рр. *Pterocladia*, *Rhodimonia*, *Sargassum ringgoldianum*, *Turbinaria ornata*, *Undarina pinnetifera* та ін. (агар, агароїди, альгінати, протипухлинні речовини, метан, кормові, харчові, косметичні продукти, добрива). **CHLOROPHYTA:** рр. *Ankistrodesmus* (*A. obliquus*, *A. angustus*), *Botryococcus brauni*, *Chlorella* (*Chl. pyrenoidosa*, *Chl. vulgaris*, *Chl. regularis*, *Chl. sorokiniana*), *Chlamydomonas* (*Chl. eugametos*, *Chl. moewusii*, *Chl. reinhardtii*, *Chl. mexicana*), *Chlorococcum* sp., *Coelastrum proboscideum*, *Dunaliella* (*D. salina*, *D. acidophyla*, *D. terticolecta*), р. *Enteromorpha*, *Haematococcus pluvialis*, *Hydrodictyon reticulata*; рр. *Nephrochloris* sp., *Platimonas viridis*, *Petimonas tenuis*; *Scenedesmus dimorphus*, *S. quadricauda*, *S. obliquus*, *S. acutus*, *S. spinosus*; *Ulva lactuca* та ін. (кормові та харчові білково-вітамінні продукти, живі корми для риб, безхребетних, "зелена нафта", клеї-плівкоутворювачі, β-каротин, астаксантин, біомаса для альгалізації ґрунтів, очищення стоків. **EUGLENOPHYTA:** *Euglena gracilis* (кобаламін, В₁₂, жирні кислоти та ін.). **CHRYSOPHYTA:** *Cryptocodium cohnii*, *Isochrysis galbana*, *Monochrysis lutheri*, *Micromonas pusilla*, *Phaeodactylum tricornerutum*, *Tetraselmis dulcica*, *T. viridis*, *T. maculata* (ліпіди, жирні кислоти, живі корми для гідробіонтів). **XANTHOPHYTA (Eustigmatophyceae):** *Nannochloropsis* sp. (ненасичені жирні кислоти). **CYANOPHYTA (CYANOBACTERIA):** *Anabaena circinalis*, *A. cylindrica*, рр. *Aphanizomenon*, *Arthrospira* (*Spirulina platensis*, *S. major*, *S. subsalsa*, *S. maxima*, *S. fusiformis*), *Calothrix* sp., *Dichothrix baueriana*, *Fischerella ambigua*, *F. muscicola*, р. *Gloeothece*, *Lynghya lagerheimii*, *L. majuscula*, *Microcystis* (*M. aeruginosa*, *M. flos-aquae*, *M. viridis*), *Nodularia spumigena*, *N. incognita*), *Nostoc commune*, *N. punctiforme*, *N. ellipsosporum*, *N. minutum*, *N. muscorum*, *N. sphaericum*, *N. spongiaeforme*; *Oscillatoria agardhii*, *O. limnethica*, *Phormidium tenue*, *Plectonema boryanum*, *Scytonema julianum*, *S. ocellatum*, *Schizothrix calcicola*, *Stigonema dendroideum*, *Synechococcus elongatus*, *P. tolypothrix* та ін. (барвники, поліцукри, сорбенти, нейротоксини й анальгетики, цитостатики, сульфоліпіди, кормові, харчові, медичні продукти, білково-вітамінні добавки, радіопротектори, імуномодулятори, ароматичні сполуки, антивірусні, фунгіцидні, бактерицидні препарати, алкалоїди, водень, біологічно зв'язаний азот).

У ряді країн (Австралія, Болгарія, В'єтнам, Ізраїль, Індія, Іспанія, Італія, Німеччина, Китай, ПАР, Чехія, США, Угорщина, Японія та ін.) досягнуті істотні успіхи в промисловому вирощуванні мікрводоростей. Зокрема, у Німеччині збудований і введений в експлуатацію потужний завод із застосуванням найсучасніших досягнень біотехнології.

В Україні є багаторічний досвід інтенсивного культивування мікроскопічних водоростей у відкритих (м. Бар) та закритих фотобіореакторах (спеціалізований цех на Ладизинській ТЕС) [8]. В Інституті гідробіології НАН України розроблено близько 20 сучасних технологій одержання різних продуктів [8, 14], в тому числі "Альгофіну" — бактерицидної регенераційно-репродукційної мазі для лікування термічних та хімічних опіків, широкого спектру механічних та післяопераційних травм. Успішно завершена дослідно-промислова перевірка екологічно чистого клею-плівкоутворювача ("Фітон") для інкрустації та дражування насіння цукрового буряку, інших сільськогосподарських культур.

ЛІТЕРАТУРА

1. Семененко В. Е. Биотехнология фототрофных биосинтезов и проблемы индустриализации фотосинтеза: состояние и перспективы развития // Тез. докл. Всесоюз. конф. 17-19 сент. 1985 г. — Ашхабад, 1985. — С. 92-95.
2. Algal Biotechnology / 6th Inter. Conf. on Applied Algology. — Ceske Budejovice (Czech Republ.), 1993. — 84 p.
3. 2nd European Workshop of microalgae (EWBM), 11-12 Sept., 1995. — Proc. Institut fur Getreideverarbeitung GmbH. — 154 p.
4. 3rd EWBM Abstracts. 16-17 June. — Germany, 1997. — 43 p.
5. EWBM. Abstracts. 29-30 May 2000. Bergholz-Rehbrücke, Germany. — 85 p.
6. Journal of Applied Phycology. Vol. 12, N 3-5, October 2000. — 556 p.

7. Selected papers in Phycology // Rosowsky. — Lawrence (Kansas): Parker Publ. Phycol. Soc. Amer., 1982. — 886 p.
8. Романенко В. Д., Крот Ю. Г., Сиренко Л. А. и др. Биотехнология культивирования гидробионтов. — К.: 1999. — 264 с.
9. Пульц О. Пути пополнения пищевых ресурсов за счет использования водорослей // Альгология. — 2000. — Т. 10, № 3. — С. 341-349.
10. Pulz O., Scheibenbogen K. Photobioreactors Design and Performance with Respect to Light Energy Input // Engineering, Biotechnology. — Berlin: Spring-Verlag, 1998. -Vol. 59. — P. 123-152.
11. Ковда В. А. Биохимия почвенного покрова. — М.: Наука, 1985. — 261 с.
12. Conside Mary Lon. Phytoplankton // Pastures of the ocean "Ecos". — 1984. — № 39. — P. 11-18.
13. 8th International Conf. on Applied Algology. Algae and Human Affairs in the 21st Century: Abstr. 26 Sept. — 1 Oct., 1999. — 209 p.
14. Sirenko L., Kirpenko Y., Kirpenko N. et al. Antituberculosis drugs from Algae. Design of bioactive compounds. Possibilities for Industrial Applications // Abstr. SCI. Potsdam (Germany), 4-7 Sept., 1995.

УДК 668.393

О.П. Сорочинський, Л.Я. Сіренко, Е.Л. Звенигородський

Консорціум “Деметра-Гея”, м. Софія, Болгарія; Інститут гідробіології НАН України, м. Київ; Вінницький державний технічний університет, м. Вінниця

НОВИЙ МЕТОД ДИСТАНЦІЙНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ЕКОСИСТЕМ ВОДНИХ РОСЛИН НА БАЗІ ВИДІЛЕННЯ ТОРСІОННОЇ КОМПОНЕНТИ АЕРОКОСМІЧНИХ ЗНІМКІВ

Поля, породжувані спіном або кутовим моментом обертання, одержали назву торсіонних полів (тобто полів крутіння — від англ. torsion) [1], з якими пов'язують в біології явище мітогенетичного випромінювання [2], дзеркального цитопатичного впливу [3], ефекти стільникових та порожнинних структур [4] та ряд інших явищ.

Внаслідок того, що атоми та молекули речовини мають певну чітко визначену взаємну орієнтацію спінів, всі об'єкти, в т. ч. зарості водних рослин, мають власне торсіонне поле з характерним для них просторово-частотним спектром, який може залежати від таких біологічних та екологічних факторів, як, наприклад, види рослин в асоціаціях, фаза росту біоти, хімічний склад води та ґрунту, наявність забруднень, особливості процесів внутрішнього біохімічного метаболізму в рослинах, а також ряд інших ознак, що не можуть бути отримані шляхом застосування традиційних методів дистанційного екологічного моніторингу. Тобто, шляхом реєстрації просторово-частотної структури торсіонних полів можна отримати важливу біологічну та екологічну інформацію про стан комплексів рослинних асоціацій в даному регіоні.

Нам вдалося експериментально підтвердити правильність припущення, що при фотографуванні об'єктів власні торсіонні поля, що попадають на фотоемульсію разом із електромагнітним потоком, міняють орієнтацію спінів атомів емульсії. Отже, що спіни фотоемульсії повторюють просторову структуру цього зовнішнього торсіонного поля. В результаті на фотознімку, окрім видимого зображення, завжди існує невидиме зображення.

Розуміння вказаного вище факту дозволило за аналогією з проведеною нами на попередніх етапах оптичною обробкою інформації [5], побудувати процедуру виділення з фотозніmkів водних рослин їх торсіонних зображень та їх обробки. Згідно із схемою (рис. 1) процесу торсіонної обробки аеро- та космофотозніmkів екосистем водних макрофітів, слайд або фотографія спочатку просвічувалися генератором ізотропного широкосмугового торсіонного випромінювання (в експериментах був використаний розроблений нами торсіонний генератор на базі магнітогідродинамічних ефектів). В даному випадку спінова структура атомів фотоемульсії може розглядатися як спінова матриця, що виконує роль двовимірного спінового модулятора.

Після проходження ізотропного спінового торсіонного випромінювання крізь фотознімок модульоване торсіонне випромінювання буде повторювати спінову структуру просторового торсіонного поля, яке було сприйнято емульсією під час фотографування.

Однак отримане вихідне торсіонне поле являє собою результат суперпозиції (тобто накладання) торсіонних полів від усіх джерел сфотографованого регіону. Окрім власних торсіонних полів водних макрофітів, в торсіонному потоці після проходження фотознімку можуть бути випромінювання інших представників водної біоти, а також товщі води, ґрунтів, корисних копалин тощо. Внаслідок того, що ці структурні утворення мають власні просторово-частотні спектри, для того, щоб виділити характеристичне випромінювання комплексів асоціацій водних рослин, треба провести відповідну

процедуру фільтрації торсіонного потоку. З цією метою були розроблені двовимірні спінові фільтри-матриці, що пропускають тільки ті просторові частоти, які відповідають характеристичним просторовим частотам водних макрофітів. Після проходження такого торсіонного фільтру торсіонне випромінювання буде присутнє тільки в тих місцях відносно вихідного знімку, де є водні макрофіти. Таке відфільтроване по корисній торсіонній компоненті випромінювання подається на чистий спеціальний фотоматеріал, що його реєструє.



Рис. 1. Структурна схема торсіонної обробки аерокосмічних знімків водних макрофітів

Описана процедура була реалізована в створеному апаратному комплексі в поєднанні з розробленими нами комп'ютерними експертними системами обробки зображень на базі теорії розмитих множин та нечіткої логіки.

ЛІТЕРАТУРА

1. Акимов А. Е., Бойчук В. В., Тарасенко В. Я. Дальнодействующие спинорные поля. Физические модели / Ин-т проблем материаловедения АН УССР. — Киев, 1989. — Препринт № 4. — 23 с.
2. Гурвич А. А. Проблема митогенетического излучения как аспект молекулярной биологии. — Л., Медицина, 1968. — 241 с.
3. Казначеев В. П., Шурин С. П., Михайлова Л. П. Открытие № 122. Дистантные межклеточные взаимодействия в системе двух тканевых культур // Офиц. бюл. по делам изобретений и открытий при Сов. Мин. СССР. — 1973. — № 19.
4. Гребенников В. С. О физико-биологических свойствах гнездовых пчел-опылителей // Сибирский вестник сельскохозяйственной науки. — 1984. — № 3. — С. 55-59.
5. Федоровский А. Д., Сиренко Л. А., Звенигородский Э. Л. и др. Оценка экологического состояния водоемов с использованием космической информации // Космічна наука і технологія. — 1996. — № 5-6. — С. 103-106.

УДК [581. 526. 32:574. 64] (285. 33)

О.М. Усенко, О.Й. Сакевич

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ФОТОСИНТЕЗУЮЧІ ГІДРОБІОНТИ ЯК ЧИННИК ФОРМУВАННЯ ЕКЗОГЕННИХ ФЕНОЛЬНИХ СПОЛУК ВОДОСХОВИЩ ДНІПРА

Із великого різноманіття речовин, що забруднюють поверхневі води в результаті господарської діяльності людини, окрім синтетичних фенолів, існує більше тисячі цього класу сполук, що синтезуються рослинами і можуть виділятися в водне середовище. Зарегулювання стоку Дніпра супроводжувалось виникненням

значних площ мілководних ділянок, що заросли вищими водяними рослинами. Повсякчас виникає періодичне "цвітіння" води синьозеленими, діатомовими та зеленими водоростями, біомаса яких може сягати декількох десятків і навіть сотень грамів в м³. В місцях вітрових згонів фітопланктону і його відмирання концентрація розчинених у воді тільки летких фенолів може сягати 185-190 мкг/л.

Проведені нами дослідження вмісту всього комплексу ФС у водосховищах Дніпра, в 1987-1995 рр. засвідчили, що загальний пул цього класу сполук, розчинених в воді, формується за участю декількох чинників. При цьому кожне із 6 водосховищ має свої особливості. Найбільш потужні джерела збагачення води ФС містяться на Київському водосховищі. Тільки в водах р. Прип'яті, що живить цю водойму і збирає стоки із боліт і лісів Полісся, концентрація фенолів за рахунок гумінових кислот в окремі роки може перевищувати 1800 мкг/л. У водах інших річок (Дніпро, Тетерів) цей показник, як правило, значно менший. Крім того, Київське водосховище має біля 34% від загальних акваторій мілководних ділянок, що заросли макрофітами, які продукують велику кількість біомаси. Тут концентрація загальних ФС майже в 2 рази більша, ніж на глибоководних ділянках середньої і пригребельної ділянок водосховища: 1085-715 мкг/л і 463-424 мкг/л відповідно. Біля греблі Київської ГЕС, а також в місцях вітрових згонів фітопланктону в період "цвітіння" води концентрація розчинених в воді фенолів в середньому за 1987-1995 рр. збільшувалась до 551 мкг/л, однак ця величина в більшості випадків була меншою, ніж на малопроточних мілководних ділянках, що заросли гідрофітами.

Дослідження показали, що узагальнені величини досліджуваних показників не можуть характеризувати окремих річних і сезонних особливостей формування концентрації ФС на Київському водосховищі. В травні місяці 1988 р. у воді Прип'ятьського відрогу було 628 мкг/л фенолів, а в серпні цього ж року ця величина збільшилась до 1850 мкг/л. Проведені нами експериментальні дослідження по виявленню вмісту ФС в біомасі деяких видів природних популяцій макрофітів і водоростей, а також в культурах останніх, показали, що в 1 г біомаси цих гідробіонтів міститься різна кількість фенолів. Ці величини наступні: *Anabena flosaquae* (L y n g b.) B r e b. — 0,47; *Oscillatoria limosa* K u e t z. — 0,72; *Tolypothrix tenuis* K u e t z. — 1,17; *Plectonema boryanum* G o m. — 1,71; *Lyngbya limnetica* L e m m. — 1,98; *Nostoc punctiforme* (K u e t z.) H a r i o t-2,20; *Anabena variabilis* K u e t z. — 2,80; *Sagittaria sagittifolia* L. — 3,91; *Potamogeton perfoliatus* L. — 6,29; *Scirpus lacustris* L. — 6,70; *Ceratophyllum demersum* L. — 8,69; *Najas marina* L. — 12,55; *Glyceria fluitans* (L.) R. Br. — 19,38; *Phragmites australis* (C a v.) T r i n. ex S t e u d. — 20,76; *Nuphar lutea* (L.) S m i t h. — 25,80; *Typha angustifolia* L. — 36,37 мг/г.

В Канівському, на відміну від інших водосховищ, основні масиви мілководних ділянок розміщені в середній, а не в верхній частині. До місця стоку Бортницького каналу в Дніпро вміст фенолів у воді звичайно мало відрізняється від пригребельної ділянки Київського водосховища і містить загальних ФС — в різні роки від 270 до 960 мкг/л. В більшості випадків концентрація цих сполук у воді різко збільшується нижче Бортничів. У вересні 1995 р. вона становила тут 716 мкг/л, а вище каналу — 590 мкг/л. При цьому збільшення летких фенолів на цьому відрізку було ще більш значним — 0,5-13,0 мкг/л. Одночасно варто зазначити, що такі перепади концентрацій ФС на цій ділянці водосховища спостерігаються не завжди, що може бути зв'язано не тільки із стоками каналу Бортничів, а й з періодичністю добових попусків Київської ГЕС. В напрямку до Канівської ГЕС концентрація ФС поступово зменшувалась, коливаючись на різних ділянках і в окремі роки, від 320 до 410 мкг/л, хоча в гирлах рік Червоної і Бобрині вона була досить великою — біля 600 мкг/л.

Щодо Кременчуцького водосховища, то на різних його ділянках вміст фенолів, розчинених у воді, був в 1987-1995 рр. найбільш мозаїчним. Більшість мілководних ділянок водосховища розміщені в верхній його частині та в Сульській затоці. Саме тут були виявлені максимальні концентрації ФС. Від гирла р. Росі до м. Черкас їх вміст в воді коливався в межах 534-538 мкг/л, а далі до Світловодської греблі поступово зменшувався. Найбільші концентрації фенолів (до 863 мкг/л) були виявлені на мілководних ділянках Сульської затоки із значними ділянками заростей гідрофітів, де водообмін був значно меншим, ніж в верхів'ях водосховища біля Черкаського мосту. В правобережних затоках водосховища в період "цвітіння" води синьозеленими водоростями, де накопичувались значні величини їх біомаси (Адамівська і Світловодська бухти, Тясмінська, Кирпівська, Андрусівська і Цибульницька затоки) концентрація ФС сягала 641-1428 мкг/л. Лівобережні ділянки водосховища, окрім верхніх, містили менше фенолів, ніж правобережні. Збільшення вмісту летких фракцій фенолів спостерігалось тільки в місцях вітрових згонів і розкладу біомаси фітопланктону.

В Дніпродзержинському водосховищі тенденції змін розчинених у воді ФС були подібні до вище розташованих — Київському і Кременчуцькому. Збільшення концентрацій цих сполук спостерігалось тільки на Успенських плавнях, біля с. Орлик і біля гирла р. Ворскли в місцях вегетації вищих водяних рослин. Як і в інших водосховищах, тут спостерігається зменшення вмісту ФС розчинених в воді у напрямку до пригребельних ділянок. Аналогічна ситуація спостерігалася й на Запорізькому водосховищі. Навіть розміщення на його берегах великих міст — Дніпродзержинська, Дніпропетровська і частково Запоріжжя значно не змінюють закономірностей формування пулу ФС в водах цього

ФІЗІОЛОГІЯ, БІОХІМІЯ ТА БІОФІЗИКА ВОДНИХ РОСЛИН І МІКРООРГАНІЗМІВ

водосховища. Біля Дніпродзержинська цих речовин було 325 мкг/л, Дніпропетровська 230-270 мкг/л, а біля Запоріжжя — 355 мкг/л.

Каховське водосховище, в порівнянні з іншими, відрізняється максимальною довжиною абразивних берегів, а площа мілководних ділянок складає тільки 5% всієї акваторії водосховища. Найбільші масиви заростей макрофітів тут розміщені біля Великих Кучугур, сс. Кучугум, Розумівки, Біленького. Саме в цих місцях виявлені максимальні концентрації ФС — 530-700 мкг/л. Деяке збільшення величин вмісту фенолів у воді, в порівнянні з іншими глибоководними ділянками, відмічено біля Энергодару і Н. Воронцовки, де концентрація фітопланктону була більшою 10 г/м³. Від Нікополя до Каховки вміст ФС коливався в межах 212-290 мкг/л, що значно менше, ніж на інших водосховищах.

АКВАКУЛЬТУРА, МАРИКУЛЬТУРА. КУЛЬТИВУВАННЯ ВОДНИХ ОРГАНІЗМІВ

УДК 579:591. 05(26)

Е.Г. Воля, В.Е. Рыжко

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

ПИТАНИЕ ЛИЧИНОК КЕФАЛИ ПИЛЕНГАСА В ПЕРИОД ПРОХОЖДЕНИЯ МЕТАМОРФОЗА

Изучение питания личинок и молоди морских рыб является важным моментом для совершенствования биотехники их искусственного разведения. В данной работе изучен качественный состав питания личинок кефали пиленгаса в период прохождения метаморфоза на примере искусственно полученной молоди.

Работы производили на экспериментальной базе “Будаки” (Шаболатский лиман). На 10–12 сутки после выклева личинок были произведены суточные станции для изучения качественного состава пищи личинок пиленгаса. Эксперименты (3 повторности) производили в двух бассейнах замкнутой системы (объемом 3 м³), в которых находились личинки пиленгаса, полученные из одной партии икры. Каждые 2 часа в обе емкости вносили живые корма (в равных пропорциях и одинакового качественного состава), поддерживая концентрацию кормовых организмов в избыточном количестве [2]; параллельно отбирали пробы содержания кормовых организмов в различных горизонтах бассейнов: в средних слоях воды (30–100 см), в поверхностном (0–30 см) и придонном слое (100–130 см) в зависимости от времени суток; производили анализ состава пищи личинок (по 25 экз. из каждого бассейна). В качестве корма была использована смесь организмов зоопланктона, искусственно культивируемая в кормовой емкости. В состав смеси входили следующие основные группы планктонных организмов: каляноидные (*Acartia clausi*, 20%), циклоподные (*Oitona minuta*, 18%), гарпактикоидные (14%) копеподы; науплиальные стадии копепод — 28%, и коловратка *Brachionus plicatilis* — 28%. Организмы зоопланктона, на долю которых приходилось менее 1% по биомассе, не учитывались.

В процессе проведения суточных наблюдений определяли элективность питания для обеих экспериментальных групп по формуле: $E = g_i + p_i/g_i - p_i$, где: E — элективность (избирательность) потребления пищи, g_i — содержание пищевого компонента в рационе личинки; p_i — содержание пищевого компонента в кормовом комплексе [1]. За 100% было принято общее количество кормовых организмов в данном горизонте. В средних, наиболее доступных для личинок, слоях воды в выростном бассейне в дневное время преобладали науплии копепод (40–70%), каляноидные копеподы (30–40%). Содержание циклопид было несколько меньше, однако в период 14–16 часов в средних слоях воды их присутствовало до 48%. Коловратки и гарпактициды в средних слоях емкости присутствовали днем в незначительных количествах. В ночное время здесь преобладали циклопидные копеподы — до 60% — и науплии копепод (40–50%).

60–70% гарпактицид находились в приповерхностном слое круглосуточно. В дневное время в этом слое значительно содержание коловраток (до 62%). Каляноидные копеподы на поверхности присутствовали в значительном количестве днем в период с 9 до 18 часов (30–40%). Содержание науплиальных стадий в дневное время только в 15 часов выросло до 35%. Минимальное содержание в поверхностном слое всех групп кормовых организмов, кроме гарпактицид, прослежено в 21 час. Ночью с 1 до 5 часов содержание каждой группы в поверхностном слое оставалось неизменным, и составляло: для гарпактицид — 65%, для науплий — 48%, для циклопов — 36%, для акарции — 20%, и для коловраток — 25%.

В придонном слое в дневное время преобладали циклопоиды (до 67%). Содержание остальных групп было невелико (лишь для акарции до 38%). Ночью на дне преобладали акарция и коловратки (соответственно 63 и 68%), содержание остальных групп не превышало 30%.

Каляноидные, которые на данном этапе питания личинок являлись одним из основных кормовых объектов, в дневное время были практически равномерно распределены по всей емкости, тогда как ночью большинство этих ракообразных находится на дне. Циклопоиды, также игравшие значительную роль в питании личинок, в толще воды находились днем лишь незначительный промежуток времени, зато в ночное время в средних слоях их содержалось абсолютное большинство. Коловратки в средних слоях воды преобладали лишь в период с 7 до 9-10 часов утра; ночью большинство их на дне, днем — у поверхности. Науплии копепоид в дневное время в основном находились в средних слоях воды, ночью относительно равномерно распределялись по всем горизонтам. Основная масса гарпактицид постоянно находилась в приповерхностном слое.

Используя данные о количестве всех вышеназванных компонентов корма в выростном бассейне и в пищевом комке личинок, вычислили элективность питания обеих групп личинок в различное время суток. Самым избираемым пищевым объектом на этом этапе является акарция (рис. 1).

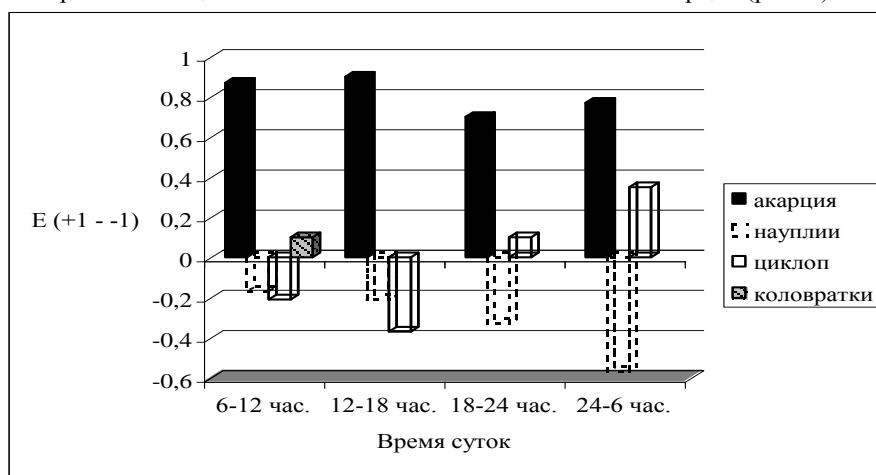


Рис. 1. Изменение элективности питания личинок пиленгаса в зависимости от времени суток

Элективность для науплий копепоид на протяжении суток отрицательна, она лишь несколько снижается в дневное время. Очевидно, науплии из-за своих небольших размеров на данном этапе энергетически невыгодны для достаточно крупных личинок пиленгаса. Снижение отрицательной элективности в дневное время можно объяснить преобладанием науплий в средних слоях воды. Элективность для циклопоид изменяется с 0,28 ночью до -0,28 днем, что обусловлено преобладанием содержания их в средних слоях в ночное время и незначительным содержанием здесь днем.

Коловратки в питании личинок пиленгаса почти не прослеживались, за исключением периода с 7 до 9 утра. В этот период времени в толще выростной емкости содержание остальных групп кормовых организмов незначительно, тогда как коловратки присутствуют в достаточно большом количестве.

Гарпактицид в питании личинок пиленгаса не обнаружили. Условия постановки эксперимента были таковы, что личинки не страдали от недостатка корма и не были вынуждены использовать все пространство бассейна для его поисков. Поэтому выедался в основном комплекс из средних слоев воды. В данном случае здесь находились самые доступные корма, и доступность эта определялась суточными миграциями планктонных организмов и их пространственным распределением в выростной емкости. Однако, как было отмечено, несмотря на большое процентное содержание в толще воды некоторых организмов (например, науплий копепоид), в пищу они употреблялись слабо. Очевидно, на этом этапе значительную роль начинает играть не только доступность, но и размерные характеристики корма.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ивлев В. С. Экспериментальная экология питания рыб. — К.:Наук. думка,1977. — С. 38-99.
2. Сайфулина Е. Ю. Питание личинок камбалы глоссы, камбалы калкан, кефали пиленгас, выращиваемых в искусственных условиях // Рыбное хоз-во. — 1991. — Т. 12. — С. 49-52.

УДК [639. 42]

В.И. Губанов, Е.А. Куфтаркова, Н.П. Ковригина, Н.П. Клименко

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

ОСОБЕННОСТИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА РАЙОНОВ МАРИКУЛЬТУРЫ

К районам перспективного развития марикультуры предъявляются особые требования, касающиеся качества водной среды, степени ее загрязнения токсическими веществами, а также роста и развития водных организмов. В ряде стран, где марикультура находится на высоком научном и техническом уровне, разработаны санитарно-гигиенические и предельно допустимые нормы содержания в воде и объектах выращивания загрязняющих веществ, а также критерии оценки качества воды по гидробиологическим показателям. В первую очередь, это относится к тяжелым металлам и токсичным микроэлементам, хлорированным углеводородам и их производным.

Очевидно, что для оценки пригодности выбранного района для марикультуры, необходимо проводить систематический комплексный мониторинг физических и химических свойств воды и донных отложений, ее биологический состав. При этом необходимо изучать как естественные (природные) процессы функционирования экосистем, так и процессы, связанные с антропогенным воздействием. Основное внимание должно быть уделено распределению и динамике основных показателей гидролого-гидрохимического и гидробиологического режимов, а также расчету баланса вещества и энергии. Дальнейший этап исследований должен быть направлен на изучение закономерности пространственных и временных изменений концентраций техногенных нормируемых веществ, выделении изменений, связанных с антропогенным прессом, исследовании поведения загрязняющих веществ в морской среде (распространение, взаимодействие, деструкция и т. д.), оценки ответной реакции гидробионтов и прогнозирование состояния возможного загрязнения района марикультуры.

С целью оценки качества вод и нормирования антропогенного пресса на хозяйства марикультуры целесообразно применять разработанные ранее и общепринятые показатели предельно-допустимых концентраций гидрохимических ингредиентов, индекс загрязненности вод, трофические свойства района марикультуры, количественный и качественный состав растительных и животных организмов, обитающих в загрязненной органическими веществами воде (сапробионтов), показатели биотестирования.

В связи с этим необходимо проведение комплекса исследований посвященных изучению физических и химических параметров предполагаемого района марикультуры. Среди физических параметров можно выделить температуру, соленость и плотность морской воды, скорость и направление течений. К химическим можно отнести показатели состава морских вод (растворенный кислород, водородный показатель рН, биологическое и химическое потребление кислорода, окисляемость, минеральные и органические соединения азота и фосфора, кремний), в то числе загрязняющие вещества (нефтепродукты, хлорированные углеводороды, полихлорированные бифенилы, тяжелые металлы и другие токсические вещества).

Анализ содержания загрязняющих веществ необходимо проводить как в морской воде и донных отложениях, так и в гидробионтах.

Отмеченные подходы успешно реализуются в Институте биологии южных морей НАН Украины на экспериментальной мидийной ферме, расположенной на взморье г. Севастополя.

УДК 581. 526. 3:574. 63:639. 3. 06

Ю.Г. Крот, Т.И. Леконцева

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ РАБОТЫ БИОФИЛЬТРА С ВОДНЫМИ МАКРОФИТАМИ ПРИ ВЫРАЩИВАНИИ РЫБ

Современная аквакультура с переходом на интенсивные методы получения биопродукции становится существенным источником загрязнения водоёмов, прежде всего азотсодержащими веществами. Развитие современных биотехнологий культивирования гидробионтов в установках с замкнутым циклом водообеспечения, где вода используется многократно и подвергается очистке, сводит к минимуму

негативное воздействие рыбоводных предприятий на окружающую среду. В то же время в условиях рециркуляции воды в системах культивирования рыб требования к качеству её очистки значительно возрастают. Традиционные физико-химические и биологические методы водоподготовки успешно справляются с органическим загрязнением среды, но полного удаления минеральных соединений азота они не обеспечивают. В природе одними из наиболее активных потребителей биогенов являются высшие водные растения, которые используются в практике доочистки загрязнённых вод [2, 3]. В литературе описан успешный опыт применения растительных биофильтров, в основном гидропонного типа, в замкнутых системах культивирования гидробионтов [1].

Цель данной работы состояла в оценке эффективности использования плавающего растительного биофильтра из тростника обыкновенного (*Phragmites communis*) для удаления минеральных соединений азота из водной среды при выращивании рыб.

Экспериментальный биомодуль представлял собой систему из двух, сообщающихся в нижней части, прозрачных цилиндрических ёмкостей. В одной из них находился подвесной сетчатый контейнер, заполненный тростником. Во второй ёмкости содержали сеголетков карпа средней массой 11 г при плотности посадки 3,0 г/л. Кормление осуществляли один раз в сутки. Общий объём воды в модуле составил 340 литров. Циркуляция воды обеспечивалась с помощью эрлифта. Полный водообмен в системе осуществлялся за 1,5 часа. Пробы воды для гидрохимического анализа отбирались до кормления в трёх точках биомодуля: в зоне корневищ тростника, на входе и выходе из ёмкости с рыбами.

В начальный период работы системы (рис. 1) качество водной среды в контролируемых точках характеризовалось практически полной однородностью.

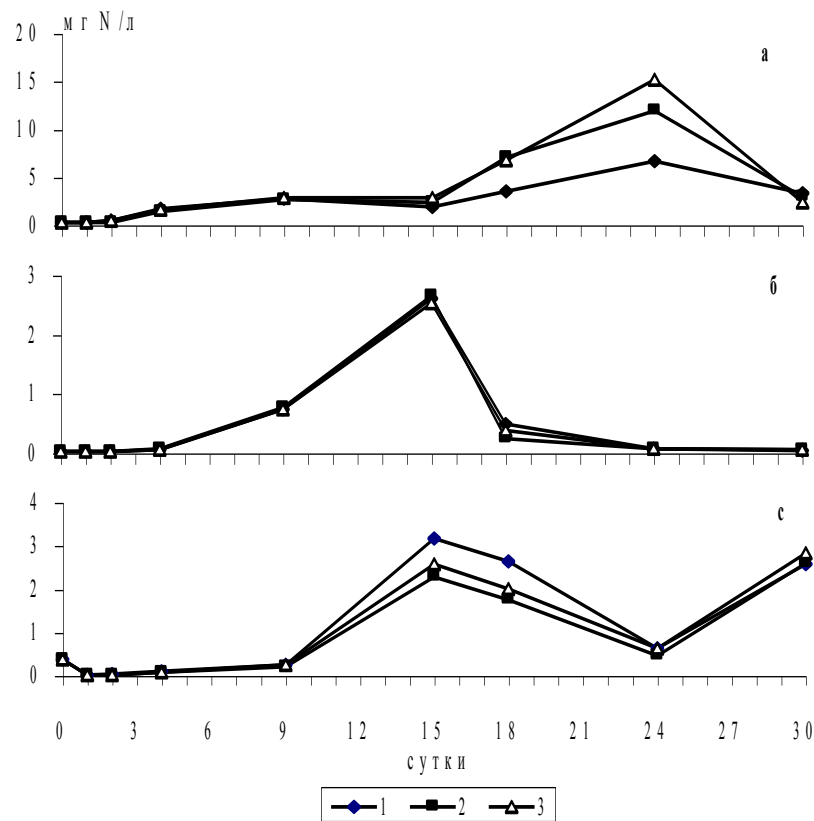


Рис. 1. Динамика минеральных соединений азота (а — NH_4^+ , б — NO_2^- , с — NO_3^-) в процессе работы фитофильтра: 1 — зона фитофильтра, 2 — вход в ёмкость с рыбами, 3 — выход из ёмкости с рыбами.

При этом наблюдалось последовательное «включение» основных ступеней бактериальной трансформации соединений азота: аммонификации и нитрификации 1-й и 2-й фаз, что характерно для периода адаптации систем культивирования гидробионтов к действующей нагрузке и связано с формированием в среде соответствующих групп микроорганизмов [4]. Результатом их деятельности на данном этапе явилось превышение в среде уровней NH_4^+ и NO_2^- , допустимых в замкнутых системах культивирования гидробионтов (соответственно 2,0 и 0,1 мгN/л). К концу второй недели эксперимента

появились первые признаки улучшения качества воды в зоне биофильтра. Если на уровне NO_2^- , концентрация которых в среде продолжала нарастать, это не отразилось, то содержание NH_4^+ снизилось по сравнению с поступающей на биофильтр водой на 30 % при увеличении количества NO_3^- на 25 %, свидетельствуя об активно идущей в этой части биомодуля минерализации как растворённых, так и взвешенных органических веществ, задерживаемых корневищами тростника. По мере удаления от растительного фильтра качество водной среды ухудшалось.

Регулярное внесение корма увеличило органическую нагрузку на среду, что вызвало рост активности сапрофитной микрофлоры, повышение уровня NH_4^+ в среде, ухудшение кислородного режима и угнетение процессов нитрификации. При этом различия в содержании NO_2^- и NO_3^- между контролируемыми зонами были незначительными. В то же время снижение уровня NH_4^+ в зоне корневищ тростника достигало 60-65 %. В воде, поступающей в ёмкость с рыбами, эффект очистки уже ослабевал и составлял 30-45 %, причиной чему, вероятно, — вторичное загрязнение среды в результате разложения образовавшегося в 1-й ёмкости осадка, а также ухудшение кислородных условий в нижних слоях воды. Уменьшение количества вносимых кормов способствовало восстановлению качества воды, при котором различия гидрохимического состояния среды в отдельных зонах биомодуля сглаживались.

Таким образом, проведённый эксперимент позволяет отметить две характерные особенности в работе плавающего тростникового биофильтра: 1) способность ризосферы растения в аэробной среде активно переводить азот из аммиачной формы в нитратную и 2) в условиях значительного органического загрязнения среды и ухудшения кислородного режима эффективно удалять из воды NH_4^+ форму азота. Это подтверждает имеющуюся в литературе информацию о предпочтительном развитии тростника на аммиачной форме азота [2, 5]. Максимальное проявление очистительного эффекта фитофильтра наблюдалось при вступлении в силу всех ступеней бактериальной трансформации соединений азота, что указывает на тесную связь растительного компонента биофильтра с сообществом микроорганизмов, селящихся в области ризосферы макрофита. Очевидно, именно это обстоятельство обеспечило высокую эффективность работы биофильтра даже в период сезонного спада физиологической активности тростника (сентябрь). Учитывая, что испытание фитофильтра проводилось в период запуска системы культивирования, можно предположить его значительные потенциальные возможности.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гамаюн Е. П. Очистка воды растениями в рыбоводстве (опыт ФРГ) // Экспресс-информация. Серия: Рыбное хозяйство. — М., 1989. — № 5. — С. 1-9.
2. Кроткевич П. Г. Роль растений в охране водоёмов // Серия «Биология». — М.: Знание, 1982. — № 3.
3. Таубаев Т., Буриев С. Биологическая очистка сточных вод (по материалам Ферганской долины и Ташкентского оазиса). — Ташкент: Фан, 1980. — 152 с.
4. Уитон Ф. Техническое обеспечение аквакультуры. — М.: Агропромиздат, 1985. — 528 с.
5. Эйнон Л. О. Макрофиты в экологии водоёма. — М.: Ин-т водных проблем РАН, 1992. — 256 с.

УДК 639. 3. 03/06 + 574. 5

Ю.Г. Крот, С.М. Малина

Институт гідробіології НАН України, м. Київ

ТЕХНІКО-ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ РЕГУЛЬОВАНИХ СИСТЕМ ЖИТТЄЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ДЛЯ ШТУЧНОГО ВІДТВОРЕННЯ РИБ

Сучасний стан розвитку рибництва довів необхідність розробки інтенсивних технологій відтворення господарсько-цінних видів риб, як досить вагому частку у виробництві продуктів сільського господарства. Враховуючи антропогенне навантаження на водні екосистеми, скорочення природних нерестилищ, зменшення рибних запасів актуальності набуває питання розробки технологій штучного відтворення риб та спеціалізованих регульованих систем, які дозволяють створити оптимальні умови їх росту і розвитку протягом усіх етапів онтогенезу.

Основним напрямком розвитку економіки України як держави, яка має близько 20% черноземів планети, є розвиток агропромислового комплексу. Однак збільшення продуктивності сільсько-господарських культур без застосування ядохімікатів і добрив безперспективне. При цьому виникають серйозні проблеми забруднення поверхневих вод, куди забруднювачі поступають із водозбірної території,

особливо у весняний період, коли у рибоводних господарствах проводиться нерестова кампанія. Погіршення екологічного стану водних екосистем також відбувається під час роботи самих рибоводних господарств. У зв'язку з цим вже на першому етапі відтворення господарсько-цінних видів риб необхідне здійснення попередньої підготовки води, яка використовується для цілей рибництва.

Проведений нами порівняльний аналіз якості води у весняний період у рибоводному господарстві Ладжинської ТЕС і вимог до води, яка використовується в інкубаційних цехах (ОСТ 15283-83) довели, що вода із скидного каналу перед використанням її для інкубації ікри, потребує додаткового кондиціонування (табл. 1).

Таблиця 1

Деякі показники якості води скидного каналу Ладжинської ТЕС та вимоги до води, яка використовується в інкубаційних цехах.

Показник	Технологічна норма	Скидний канал
Температура, °С	19,0-21,0 (короп)	23
Завислі речовини, мг/л	5,0	24
pH, од	7,0-8,0	8,6
O ₂ , мг/л	9,0-11,0	5,9
БСК ₅ , мг/л	2	4,7
NH ₃ , мг/л	0,03	0,05
Fe заг., мг/л	0,1	0,46

Так, вода з ряду показників t°C, pH, O₂, вмісту завислих речовин, БСК₅, концентрації аміаку і заліза, не відповідає вимогам до води, яка використовується для інкубації ікри. У ній також були наявні іони міді, СПАР та інші токсичні для ікри компоненти (джерело водопостачання — р. Південний Буг), які значно перевищували концентрацію ГДК, для водоймищ рибогосподарського призначення.

У зв'язку з цим проведення необхідного комплексу заходів з водопідготовки для подальшого її використання здійснювалось у блоці кондиціонування, де проводилось корегування водного середовища по лімітуючим показникам.

Найбільш ефективним резервом збільшення виробництва товарної продукції є штучне відтворення і вирощування у полікультурі аборигенних та акліматизованих видів риб, зокрема китайських коропів, що є основним фактором інтенсифікації рибництва на близьку перспективу. Усе це свідчить про необхідність створення спеціалізованих комплексів отримання якісного рибопосадкового матеріалу у необхідній кількості та короткі строки.

Основи біотехніки штучного розведення рослинної риб в Україні розроблені на початку 60-х років. Протягом наступних років удосконалювалися підходи до формування маточних стад плідників риб, біотехніці їх еколого-фізіологічної підготовки, отримання якісних статевих продуктів, технології інкубації ікри і утримання передличинки, вирощування великостандартного рибопосадкового матеріалу, тощо.

Поряд з цим, отримання якісних виробничих результатів вимагає використання сучасних біотехнологій оцінки і оптимізації водного середовища, спеціалізованих штамів і ліній кормових організмів, реалізації потенційних можливостей риб, які культивуються, а також застосування спеціалізованих регульованих систем життєзабезпечення на усіх етапах технологічного циклу [2, 3].

У теорії і практиці рибництва існує понад десяток технологічних схем відтворення риб [1]. Ту чи іншу схему використовують у залежності від абіотичних та біотичних факторів водного середовища, об'єму джерела водопостачання і якості води, природної кормової бази, штучних комбікормів, а також технічного забезпечення і ряду інших факторів.

Шляхом комбінування різних варіантів схем відтворення господарсько-цінних видів риб можливе утворення понад 500 різноманітних технологічних ланцюгів. Принципові схеми систем, що розроблені в Інституті гідробіології НАН України з регульованими параметрами, які використовуються у повносистемних рибних господарствах, наведені на рис. 1.

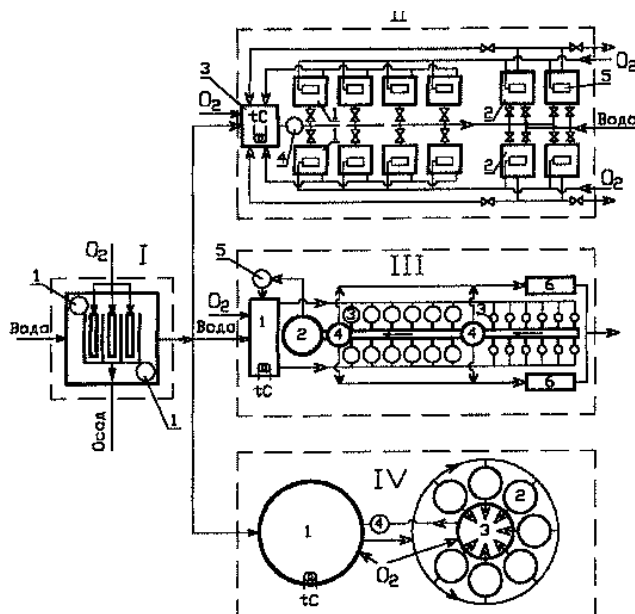


Рис. 1. I — БЛОК КОНДИЦІОНУВАННЯ ВОДИ: 1— Пристрій введення реагентів та дезінфектантів; 2— Змішувальний пристрій; 3— Пристрій видалення осаду. II — РЕГУЛЬОВАНА ЦИРКУЛЯЦІЙНА СИСТЕМА ЕКОЛОГО-ФІЗІОЛОГІЧНОЇ ПІДГОТОВКИ ПЛІДНИКІВ: 1— басейни еколого-фізіологічної підготовки плідників; 2— Басейни для утримання плідників після нересту; 3— Блок водопідготовки; 4— Циркуляційний насос; 5— Аераційні пристрої. III — РЕГУЛЬОВАНА СИСТЕМА ЗАМКНЕНОГО ТИПУ ДЛЯ ІНКУБАЦІЇ ІКРИ ТА УТРИМАННЯ ПЕРЕДЛИЧИНКИ: 1— Блок водопідготовки; 2— Пульсуючий біофільтр; 3— Інкубаційні апарати; 4— Концентратори передличинки; 5— Циркуляційний насос; 6— Накопичувачі личинки. IV — РЕГУЛЬОВАНА СИСТЕМА ЗАМКНЕНОГО ТИПУ ДЛЯ ПІДРОЩУВАННЯ ЛИЧИНКИ: 1— Біофільтр; 2— рибоводні басейни; 3— Флотатор-преаератор; 4— Циркуляційний насос.

Отже, застосування регульованих систем життєзабезпечення у відтворенні господарсько-цінних видів риб дозволить не тільки економічно використовувати ресурси і підтримувати екологічну рівновагу, а також сприятиме здешевленню собівартості продукції.

ЛІТЕРАТУРА

1. Козлов В. И., Абрамович Л. С. Справочник рыбовода — М.: Росагропромиздат, 1991. — 238 с.
2. Романенко В. Д., Крот Ю. Г., Сиренко Л. А., Соломатина В. Д. Биотехнология культивирования гидробионтов. — К., 1999. — 264с.
3. Романенко В. Д., Крот Ю. Г., Соломатина В. Д., Малина С. М. Биотехнология цілорічного отримання молоді цінних видів риб в регульованих системах для відновлення біологічної продуктивності водних екосистем (Методичні рекомендації) — К.: Лотос, 2000 — 44 с.

УДК 577.1:594.124(262.5)

В.И. Лисовская, Г.В. Иванович, В.В. Адобовский

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

БИОХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ, ПИЩЕВАЯ И ЛЕЧЕБНО-ПРОФИЛАКТИЧЕСКАЯ ЦЕННОСТЬ МИДИЙ, ВЫРАЩЕННЫХ В СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

Одним из самых перспективных объектов культивирования в Черном море является средиземноморская мидия (*Mytilus galloprovincialis* Lamark). В результате многолетнего опыта работ с марикультурой были разработаны основные биологические и биотехнические условия культивирования мидий в прибрежных районах Черного моря. Однако, товарное выращивание мидий у берегов Украины практически не ведется или носит стихийный характер на уровне отдельных частных лиц или небольших групп [4].

Первое экспериментальное марихозейство по выращиванию мидий у Одесского побережья было создано в 1984 г. у мыса Большой Фонтан. Оно располагалось на акватории с глубинами 7-10 м. В результате испытаний наиболее приемлемыми для этого района были признаны донные конструкции “Риф”. Коллектора марихозейства представляли собой шестиметровые металлические трубы диаметром 15 см, закрепленные на бетонных плитах и установленные на глубине 10 м. Выращивание мидий на коллекторах происходило в слое воды 4-10 м. Сложные океанографические условия в прибрежной зоне моря явились причиной того, что мидии закрепленные на разных горизонтах коллекторов, испытывали на себе действие абиотических факторов, значительно отличавшихся по своим характеристикам.

Выращиваемые мидии могут использоваться в качестве пищевых, кормовых и фармако-профилактических объектов. При использовании их для этих целей очень важно знать биохимический состав мяса мидий. Благодаря наличию в мясе мидий большого количества незаменимых аминокислот, оно по своей пищевой ценности не уступает яйцам. Содержание белка в мягких тканях мидий составляет 11,5 % в сухой массе, что сопоставимо с содержанием белка в свинине 12-13 %, баранине 13-15 %, говядине 14-15 % [1]. Кроме того, в мясе мидий большую пищевую ценность имеют липиды и гликоген. В состав липидов входят незаменимые полиненасыщенные жирные кислоты и липиды служат растворителем витаминов А, Д, Е, К.

Спрос на мясо мидий, в основном для использования в пищу, достаточно высок и постояен. Один килограмм мидий в створке дает в среднем 100-150 г. очищенного мяса. Рекомендованные для человека нормы потребления мяса мидий — 100 г в неделю, или 4,8 кг в год [2]. В настоящее время спрос на мясо мидий удовлетворяется в основном за счет хищнического промысла этих моллюсков частными лицами в прибрежной зоне моря. К сожалению, из-за отсутствия финансирования, пока не удастся осуществлять в сколько-нибудь значительных размерах промышленное выращивание мидий для пищевых, кормовых и фармакологических целей.

Нами был проведен анализ содержания липидов и гликогена в черноморских мидиях, которые выращивались на коллекторах экспериментального хозяйства у мыса Большой Фонтан. У мидий размерных рядов 3-4 см и 4-5 см содержание гликогена колеблется в больших диапазонах, чем содержание липидов. Сезонная динамика этих показателей тесно связана с нерестом. После вымета гонад у мидий наблюдается уменьшение содержания липидов и накопление гликогена. В июле количество липидов у культивируемых мидий максимальное, а содержание гликогена — минимальное. Начиная с августа, происходит мобилизация энергетических запасов из гликогена и в сентябре его содержание достигает максимума. Большое количество гликогена в мидиях осенью объясняется более хорошей кормовой базой в теплый сезон по сравнению с другими периодами. В октябре содержание гликогена снижается почти до уровня липидов. Осенний период воспроизводства, как и весенний, характеризуется интенсивным гаметогенезом и линейным ростом моллюсков.

При сравнении биохимических показателей мидий, выращенных на разных горизонтах, более низкие величины содержания липидов и гликогена наблюдались у мидий в придонном слое, по сравнению с мидиями на верхней и средней частях коллекторов. Это можно объяснить значительными отличиями океанографических характеристик по вертикали: температуры и солености воды, содержания растворенного кислорода, гидродинамических параметров.

Верхняя часть коллекторов (на глубине 4-5 м) в теплый период года, когда в прибрежных водах наблюдается вертикальная термохалинная стратификация, находится в наиболее благоприятных условиях. Это высокие температуры воды 15-20 °С, содержание растворенного кислорода 60-100 % насыщения, активные вертикальный и горизонтальный водообмены. Средняя часть коллекторов (7-8 м) находится в постоянно меняющихся океанографических условиях, т.к. это зона залегания сезонного термохалоклина на этих глубинах в прибрежной зоне моря. Придонный горизонт коллекторов (глубина 9-10 м) располагается в зоне с наименее благоприятными для выращивания мидий условиями. Это низкие температуры воды 7-10 °С, которые наблюдаются не менее, чем в 50-60 % случаев, слабый вертикальный водообмен при наличии термохалинной стратификации, более низкое содержание растворенного кислорода в воде, чем на верхних горизонтах, что при определенных условиях приводит к гипоксии, которая может сопровождаться заморными явлениями и гибелью гидробионтов.

Исследования содержания липидов и гликогена производилось в продуктах переработки мидий: бланшированном мясе, бульоне и мидийной пасте. Из трех видов мидийной продукции самое большое количество липидов содержалось в бланшированных мидиях, а наименьшее в бульоне. По содержанию гликогена наоборот, в бульоне было обнаружено его больше по сравнению с другими видами продукции. В Китае бульон из мидий используется при лечении больших туберкулезом.

Начато использование медицинских препаратов, изготовленных из мидий и в нашей стране. Лечебно-мидийный гидролизат — профилактический препарат широкого спектра действия — “Биполан”. с 1996 г. рекомендован для использования Минздравом Украины. Из водных экстрактов мидий получен порошок с высоким содержанием гликопротеидов, обладающий противоопухолевой активностью [3].

Высококачественный медико-профилактический препарат получен из мидий, выращенных в северо-западной части Черного моря [5].

Исследования показывают, что мидии являются источником биохимических активных веществ, обладающих радиопротекторными и иммуностимулирующими свойствами.

ЛИТЕРАТУРА

1. Кропачева И.В. Содержание белка в съедобной мидии // Биология моря. — 1987. — № 3. — С. 18-19.
2. Наумова Н.В., Козиряцкая А.Х. Исследование рынка продуктов из мидий // Рыбное хозяйство Украины. — 1999. — № 1 — С. 25-28.
3. Нехорошев М.В., Иванов В.Н. Лечебно-профилактические продукты из черноморских организмов // Тез. докл. 2-го съезда Гидроэколог. общества. — Киев, 1997. — С. 49-50.
4. Супрунович А.В. Проблемы промышленного культивирования пищевых моллюсков на Украине // Тез. докл. 1-го съезда Гидроэколог. общества. — Киев, 1993. — С. 274.
5. Boyko L.I., Gubanov V.V. Hygienic characteristics of the products from mussels in the eutrophicated coastal waters of the north-western part of the Black Sea // The Black Sea Ecological Problems. — Odessa, 2000. — P. 39-43.

УДК 639.31

І.М. Шерман, В.Ю. Шевченко, В.О. Корнієнко

Херсонський державний аграрний університет, м. Херсон

СУЧАСНИЙ СТАН, ПЕРСПЕКТИВИ ВПРОВАДЖЕННЯ В АКВАКУЛЬТУРУ УКРАЇНИ ВЕСЛОНОСА ТА ПОПЕРЕДНІ РЕЗУЛЬТАТИ ЙОГО ВІДТВОРЕННЯ

Сучасне рибництво України в силу різних причин значною мірою орієнтується в бік пасовищного, що дозволяє одержувати продукцію при мінімальних витратах. Як компоненти видового складу створених штучних іхтіоценозів для ресурсозберігаючих технологій виступають доместикована форма коропа, білий товстолобик, строкатий товстолобик, гібриди білого і строкатого товстолобиків, меншою мірою білий амур та деякі інші види риб. Дуже значимим, якщо не вирішальним у доборі видів для формування штучних іхтіоценозів є характер живлення цих видів риб, що забезпечує мінімальну харчову конкуренцію. Як ефективного детритофага успішно використовують плієнгаса, у складі штучних іхтіоценозів для окремих акваторій використовуються хижі види риб.

Останнім часом спостерігається тенденція до зростання попиту на якісну рибну продукцію, тоді як вузьким місцем в даний час шньої пасовищної аквакультури якраз і залишається відсутність видів, спроможних забезпечити сировину для виробництва делікатесних продуктів. Одержання такої продукції у світі пов'язано з лососевими і осетровими. Тим часом товарне виробництво широко відомих видів лососевих і осетрових вітчизняної іхтіофауни в умовах пасовищної аквакультури є практично нереальним, з огляду на їхні біологічні особливості та технологічні вимоги виробництва.

Поряд із цим в складі ряду осетроподібних є менше відомий вид — веслонос, основу раціону якого складає зоопланктон. Веслонос має високу потенцію росту, його м'ясо має високі смакові якості, а ікра може бути прирівняна до ікри широко відомих осетрових, що пояснює інтерес до цього виду наукових і рибогосподарських організацій.

Роботи з веслоносом по його акліматизації відтворенню і культивуванню, не є принципово новими. У цьому плані значний обсяг досліджень виконаний в ряді країн. В Україні нами ці роботи були початі пізніше і проводилися на базі Одеського виробничого рибного комбінату (Сьогодні ЗАО «Одесарибгосп»), куди з Росії в 1991-1993 роках завозилася запліднена ікра і личинки веслоноса, що послужили основою для формування ремонтно-маточного стада. Пізніше запліднена ікра веслоноса була завезена зі США, доінкубована на Дніпровському осетровому заводі (ДВЕОРЗ) в Херсонській області, отримані нащадки вирощуються [2, 4]. Зроблені попередні розрахунки в плані обґрунтування вселення веслоноса в Каховське водосховище та водойми Нижнього Дніпра [1, 3].

Для підвищення надійності, запобігання ймовірних негативних випадків частина ремонту веслоноса старшого віку була заТількіна в ЗАО «Одесарибгосп», частина перевезена в рибгосп «Гірський Тікич» Черкаської області, а частина на ДВЕОРЗ. Навесні 2001 року на всіх трьох підприємствах частина плідників вперше дозріла, були здійснені спроби одержання статевих продуктів із наступним штучним заплідненням.

АКВАКУЛЬТУРА, МАРІКУЛЬТУРА. КУЛЬТИВУВАННЯ ВОДНИХ ОРГАНІЗМІВ

Згідно договорів нами проводилися роботи в ЗАО «Одесарибгосп» та на ДВЕОРЗ. В обох господарствах плідники піддавалися плановим інвентаризаціям та бонітуванням, в ході яких здійснювалося індивідуальне мічення матеріалу, знімалися морфометричні показники, простежувалася динаміка росту, вивчалися фонові показники вирощування. Загалом найкращий темп росту за три останні роки продемонструвала група з ДВЕОРЗ, що пояснюється більш комфортними умовами вирощування веслоноса в господарстві. З метою відтворення самиці нами відбиралися за екстер'єром (табл.) та показниками біопсії гонад.

Таблиця

Морфометричні показники самиць веслоноса. Відібраних для відтворення

Показники	Підприємство	
	ДВЕОРЗ	ЗАО «Одесарибгосп»
l (промислова довжина), см.	118,1	111,2
H (максимальна висота), см.	20,5	18,2
O (обхват), см.	59,6	53,0
m (маса), кг.	13,1	10,3
H/l*100	17,4	16,4
O/l*100	50,5	47,7
m/l ³ *100	0,80	0,75

Самиці ДВЕОРЗ переважають таких з ЗАО «Одесарибгосп» як за абсолютними, так і за відносними показниками, зокрема за коефіцієнтом вгодованості (m/l³*100). Це вказує на перевагу стада ДВЕОРЗ не тільки за розмірами, Однак і за якістю. Останнє дозволяє прогнозувати кращі перспективи для відтворення веслоноса в умовах цього господарства.

За показниками біопсії в обох господарствах відібрані для відтворення особини мали значення зміщення зародкової бульбашки в межах 0,11 — 0,17, що за рекомендаціями вимагає застосування трьох кратної ін'єкції, або двократної з розширенням строків між попередньою та вирішальною ін'єкціями. Нами були випробувані обидва способи з застосуванням різних доз гонадотропних препаратів. Як такі використовувалися ацетоновані гіпофізи коропа, гліцеринова витяжка гіпофізів осетрових риб та ацетоновані гіпофізи осетрових риб. Попередні ін'єкції незалежно від застосованого гонадотропного препарату викликали зміщення зародкової бульбашки до оболонки яйця. Після вирішальної ін'єкції частина самиць продемонструвала овуляцію та дала статеві продукти вкрай низької рибничої якості, про що свідчив відсоток запліднення. Таке явище характерно для плідників, що використовуються вперше.

Оцінка наявного ремонтно-маточного стада веслоноса дозволяє з високою вірогідністю припустити, що в 2002 році відбудеться продуктивніше дозрівання самиць, а це дозволить перейти до відтворення в масштабах, що дозволять закласти основу ремонтного стада з нащадків, отриманих в господарствах України.

Гадаємо, що успішне вирішення проблеми відтворення дозволить у короткі терміни задовольнити потреби рибничих підприємств у рибопосадковому матеріалі веслоноса і приступити до його товарного вирощування.

САНІТАРНА ТА ТЕХНІЧНА ГІДРОБІОЛОГІЯ. ЯКІСТЬ ВОДИ

УДК 582. 281. 1:57. 065

А.Ю. Акулов, Д.В. Леонтьев

Харьковский национальный университет им. В. Н. Каразина, г. Харьков

ПРОБЛЕМЫ ИДЕНТИФИКАЦИИ НИЗШИХ ГРИБОПОДОБНЫХ ГИДРОБИОНТОВ

Низшие грибоподобные гидробионты являются важнейшим, и в то же время чрезвычайно малоизученным компонентом водных сообществ. Представители этой группы занимают различные экологические ниши и характеризуются высоким разнообразием экологических стратегий. Среди них встречаются внутриклеточные и тканевые паразиты водорослей, грибов, высших водных растений, позвоночных и беспозвоночных животных. Так, представители рода *Saprolegnia* Nees, вызывают массовое поражение рыб, гибель икры, мальков и даже взрослых особей. Грибоподобные паразиты водорослей, например *Ectrogella* Zopf, *Olpidium* (Braun) Rab., *Woronina* Cogni, приводят к массовой гибели водорослевых клеток и существенно влияют на продуктивность фитопланктона. Паразиты водных беспозвоночных, такие как *Achlya* Nees, *Lagenidium* Schenk., *Olpidium* (Braun) Rab., также существенно влияют на продуктивность гидроэкосистем, вызывая заморы коловраток, усконогих, ветвистоусых и десятиногих раков, а также личинок насекомых. Представители *Coelomomyces* Keilin даже использовались в качестве биологического агента борьбы с личинками комаров *Anopheles* L., переносчиками малярии [2, 3, 4].

Не менее распространенной группой низших грибоподобных гидробионтов являются сапротрофы, участвующие в минерализации растительного и животного детрита, а также продуктов хозяйственной деятельности человека. Сапротрофные представители группы зачастую приурочены к определенным условиям трофности и сапробности водоема, в связи с чем могут служить важным объектом биологического мониторинга. Так, представители монотипного рода *Leptomitus* Agardh часто становятся доминантами в экосистемах водоемов, сильно загрязненных бытовыми стоками, и массово развиваются в канализационных трубах, вызывая их закупорку. С другой стороны, представители родов *Sapromyces* Fritsch и *Rhipidium* Cogni приурочены исключительно к олиготрофным водам [2, 3, 5].

Используя специфический набор экологических стратегий, грибоподобные гидробионты в процессе эволюции пришли к сходным морфологическим решениям и обрели значительное сходство внешнего строения. В связи с этим, на протяжении длительного времени они объединялись в формальные таксоны, такие как классы Archimycetes и Phycomycetes, включающие, соответственно, амeboидные и несептированно-мицелиальные формы [4, 5]. Исследования последних десятилетий показали, что сходство между многими грибоподобными гидробионтами носит лишь конвергентный характер [1]. Тем не менее, и в настоящее время внешнее сходство между неродственными представителями грибоподобных гидробионтов провоцирует неточность видовой идентификации, и часто приводит к приписыванию изучаемым видам несвойственных им признаков.

Современная систематическая структура группы низших грибоподобных гидробионтов чрезвычайно сложна. Они разделяются как минимум на четыре филогенетических таксона, отличающихся происхождением и, соответственно, положением в современной системе органического мира [1]:

1. Plasmodiophorophyles (= Plasmodiophoromycetes) относятся к группе Настоящих слизевиков из царства Muxobiontes;

2. Chytridiomycetes (= Chytridiomycota) относятся к группе Настоящих грибов –к царству Мусcobiontes;

3. Saprolegniophyles (= Saprolegniomycota, Oomycetes, Oomycota) относятся к группе Ложных грибов (Pseudofungi) из царства Chromobiontes (= Chromista);

4. Hyphochytriphyles (Hyphochitriomycetes) также относятся к группе Ложных грибов из царства Chromobiontes (= Chromista);

В пределах каждой из этих групп можно установить определенную последовательность планов строения, сменяющих друг друга в процессе филогенеза. Ввиду выраженного морфологического параллелизма эволюции рассматриваемых гидробионтов, названные последовательности можно группировать в параллельные конвергентные ряды, в ряде случаев носящие гомологический характер (табл. 1).

Таблица 1

Конвергентные ряды низших грибоподобных гидробионтов

План строения таллома	Plasmodiophorophyles	Chytridiomycetes	Saprolegniophyles	Hyphochytriphyles
1.	<i>Woronina</i>	<i>Olpidium, Rozella</i>	<i>Olpidiopsis, Pseudolpidium, Rozellopsis</i>	<i>Anisolpidium, Canteriomycetes</i>
2.	<i>Polymyxa</i>	<i>Achliogeton</i>	<i>Pontisma, Sirolopidium, Lagenidium</i>	–
3.	–	<i>Rhizophyidium, Saccomyces</i>	–	<i>Latrostium</i>
4.	–	<i>Rhizidium, Chytriomycetes</i>	–	<i>Rhizidio-mycetes</i>
5.	–	<i>Blastocladia, Allomyces</i>	<i>Sapromyces, Araiopora, Rhipidium</i>	–
6.	–	<i>Monoblepharis, Gonapodia</i>	fam. <i>Saprolegniaceae</i>	<i>Hypho-chytrium</i>

Примечание: 1 — амeboидный таллом, голокарпически образующий единственный зооспорангий; 2 — амeboидный таллом, голокарпически образующий цепочку зооспорангиев; 3 — ризоидальный таллом без апофизы; 4 — ризоидальный таллом с апофизой; 5 — древовидный таллом; 6 — мицелиальный несептированный или ложносептированный таллом.

Итак, возникает необходимость установления четких различий между столь сходными группами. В настоящее время показано, что эти различия в основном касаются строения жгутикового аппарата, а также химического состава клеточной стенки и запасных полисахаридов (табл. 2).

Таблица 2

Отличия между группами низших грибоподобных гидробионтов

Признаки	Plasmodiophorophyles	Chytridiomycetes	Saprolegniophyles	Hyphochytriphyles
Число жгутиков зооспоры	2	1	2	1
Мастигонемы	–	–	на переднем жгутике	+
Расположение жгутиков	латеральное	базальное	субапикальное или латеральное	субапикальное
Состав клеточной стенки	хитин	хитин	целлюлоза	целлюлоза
Запасной полисахарид	α -1,4 [1,6]- глюкан	α -1,4 [1,6]- глюкан	β -1,3 [1,6]- глюкан	β -1,3 [1,6]- глюкан

Рассмотренные признаки легко, даже в полевых условиях, могут быть использованы при идентификации низших грибоподобных гидробионтов. Так, строение жгутикового аппарата устанавливается с помощью светового микроскопа, а дифференциация химических компонентов проводится с помощью селективных красителей.

В заключение заметим, что помимо рассмотренных групп, к низшим грибоподобным гидробионтам можно отнести, также некоторых Labirinthulophyles (= Labirintulida et Traustochytrida) [1], которые морфологически соответствуют лишь одной ступени конвергентных рядов (№3, Табл. 1), и поэтому в настоящей работе специально не рассмотрены.

ЛИТЕРАТУРА

1. Кусакин, О. Г., Дроздов, А. Л. Филема органического мира. — СПб.: Наука, 1997. — 381 с.
 2. Определитель грибов России (Chytridiomycetes). — СПб.: МиС, 1995. — 167 с.
 3. Определитель грибов России (Oomycetes). — СПб.: Наука, 1994. — 186 с.
 4. Cejr K. Flora CSR (Oomycetes). — Praha: Ceskosl. Akad., 1959. — 477 p.
 5. Sparrow F. K. Aquatic phycomyces // Ann Arbor: Univ. of Michigan. — 1960. — 1188 p.

УДК [(594. 125:574. 65):621. 176] (477. 41)

С.А. Афанасьев, С.Д. Щербак, Ю.Ф. Громова

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

РАЗРАБОТКА ТЕХНОЛОГИИ БОРЬБЫ С БИОПОМЕХАМИ НА ИРПЕНСКОЙ НАСОСНОЙ СТАНЦИИ

Обрастанию моллюсками рода *Dreissena* (*Dreissena polymorpha Pallas* и *Dreissena bugensis (Andrusovi)*) подвержены практически все системы водоснабжения вплоть до трубок теплообменников турбин крупных АЭС. Описанию характера такого рода биопомех, их локализации, разработке способов борьбы посвящено заметное количество работ [2]. Эта проблема актуальна и для Ирпенской насосной станции, где биомасса дрейссены в пазах и на стенках шандоров достигает 6 кг/м². Значительное количество моллюсков попадает в водозаборники станции, увеличивая износ агрегатов и снижая энергоэффективность.

Целью нашей работы являлась разработка технологии уничтожения дрейссены с помощью гидроимпульсов, выпускаемых под высоким давлением и при различных температурах. В результате была создана база данных, устанавливающая связь между техническими параметрами гидроимпульса и характеристиками биологического объекта (эффективность поражения популяции дрейссены, размер осколков, степень измельчения мягких тканей). При этом учитывались сезонные изменения прочностных характеристик раковин дрейссены, различная ориентация к направлению разрушающего воздействия, форма и размер кластеров (щеток, друз) [3]. В поставленную задачу входило не только умерщвление моллюска, но и уменьшение занимаемого им физического объема в функциональном пространстве за счет разрушения раковины на фрагменты заданной величины (легко уносимые течением и свободно проходящие через сетки, фильтры и т. д.), а также измельчение мягких тканей для увеличения скорости бактериальной деструкции, имея в перспективе разработку метода управления скоростью этого процесса. Отдельно стояла задача оценить последствия применения данного метода борьбы с обрастанием для окружающей среды.

Материалом для исследований служили моллюски *D. polymorpha* и *D. bugensis*. Моллюсков для тестирования собирали ежемесячно с июля 1999 по сентябрь 2000 гг. с погруженных инженерных конструкций Ирпенской насосной станции со стороны Киевского водохранилища. Максимальная глубина отбора — 6 м, субстраты — бетон и стальные конструкции. Средняя температура июля — 22°C, января — 2°C. Продолжительность ледостава — с середины ноября по первую декаду марта. Изучение размерных спектров популяции дрейссены позволило выделить наиболее массовые размерные группы, представители которых и служили объектами экспериментов.

Оборудование, генерирующее гидроимпульс, обеспечивало давление воды до 300 атм., нагревающий блок имел возможность доводить воду до температуры 100°C. Струя воды выбрасывалась через форсунки, диаметром 0.45, 0.5 и 1 мм. Управление продолжительностью импульсов, их количеством и интервалами между ними осуществлялось через персональный компьютер, обеспечивающий заданную продолжительность импульса с точностью до 0.25 с. Для измерения энергетических характеристик гидроимпульса использовали тест-мишень, собранную на основе электрогенератора, соединенного с измерительной аппаратурой. Временную развертку энергии гидроимпульса определяли по глубине следа, оставляемого в нанесенном на вращающийся диск пластине. Одиночные раковины фиксировались в различных положениях по отношению к оси гидроудара в держателях оригинальной конструкции. Бомбардировку гидроимпульсами агрегаций моллюсков проводили, предварительно закрепляя их на металлическом сите. Держатель с раковиной или сито с друзой помещались в 60-литровый аквариум, наполненный водой из Киевского водохранилища. Система крепления сменной форсунки позволяла регулировать расстояние до объекта с точностью до 1 мм, система лазерного прицеливания обеспечивала высокую точность направления оси гидроудара.

Калибровка осколков производилась через сита с размером отверстий 0.25, 1, 3, 5, 7 и 10 мм. Моллюсков, осколки раковин и остатки мягких тканей взвешивали на аналитических весах с точностью до 0.1 г. Математическая обработка данных проводилась средствами стандартного пакета Microsoft Excel. Созданная на основе Excel база данных пополнялась по мере поступления результатов экспериментов. Она является основным инструментом, позволяющим определять результат воздействия выбираемых управлений, проводить сравнение полученных эффектов, подбирать режимы для коррекции полученных результатов.

Разработанная технология позволяет не только эффективно умерщвлять моллюсков, но и значительно снижать объем биогенных остатков. Рассчитанные нами значения объема тонны друз

дрейссены из обрастаний Ирпенской насосной станции изменялись от 3,2 м³ до 7,3 м³ в зависимости от сезонных колебаний размерно-возрастных спектров моллюсков, среднее значение по всему массиву данных — 4,5 м³.

Одна тонна осколков раковин после воздействия гидроимпульсов занимает объем: полустворки и осколки створок размером более 10 мм — 3,5 м³, 7-10 мм — 3,2 м³, 5-7 мм — 2,1 м³, 3-5 мм — 1,6 м³, 1-3 мм — 1,4 м³. После обработки гидроимпульсами процент сохранившихся мягких тканей составлял в разных экспериментах от 37 до 65. Легко рассчитать, что в результате бомбардировки тонны дрейссены с уровнем воздействия, достаточным лишь для разрушения раковин (т. е. при самом не эффективном режиме, когда сохраняются 65% всех мягких тканей и осколки в виде полустворок), произойдет уменьшение объема биогенного материала с 4,5 м³ до 2,3 м³. Воздействие с оптимальными параметрами позволяет добиться снижения объема биогенного материала с 4,5 м³ до 0,52 м³. Эффективно оперируя содержащейся в базе данных информацией, на фоне показателей интенсивности обрастания, можно подбирать параметры гидроимпульсов, в соответствии с имеющимися возможностями утилизации (захоронения) того или иного объема биогенного материала.

В процессе апробации технологии установлено, что раковины дрейссены бугской имеют меньшую устойчивость к гидроимпульсам по сравнению с дрейссеной полиморфной. Раковины дрейссены имеют разную устойчивость к гидроимпульсу по осям. Наибольшую устойчивость к гидроимпульсу показывают раковины, ориентированные к гидроимпульсу макушечной частью. Увеличение линейных размеров моллюсков повышает их устойчивость к воздействию. Моллюски имеют разную устойчивость к гидроимпульсу по сезонам, что связано с характером сезонного роста раковин и согласуется с данными литературы [1]. Наиболее эффективным сроком применения данного метода является конец лета.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гальперина Е. А., Заграничный И. В., Львова В. Н. Сезонные изменения размерно-весовой характеристики *Dreissena polymorpha* (Pallas) из Северного Каспия // Биол. ресурсы Каспийского моря. — М., 1983. — С. 111–118.
2. Дрейссена *Dreissena polymorpha* (Pallas) (Bivalvia, Dreissenidae). Систематика, экология, практическое значение / Под ред. Я.И. Старобогатова. — М.: Наука, 1994. — 240 с.
3. Протасов А. А., Афанасьев С. А. О пространственных типах поселения дрейссены в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС // Журн. общ. биол. — 1984. — Т. 45, № 2. — С. 272–277.

УДК 574. 52 + 574. 632

С.А. Баздёркина, Г.П. Емец

Днепропетровский национальный университет, г. Днепропетровск

БАКТЕРИОПЛАНКТОН — ПОКАЗАТЕЛЬ КАЧЕСТВА СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Днепровское водохранилище подвергается систематическому воздействию целого ряда антропогенных факторов, среди которых продолжающийся сброс необезвреженных хозяйственно-бытовых сточных вод. Все эти факторы оказывают значительное влияние на внутриводоемные процессы. Поэтому вопросы формирования качества воды весьма актуальны для данного региона.

Целью работы явилась оценка качества воды Днепровского водохранилища по бактериологическим показателям на трех его участках. Анализ результатов показал, что на формирование бактериоценозов в верхнем участке водохранилища значительное влияние во все сезоны года оказывает поступление производственных и хозяйственно-бытовых сточных вод г.г. Днепродзержинска и Днепропетровска. Здесь количество бактериопланктона за вегетационный сезон было в пределах 2,6-23,4 млн. кл/мл, с максимумом в летне-осенний период. На участке поступления и распространения сточных вод качественный и количественный состав микроорганизмов существенно отличается. Это связано с тем, что меняется характер и степень загрязнения водоема.

В районе р. Коноплянки, находящимся под влиянием сточных вод г. Днепродзержинска, численность сапрофитных бактерий достигала 5,0 тыс. кл/мл, относительная численность сапрофитных анаэробов, разлагающих белки с образованием H₂S — 35,7%. Наиболее сильное загрязнение испытывает участок водохранилища у г. Днепропетровска. Здесь общая численность бактерий в отдельные годы достигала 42,3 млн. кл/мл, численность гетеротрофных бактерий — 76,8 тыс. кл/мл. Бактериопланктон представлен в основном кокковыми формами (относительное содержание которых достигало 75,1%),

различные по размерам палочки, часты были скопление крупных клеток неправильной формы. Доминирование кокковых форм над палочковидными указывает на высокую степень загрязнения водной среды органическими веществами. Соотношение между палочковидными и кокковыми клетками в верхнем участке водохранилища составляло от 0,1 до 1,2, что свидетельствует о наличии в воде легкоусвояемых микрофлорой органических веществ. Отмечено увеличение среднего объема бактериальных клеток от верховья к плотине.

Для оценки степени органического загрязнения использовали соотношение количества гетеротрофных бактерий к общему числу бактерий. В верхнем участке водоема оно составляло $0,3 \cdot 10^{-3}$ — $28,6 \cdot 10^{-3}$. Косвенным показателем наличия в воде углеводов является численность амилотических бактерий. Весной их количество достигало 104,3 тыс. кл/мл, а летом в период массового цветения водорослей возрастало в 10 раз. Содержание протеолитических бактерий варьировало весной — 4,0-10,5 тыс. кл/мл (с максимумом у с. Каменка); летом наибольшие величины их численности были в зоне влияния Приднепровского тепловодного рыбного хозяйства.

Важное место в жизни водоема занимают нитрифицирующие бактерии, являющиеся косвенным показателем интенсивности процессов нитрификации. Их содержание находилось в пределах 0,09-110 тыс. кл/мл. Увеличение численности этих бактерий летом указывает на активизацию процессов самоочищения. Процессы денитрификации интенсивны и более активны летом и осенью. Для денитрификаторов характерна тенденция к повышению их количества в зависимости от степени загрязнения водоема.

Средний участок водохранилища находится под меньшим влиянием антропогенного фактора. Здесь отмечается незначительное снижение численности бактериопланктона (4,4-16,8 млн. кл/мл) с локальным повышением на отдельных станциях, увеличивается соотношение между палочковидными и кокковыми клетками (0,6-2,0) — свидетельство активности проходящего процесса самоочищения, подтвержденного наличием спорных форм. Последние как показатели интенсивности процесса самоочищения в поверхностном слое воды достигали 250 кл/мл. Отношения количества гетеротрофных бактерий к общему числу микроорганизмов составляло $0,3 \cdot 10^{-3}$ — $5,1 \cdot 10^{-3}$. Однако, в районе с. Кодак-Любимовка это отношение достигало $42,4 \cdot 10^{-3}$, высокая была численность и протеолитических бактерий — до 72,0 тыс. кл/мл, что явилось свидетельством большого загрязнения исследуемого участка водоема.

На других станциях этого участка содержание протеолитических бактерий не превышало 10,8 тыс. кл/мл — весной, в летний период их число возрастало до 33,0 тыс. кл/мл. Количество амилотических бактерий составляло до 96,0 тыс. кл/мл (с максимумом в придонных слоях у с. Звонецкое-Вороной). Анализ бактериологических исследований показал, что наименьшее антропогенное влияние испытывает нижний участок водохранилища. Здесь общая численность бактерий не превышает 8,0 млн. кл/мл, не выявлено четкое доминирование кокковых форм, бактериальные клетки крупнее, чем в верхней части водоема. Высокая численность амилотических и протеолитических бактерий в летний период связана с массовым развитием сине-зеленых водорослей, а также особенностями гидрологического режима.

Таким образом, по бактериологическим показателям в верхней части Днепровского водохранилища вода удовлетворительная с переходом в очень плохую; в средней — вода посредственная с переходом в плохую; в нижней — удовлетворительная с переходом в посредственную.

УДК 574. 632 (262. 5): (1-16)

Н.А. Берлинский, Ю.И. Богатова, Г.П. Гаркавая

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

О РАЗВИТИИ ГИПОКСИИ В СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ В СОВРЕМЕННЫЙ ПЕРИОД

Черное море, благодаря своему географическому положению, большой водосборной площади, морфологии и значительной изоляции от Мирового океана, является наиболее наглядным примером негативного антропогенного воздействия. Северо-западная часть Черного моря (СЗЧМ), испытывает наибольший антропогенный пресс и в настоящее время является его самой эвтрофной зоной.

Пик эвтрофирования вод СЗЧМ приходится на 70-80-е годы. В этот период отмечалось резкое увеличение количества фитопланктона, а его фотосинтезирующая активность вызывала резкие изменения газового режима в фотическом слое пелагиали. В верхнем распресненном слое 0-5 м, реже 0-10 м происходит ассимиляция биогенных элементов, активно протекают продукционные процессы. Массовое

развитие фотосинтезирующего фитопланктона в светлое время суток увеличивало количество растворенного в воде кислорода до 150-270% и повышало рН до 8,6-9,3. В условиях плотностной и температурной стратификации водных масс разложение отмершего фитопланктона, осевшего в придонный слой, приводит к развитию дефицита кислорода, гипоксии и аноксии. Здесь под слоем термоклина протекают деструкционные процессы, и регенерация биогенных элементов превалирует над ассимиляцией. Поступление кислорода в этот слой за счет диффузии сокращается, а расход кислорода на окислительные процессы превалирует над его поступлением. При снижении содержания кислорода менее 1 мл/л в придонном слое моря фиксировали появление сероводорода, концентрации которого изменялись в пределах 0,7-2,5 мл/л. Максимальная концентрация 3,7 мл/л отмечалась на глубине 18 м между берегом и Одесской банкой. В условиях гипоксии образование сероводорода связано с анаэробным разложением автохтонного органического вещества белкового генезиса.

Гипоксия — важнейшее следствие антропогенного эвтрофирования моря, приводящая к ухудшению газового режима моря и, как следствие, к массовым заморам придонных и донных организмов. На северо-западном шельфе Черного моря области морского дна, охваченные гипоксией в период 1973-1990 гг. занимали участки от 3,5 до 40 тыс. км² при общей площади 64 тыс. км² [1]. Для периода 1990-2000 гг. в стоке рек характерно снижение содержания минеральных форм азота и фосфора, кремния и увеличение органических соединений. Поэтому, несмотря на некоторое уменьшение содержания биогенных веществ в СЗЧМ, отмечается увеличение концентраций органических веществ и явление гипоксии в придонном слое моря сохраняется в масштабах 70-80-х годов (рис.).

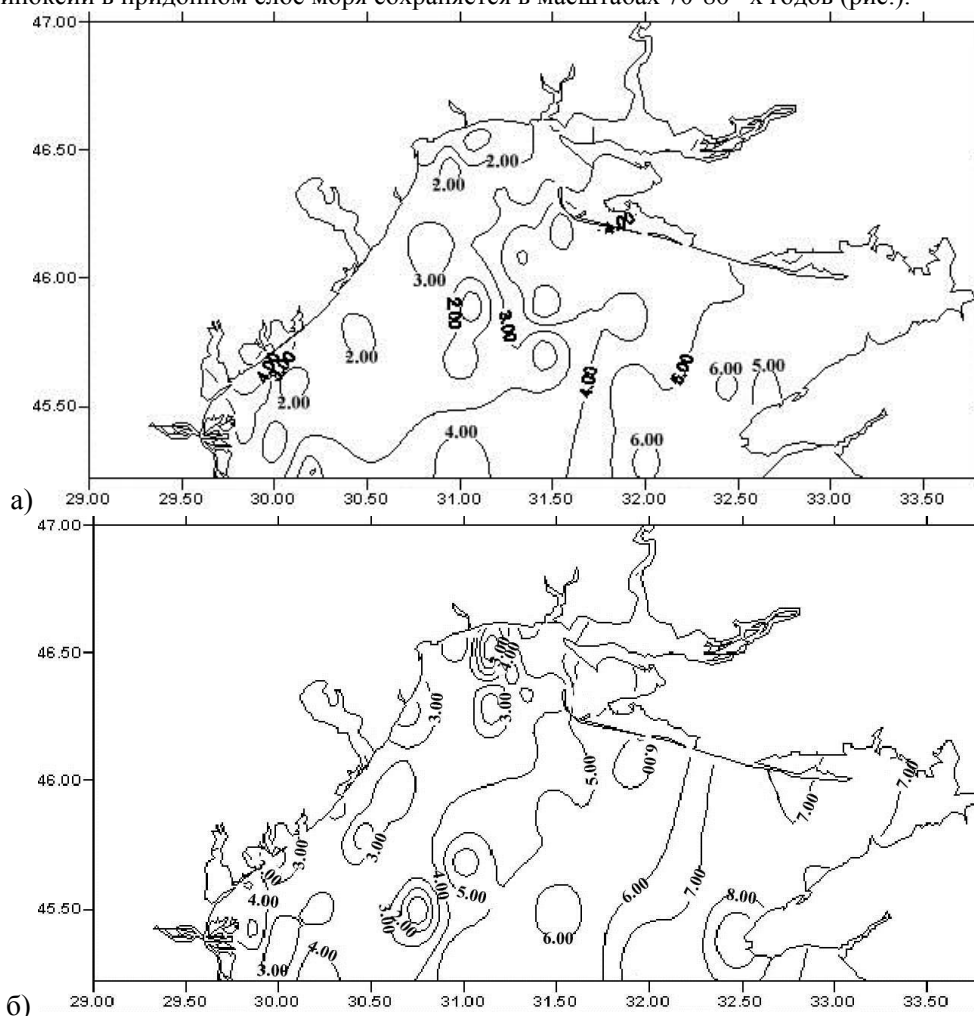


Рис. 1 Распределение кислорода (мл/л) в придонном горизонте северо-западной части Чёрного моря в летний период 1977-84 гг. (а) и 1989-93 гг. (б)

Исследования 1990-2000 гг. в прибрежной части моря и устьевых зонах рек позволили выявить некоторые характерные особенности развития придонной гипоксии. Первые признаки дефицита кислорода в придонном слое на мелководье проявляются по мере развития сезонного термоклина на глубине 2-5 м, который препятствует вертикальному перемешиванию и, следовательно, аэрации нижележащих слоев. По мере дальнейшего прогрева морской воды термоклин заглубляется, прижимается

ко дну, сокращая тем самым объем придонного слоя, где идут интенсивные процессы деструкции и минерализации органического вещества отмершего фитопланктона. Развитие гипоксии на мелководье происходит в мае-июне и существование ее непродолжительно — от одной — двух недель до месяца. Как только верхний квазиоднородный слой распространяется до дна, газовый режим восстанавливается. В июле формируются предпосылки развития дефицита кислорода в зоне с диапазоном глубин 15-30 м. Это связано со смещением термоклина, который заглубляется, следуя рельефу дна. Здесь его нижняя граница располагается в 1-5 м от дна и начинает препятствовать вертикальному перемешиванию и насыщению кислородом придонных водных масс этого района. Здесь развитие гипоксии достигает максимума в августе — сентябре, а восстановление газового режима происходит в процессе осенне-зимней вертикальной циркуляции. Летом 1999 и 2000 гг. гипоксией было охвачено до 40 % всей площади СЗЧМ.

Сгонно-нагонные явления — одна из особенностей гидродинамических условий СЗЧМ. В летний период при развитии прибрежного апвеллинга происходит выход холодных водных масс из глубоководной части СЗЧМ с соленостью 17-18 ‰, содержанием сероводорода до 2,5 мл/л. Такая ситуация повторяется до 3-5 раз за сезон. Результатом исследований летнего периода 2000 г. было обнаружение гипоксии, сформированной в зоне относительно больших глубин. Средиземноморские циклоны, выходящие на Черное море с июня по август, были причиной сгонных ветров северного и северо-западного направлений. В начале июня вдоль побережья от Днепровского до Днестровского лимана был отмечен выход на поверхность холодных (7-10°C), соленых (18,2‰) вод. В этом районе такая температура и соленость морской воды соответствует глубинам 15-25 м. Содержание кислорода (менее 30% насыщения) в этих водах доказывает наличие условий для развития гипоксии ниже термоклина. Это явление сопровождалось массовой гибелью бентосных организмов и большим количеством снулой бентосной рыбы.

В августе у западной части п-ва Тендра было также зафиксировано явление апвеллинга, которое возникло после 4 суточного северного ветра. Здесь в поверхностном слое моря содержание растворенного кислорода составляло 1,5 мл/л, в придонном (9м) — 2,2 мл/л при солености 18,1‰, вода была молочно-белесого цвета с резким запахом сероводорода. Площадь этого района с сероводородным загрязнением составляла 90-100 км². Таким образом, в летний период 2000 г. гипоксией был охвачен придонный слой площадью, как минимум, в 500 км² СЗЧМ.

Таким образом, в СЗЧМ сохраняются условия для развития гипоксии, а ее негативные последствия сказываются не только в придонном слое моря, но и в прибрежной зоне при апвеллинге, резко ухудшая качество водной среды в рекреационной зоне.

ЛИТЕРАТУРА

1. Зайцев Ю. П. Экологическое состояние шельфовой зоны Черного моря у побережья Украины (обзор) // Гидробиол. журн. — 1992. — Т. 28, № 4. — С. 3-18.

УДК 574. 63

М.В. Борисюк

Донецкий национальный университет, г. Донецк

ФИТОПЕРИФИТОН АЗОВСКОГО МОРЯ И ЕГО БИОИНДИКАЦИОННЫЕ ОСОБЕННОСТИ

Перифитонным организмам часто отдается предпочтение при биологической индикации качества поверхностных вод по показательным организмам. Это обусловлено, во-первых, большим количеством данных литературы о хорошей согласованности результатов биологического анализа перифитона с другими параметрами [1, 3], во-вторых, массовостью, широкой распространенностью, малоподвижностью и легкодобываемостью перифитона [5], в-третьих, высокой информативной емкостью, обусловленной сложным видовым составом.

Известно, что в Азовском море фитоперифитон массово развивается на природных и антропогенных субстратах в течение года [2, 4]. С целью дальнейшего использования морского перифитона в биоиндикации и мониторинге вод Таганрогского залива нами с 1999 года начато изучение видового состава фитоперифитона и его биоиндикационных особенностей в прибрежной зоне Азовского моря в районе г. Мариуполя — крупного промышленного центра Донецкой области.

САНТАРНА ТА ТЕХНІЧНА ГІДРОБІОЛОГІЯ. ЯКІСТЬ ВОДИ

В результате проведенных исследований обнаружено 85 видов водорослей перифитона (99 внутривидовых таксонов, учитывая те, которые содержат номенклатурный тип вида), которые относились к 10 порядкам, 24 семействам и 46 родам (табл. 1). Наиболее разнообразно по числу видов и внутривидовых таксонов был представлен отдел *Bacillariophyta* (46 видов — 56 внутривидовых таксонов, учитывая те которые содержат номенклатурный тип вида). Максимальное число видов и родов имели семейства *Naviculaceae* West (18 видовых таксонов) и *Nitzschiaceae* Hass (12). Вместе эти доминантные семейства составляли 35% родов и 54% видовых таксонов от общего количества идентифицированных в данном отделе видов. Видовым разнообразием также отличались семейства *Coscinodiscaceae* Kütz. и *Fragillariaceae* (Kütz.) D. T. (6 и 5 видовых таксонов соответственно). Такие семейства как *Achnantheaceae* (Kütz.) Grun., *Rhoicospheniaceae* и *Surirellaceae* (Kütz.) Grun. насчитывали по 2 видовых таксона, а семейства *Chaetoceraeae* Schütt и *Biddulphiaceae* Schütt лишь по 1 виду.

Таблица 1

**Таксономическая структура фитоперифитона прибрежной зоны Азовского моря
(на примере г. Мариуполя)**

Отдел	Количество					
	семейств		родов		видов (видовых таксонов)	
	ед.	%	ед.	%	ед.	%
<i>Cyanophyta</i>	6	25	8	18	13(16)	15
<i>Euglenophyta</i>	1	4	1	2	1(-)	1
<i>Bacillariophyta</i>	11	46	23	50	46(56)	55
<i>Chlorophyta</i>	6	25	14	30	25(27)	29
Всего	24	100	46	100	85(99)	100

Отдел *Chlorophyta* был флористически менее разнообразен (25 видов — 27 видовых таксонов, учитывая те, которые содержат номенклатурный тип вида). Он представлен 6 семействами, из которых самыми многочисленными были *Oocystaceae* Bohl., *Selenastraceae* (Blachm. et Tansl.) Fritsch и *Scenedesmeaeae* Oltmanns. Вместе эти семейства составляли 64% родов и 78% видовых таксонов от общего числа идентифицированных в данном отделе видов.

Из отдела *Cyanophyta* встречено 13 видов (16 видовых таксонов, учитывая те, которые содержат номенклатурный тип вида). В данном отделе наиболее разнообразно были представлены семейства *Merismopediaceae* Elenk. (1 род, 4 видовых таксона), *Microcystidaceae* Elenk. (1 род, 3 видовых таксона) и *Oscillatoriaceae* (Kirchn.) Elenk. s. str. (3 рода, 6 видовых таксонов). Остальные семейства были представлены 1 видовым таксоном. Наименьшее число водорослей, развивающихся в обрастаниях твердого неорганического субстрата (41) было найдено весной, несколько больше (45) — летом, и наибольшее (66) — зимой. При этом максимальное число видов было зарегистрировано в октябре 2000 г. (52), а минимальное (23) — в марте 2001 г. (табл. 2).

Таблица 2

**Распределение индикаторных видов фитоперифитона Азовского моря по степени сапробности
(на примере г. Мариуполя)**

Степень сапробности	Сезоны ¹			
	лето	осень	зима	весна
х — о	-	-	1 (5,8)	1 (6,7)
о — β	1 (7,7)	-	2 (11,8)	-
β — о	-	1 (5,5)	2 (11,8)	-
β	7 (58,8)	11 (61,2)	6 (35,4)	9 (60,0)
β — α	1 (7,7)	1 (5,5)	-	-
α — β	-	1 (5,5)	1 (5,8)	1 (6,7)
α	4 (30,8)	4 (22,3)	5 (29,4)	4 (26,6)
Всего идентифицированных видов	45	66	49	41
Всего показательных видов	13	18	17	15
% показательных видов от общего количества видов	29	27	35	33

¹ в скобках % от общего количества показательных видов

Следует также отметить, что из 99 видов и внутривидовых таксонов 27 (27,3%) являются показательными по системе Кольквитца — Марссона. При этом встречаются показатели большинства степеней сапробности при явном преобладании β — мезосапробных организмов (табл. 2). Типичные β — мезосапробы (*Gomphospheria lacustris* Chod. f. *compacta* (Lemm.) Elenk., *Oscillatoria amphibia* Ag., *Navicula cryptocephala* var. *intermedia* Grun., *Rhoicosphenia curvata* (Kütz.) Grun., *Synedra acus* Kütz., *Melosira varians* Ag., *Bacillaria paradoxa* Gmelin, *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb., *Dictyosphaerium pulchellum* Wood и др.) составляют в разные сезоны 61,2-35,4% от общего числа индикаторных видов. В

районе г. Мариуполя велика також доля α — мезосапробних організмів — *Nitzschia acicularis* W. Sm., *Nitzschia apiculata* (Greg.) Grun., *Synedra tabulata* (Ag.) Kütz., *Navicula cryptocephala* Kütz. и др. Индекс сапробности, определенный по методу Пантле и Букка изменялся в течение года от 2,0 до 2,44, что дает основание отнести данный участок акватории к бетамезосапробному типу.

Выводы

1. Систематический состав фитоперифитона Азовского моря в районе г. Мариуполя был представлен 99 видами и их внутривидовыми таксонами.
2. Среди показательных видов по системе Кольквитца — Марссона преобладают β -мезосапробные организмы (15 видов — 55,5% от общего количества индикаторных видов).
3. Воды Таганрогского залива в исследуемом районе следует отнести к умеренно загрязненным по системе Пантле — Букка.

ЛИТЕРАТУРА

1. Балданова Р. М. Эпифитон погруженных макрофитов реки Селенги // Сб. трудов Междунар. конф. «Современные проблемы микологии, альгологии и фитопатологии». — Москва: Муравей, 1998. — С. 311-312.
2. Борисюк М. В., Липницкая Г. П. К изучению видового состава фитоперифитона Таганрогского залива (Азовское море) // Матер. конф. молодых ученых-ботаников Украины «Актуальные проблемы ботаники та екології». — Київ: Центр екологічної освіти та інформації, 2000. — С. 7-8.
3. Мазнах В., Мансор М. Бентосные диатомовые реки Пинанг (Малайзия) и ее притоков, их видовое разнообразие и качество воды // Альгология. — 1999. — Т.9, № 4. — С. 24-37.
4. Липницкая Г. П., Третьяк Е. Л. К изучению микрофитоперифитона шельфа Азовского моря // Альгология. — 1999. — Т.9, № 2. — С. 74-75.
5. Христофорова Р. К. Биоиндикация и мониторинг загрязнения морских вод тяжелыми металлами. — Л.: Наука, 1989. — 192 с.

УДК 574. 632

Л.П. Бучацький

Національний університет імені Тараса Шевченка, м. Київ

КОНЦЕПЦІЯ ГІДРОБІОНТНИХ ОСЕРЕДКІВ ІНФЕКЦІЙНИХ ХВОРОБ

Аналіз хвороб з наявністю природних осередків свідчить про те, що резервуаром збудників інфекційних захворювань є дикі тварини (найчастіше це гризуни та птахи), які мешкають на суші. В ролі ж переносників слугують комарі, кліщі та москіти. При не трансмісійних інфекціях з наявністю природних осередків (сказ, лептоспіроз, лістеріоз та інші) в розповсюдженні збудників також велика роль належить гризунам та іншим наземним хребетним. Тому провідні епізоотологи визначають природний осередок інфекції як “ділянку земної поверхні, на якій існує популяція збудника”.

На наш погляд, циркуляція збудників в природних осередках, розташованих в водному середовищі, значною мірою відрізняється від його циркуляції в природних осередках на суходолі. Насамперед, біоценотичні зв'язки у водному середовищі більш різноманітні та багатоступеневі. Найбільш важливими є трофічні зв'язки а також стан водного середовища (забрудненість, гідрохімічний та гідротермічний режими та ін.). В ролі специфічних переносників в водному середовищі слугують інші персонажі — нематоди, п'явки, ракоподібні.

Враховуючи зазначене, виникає необхідність для характеристики циркуляції збудників інфекцій в воді ввести поняття “гідробіонтний осередок інфекції”. Під ним слід розуміти ситуацію, коли збудник інфекції, резервуаром якого є гідробіонти, за допомогою біоценотичних зв'язків протягом тривалого часу, достатнього для його специфічної або механічної передачі іншим організмам, існує у водному середовищі без втручання людини.

Звичайно, як і у випадку класичних природних осередків, основною рушійною силою саморегуляції гідробіонтних осередків, поряд з іншими, є різноякісність популяції хазяїна та неоднорідність популяції збудників. Щодо гідробіонтних осередків, у яких хазяїном збудника є безхребетні, то за умов відсутності у останніх завершеної системи імунітету та інтерференоутворення, на перший план повинна виступити морфологічна різноякісність збудника (поліморфізм). Цей поліморфізм зумовлюється такими факторами генетичних перетворень, як мутації, генетичний дрейф, відбір та ін. Аналіз різноманітних вірусних епізоотій у риб та інших гідробіонтів вказують на високу ступінь поліморфізму вірусних популяцій у гідробіонтів. Це свідчить про універсальність теорії саморегуляції

паразитарних систем, а також про необхідність її використання для детального вивчення гідробіотних осередків інфекцій.

УДК 579.6.69:633.64

Н.Ю. Васильева, Н.Н. Панченко

Одесский национальный университет им. И.И. Мечникова, г. Одесса

ИЗМЕНЕНИЯ САПРОБНОСТИ ВОДЫ ДНЕСТРОВСКОГО ЛИМАНА

Днестровский лиман, соединяя в себе воды р. Днестр и Черного моря, в значительной мере определяет состояние здоровья экосистемы всего Причерноморья. В силу этого, экологические проблемы низовий Днестра и лимана имеют первостепенное значение. Значительно возросшая за последние 20-30 лет минерализация воды р. Днестр и лимана, повышение содержания в ней поллютантов, вызванное увеличением сброса неочищенных сточных вод привели к снижению кислородной насыщенности воды, повышению ее БПК и отразились на общем состоянии самой реки, плавневой зоны и Днестровского лимана [4, 3, 6].

В связи с этим целью работы было изучение численности аллохтонной и аутохтонной микробиоты Днестровского лимана в сравнительном аспекте изменения этих показателей за последние десятилетия; в работе были использованы литературные данные и результаты собственных исследований. Согласно полученным нами результатам, максимальные показатели численности аутохтонной микробиоты ($1,6 \pm 0,30 \times 10^4$ КОЕ/мл) были зарегистрированы в пробе воды, отобранной возле с. Надлиманское (западная часть верховий лимана). В то же время, максимальная численность аллохтонной микробиоты ($1,7 \pm 0,3 \times 10^4$ КОЕ/мл) установлена в пробе воды, отобранной возле с. Садовое. Минимальные показатели ($0,1 \pm 0,08 \times 10^4$ КОЕ/мл) содержания аутохтонной и аллохтонной микробиоты отмечены в воде ст. Каролино-Бугаз и г. Овидиополя (низовья лимана, зона интенсивного перемешивания с морской водой).

Таким образом, полученные в ходе микробиологических исследований поверхностных вод Днестровского лимана данные, указывают на уменьшение численности общего количества двух основных групп хемоорганотрофных микроорганизмов в направлении от устья к морю, что может свидетельствовать о протекающих в лимане процессах самоочищения, чему способствует ветровая аэрация и разбавление вод лимана при нагонных явлениях морской водой.

На основании численности гетеротрофных бактерий, выделенных из различных районов Днестровского лимана, и согласно данным по зонам сапробности [5], устьевую зону Днестровского лимана можно характеризовать, как полисапробную. Воду, отобранную на станциях, расположенных в южной части лимана, на основании тех же данных, можно отнести к β -мезасапробной зоне. Исключение составила вода, отобранная в районе с. Садовое, количество гетеротрофных микроорганизмов, в которой соответствует зоне полисапробности. Учитывая, что зоны сапробности отличаются по содержанию высокомолекулярных органических соединений (белков, полисахаридов) и количеству кислорода, следует отметить вероятное значительное влияние фитопланктона на интенсивность и протекание процессов самоочищения в лимане, поскольку биомасса и общая деструкция органического вещества является важной характеристикой состояния экосистемы лимана.

Исследования проведенные в начале 90-х годов показали, что скорость деструкционных процессов и новообразование органического вещества в Днестровском лимане нарастают с севера на юг [1]. В том же направлении идет изменение зон сапробности от β -мезасапробной к полисапробной. Такое же направление процессов самоочищения, протекающих в Днестровском лимане, отмечено при комплексном гидробиологическом исследовании в 1970-1972 гг. Михайленко Л.Е. и Фтомовой А.С. [2] и при исследовании Днестровского лимана авторами в 1991-1992 гг. Изменения, выявленные в 1999 г., отмечены лишь в отношении зон сапробности. В 1970-72 гг. и 1991-92 гг. лиманские воды были отнесены к α - β -мезасапробным зонам, при сохранении распределения зон сапробности в направлении север-юг.

Таким образом, литературные данные и результаты собственных исследований указывают на ухудшение биологического состояния Днестровского лимана по микробиологическим показателям, выражающемся в увеличении численности двух основных групп гетеротрофных бактерий и изменении сапробности лиманских вод. Однако, сохранение показателей распределения плотности микробного населения и зон сапробности (практически не изменившихся за последние десятилетия) свидетельствует

о все еще сохраняющихся и активно протекающих процессах самоочищения в одном из наиболее крупных лиманов Причерноморского региона.

ЛИТЕРАТУРА

1. Кузько О.А. Первичная продукция фитопланктона и деструкция органического вещества в Днестровском лимане // Тез. докл. Межд. науч.- практ. сем. "Эколого-Экономические проблемы Днестра". — Одесса. — 1997. — С. 41-42.
2. Михайленко Л.Е., Фтомов А.С.. Санитарно-микробиологическая характеристика водоемов Северо-Западного Причерноморья // Гидробиол. журн. — 1974. — Т. 10. — С. 18-23.
3. Надворный Н. Н., Ников П.С., Руденко Ю.С. К вопросу о загрязнении реки Днестр сточными водами // Тез. докл. Межд. науч.- практ. сем. "Эколого-экономические проблемы Днестра". — Одесса. — 1997. — С. 36-37.
4. Одесская область: Территориальная организация и структура хозяйства. Концепция социально-экономического развития / А.Г. Топчиев, Н.П. Михайлова, А.Э. Молодецкий, Н.Е. Нефедова и др. — Одесса: Маяк, 1991. — 310 с.
5. Санитарно-бактериологическое и вирусологическое исследование воды / В.Н. Гирин, Л.В. Григорьева, Л.Ф. Ерусалимская и др. К.: Здоров'я, 1981. — 174 с.
6. Цыкало А.Л.. Днестровская гидроаккумулирующая электростанция и экологическая безопасность нижнего Днестра // Тез. докл. Межд. науч.- практ. сем. "Эколого-экономические проблемы Днестра". — Одесса. — 1997. — С. 38-41.

УДК 639.42(262.5)

А.Ю. Варигин

Одесский филиал института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

ИЗМЕНЧИВОСТЬ СООТНОШЕНИЯ МЕЖДУ МАССОЙ МЯГКИХ ТКАНЕЙ И МАССОЙ РАКОВИНЫ У ЧЕРНОМОРСКИХ МИДИЙ

Как известно, в практическом отношении наиболее ценным показателем роста мидий является соотношение между массой мягких тканей моллюска и массой его раковины. Если быть точнее, для практики очень важен ответ на вопрос — какую долю в общей массе мидий составляет масса их мягких тканей.

Для определения характера изменчивости этих соотношений в различных условиях обитания были собраны пробы мидий из девяти районов северо-западной части Черного моря. С целью исключения существенного влияния сезонной изменчивости массы мягких тканей моллюсков, весь материал был отобран в один период — в июле 1992 года. Во время обработки проб у каждого экземпляра моллюска измеряли общую массу, массу мягких тканей и массу раковины. Для соотношений между массой различных частей тела мидий были вычислены коэффициенты уравнения степенной зависимости вида $y = ax^b$. Коэффициент «b» в уравнении, связывающем массу раковины с общей массой моллюска, для всех изученных районов был ниже единицы (0,8528-0,9585), а массу мягких тканей — выше (1,1222-1,2029).

Показатель отношения массы раковины к массе мягких тканей у изученных моллюсков колеблется в пределах 0,8-1,5. В большей части исследованных местообитаний этот показатель находится на уровне выше единицы, т.е. масса раковины всегда превышает в той или иной степени массу мягких тканей мидий. Однако, в некоторых районах, например на Шаганской и Одесской банках, это отношения равно 0,82 и 0,83, соответственно. Доля массы мягких тканей в общей массе моллюсков в этих районах составляет 48,3 и 45,3 %, а массы раковины — 37,6 и 37,1 %, соответственно. Превышение массы мягких тканей над массой раковины объясняется, по-видимому, тем, что на этих банках линейный рост мидий первые 3-4 года описывается уравнением прямой вида $L = a + bT$.

У мидий из района Межводного показатель отношения массы раковины к массе мягких тканей примерно равен единице. Доли массы мягких тканей и массы раковины в общей массе моллюсков оказались очень близкими — 46,8 и 45,7%, соответственно. В районах Филлофорного поля и острова Змеиный отношение массы раковины к массе мягких тканей составляет 1,3 и 1,4, соответственно. Доля массы мягких тканей и массы раковины в первом случае равна 38,6 и 49,8%, а во втором — 34,5 и 47,1 %, соответственно. В районах банки Тетис и Каркинитского залива отношение изучаемых параметров составило 1,4 и 1,3, соответственно. Доля массы мягких тканей и массы раковины в общей массе мидий была равна на банке 35,1 и 48,1 %, а в заливе — 38,3 и 48,9 %, соответственно. В Одесском заливе и в районе Санжейки отношение массы раковины к массе мягких тканей составляет 1,2 и 1,5, соответственно. Доля массы мягких тканей и массы раковины в общей массе мидий была равна в первом случае 40,8 и 48,7 %, а во втором — 36,0 и 49,5 %, соответственно.

На основании полученных данных можно сделать вывод о том, изменчивость соотношения между массой мягких тканей и массой раковины у черноморских мидий зависит от условий их обитания. С практической точки зрения для целей мариккультуры более всего привлекательны районы Одесской и

Шаганской банок, где мидии в первые годы жизни наращивают массу мягких тканей быстрее, чем массу раковины.

УДК [575: 576. 3]

Н.М. Гаранько

Інститут колоїдної хімії та хімії води НАН України, м. Київ

АНАЛІЗ ЦИТОГЕНОТОКСИЧНОЇ ДІЇ ВОДНИХ РОЗЧИНІВ ОРГАНІЧНИХ ТА НЕОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН ЗА ДОПОМОГОЮ МІКРОЯДЕРНОГО ТЕСТУ ТА ЯДЕРЦЕВОГО БІОМАРКЕРУ

В даний час біотестування широко використовується для визначення гострої та хронічної токсичності водних зразків. Вплив хімічних речовин на організми є складним та різноманітним за своїми ефектами на рівні організму і клітини. Він визначається не тільки хімічною структурою речовини і її концентрацією, однак й рівнем складності їх організації тест-організмів та спрямованістю дії досліджуваних речовин на ті чи інші органи чи системи органів. При біотестуванні використовують як поодинокі біотести так і їх набори (тобто комплекси різних тест-організмів). Застосування одиночних біопроб у дослідженнях є дуже обмеженим. Воно не може дати адекватної оцінки впливу кожного конкретного чинника. Тому для змістовної оцінки апробованої речовини необхідно використовувати комплекс біотестів з участю організмів різних трофічних і систематичних рівнів, який би включав тести для виявлення токсичної дії як на організменному так і на клітинному рівнях [6].

На основі літературних даних та наших попередніх досліджень для перевірки цитогенотоксичності були вибрані мікроядерний тест та ядерцевий біомаркер [1-4, 7]. Мікроядерний аналіз дозволяє виявляти речовини, які проявляють генотоксичні властивості, тобто речовини, які викликають структурні зміни генетичного апарату клітини, при цьому спостерігається поява мікроядер внаслідок розриву хромосом чи порушень веретена поділу. Мітотичний індекс, який визначають під час мікроядерного аналізу, ілюструє зміну проліферативної активності клітин (відношення кількості клітин, що діляться до кількості клітин, які не діляться) [3, 6, 7, 8].

Ядерцевий біомаркер є набором ядерцевих характеристик, які найбільш об'єктивно характеризують ядерцеву активність клітин і, одночасно, відображають різні механізми її регуляції [1, 2, 4, 5, 9]. Так, число ядерця на клітину відповідає кількості активних центрів синтезу рибосомної РНК; розмір поодинокого ядерця відображає транскрипційну активність кластерів рДНК, а процент клітин з гетероморфними ядерцями характеризує специфічний механізм регуляції парних ядерцеутворюючих районів в інтерфазному ядрі.

У проведених експериментах перевірено 16 речовин органічного і неорганічного походження. Дослідження гено- та цитотоксичності проводилось паралельно з тестами на токсичність (сублетальні та летальні ефекти у прісноводній гідри; тест на проростання насіння салату посівного; біотест на корінцях цибулі). Для аналізу ядерцевих характеристик використовувались клітини всіх трьох тест-організмів, для мікроядерного ж аналізу — тільки клітини рослин (коренева меристема).

Результати мікроядерного тесту свідчать про його досить високу чутливість та інформативність поряд з стандартними тестами на токсичність, тобто вданому аналізі можливе використання тест-організмів, за допомогою яких оцінювали токсичну дію досліджуваних речовин. Токсичність на рослинних біотестах досліджували шляхом вимірювання довжини корінців, яка безпосередньо пов'язана з мітотичним індексом (їх результати корелюють). Результати аналізу цитотоксичності показали, що ядерцевий біомаркер є високоекспресним методом, який дозволяє виявляти шкідливий вплив досліджуваних речовин на клітини тест-організмів вже в перші години їх дії. Часто реакція рослин та тварин на токсичність тих чи інших речовин суттєво відрізняється, що свідчить про їх різну чутливість і робить необхідним використання в комплексних біотестах як рослин так і тварин.

Одержані результати щодо впливу різних хімічних речовин на спадковий апарат клітин рослин і тварин дозволяють зробити висновок щодо комплексного використання поряд з стандартними методами біотестування критеріїв цитогенотоксичності.

ЛІТЕРАТУРА

1. Архипчук В. В. Использование ядрышковых характеристик в биотестировании // Цитология и генетика. — 1995. — Т. 29, № 3. — С. 6-12.
2. Архипчук В. В., Романенко В. Д., Архипчук М. В., Кипнис Л. С. Цитогенетический метод определения влияния пороговых величин антропогенных факторов на геном растений и животных // Докл. РАН. — 1992. — Т.3 26, № 5. — С. 908-910.
3. Ильинских Н. Н., Новицкий В. В., Варгунова Н. И., Ильинских И. Н. Микроядерный анализ и цитогенетическая нестабильность. — Томск: Изд-во Томского ун-та, 1991. — 272 с.
4. Мамаев Н. Н., Мамаева С. Е. Структура и функция ЯОР хромосом: молекулярные, цитологические и клинические аспекты // Цитология. — 1992. — Т. 34, № 10. — С. 3-26.
5. Челидзе П. В. Ультраструктура и функции ядрышка интерфазной клетки. — Тбилиси: Медицина, 1985. — 119 с.
6. Arkhipchuk Vol. V., Malinovskaya M. V., Garanko N. N. Cytogenetic study of organic and inorganic toxic substances on *Allium cepa*, *Lactuca sativa*, and *Hydra attenuata* cells // Environ. Toxicol. — 2000. — Vol. 15. — P. 338-344.
7. Heddele J. A., Cimino M. C., Hayashi M. et al. Micronuclei as an index of cytogenetic damage: past, present, and future // Environ. and Mol. Mutagenes. — 1991. — Vol. 18, N 4. — P. 277-291.
8. Hurna E., Sikelenka P., Hurna S. Effect of selenium on cadmium genotoxicity investigated by micronucleus assay // Vet. med. — 1997. — 42, № 11. — P. 334-342.
9. Miller C. L. The nucleolus, chromosomes and visualization of genetic activity // J. Cell. Biol. — 1981. — 91, № 3. — P. 15-28.

УДК 595.426 (26)

М.В. Гельмбольдт

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ МОРСКИХ КЛЕЩЕЙ (HALACARIDAE: ACARI) НЕКОТОРЫХ ЛИМАНОВ СЕВЕРНОГО ПРИЧЕРНОМОРЬЯ

Лиманы Тилигульский, Б. Аджалыкский (Дофиновский), М. Аджалыкский (Григорьевский) и Куяльницкий, где в 1995–2000 гг. проводили исследования видового разнообразия морских клещей — закрытые водоемы северо-западного побережья Черного моря. Их соленость изменяется в больших пределах и зависит от стока рек и поступления атмосферных осадков. В исследуемый период, средняя величина солености в лиманах составляла: Тилигульском — 20 ‰, Б. Аджалыкском — 26 ‰, М.Аджалыкском — 15‰, Куяльницком — 156‰.

В Тилигульском лимане в летний период семейство Halacaridae было представлено следующими видами, относящимися к четырем родам: *Rhombognathus tonops*, *Rhombognatides pascens*, *Copidognathus magnipalpus ponticus* и *Agauopsis brevipalpus*. Массовым видом был *Rhombognathus tonops* (средняя численность — 6300 экз./м²), вторым по численности — *Copidognathus magnipalpus ponticus* (средняя численность — 1125 экз./м²). *Copidognathus magnipalpus ponticus* за время наших исследований был обнаружен только в Тилигульском лимане. Средняя численность *Rhombognatides pascens* не превышала 250 экз./м², а *Agauopsis brevipalpus* — 75 экз./м². В общей численности мейобентоса Halacaridae составляли от 7 до 16 %. За весь период исследований в Б.Аджалыкском (Дофиновском) и Куяльницком лиманах не было обнаружено ни одного представителя семейства Halacaridae. Исследования 1975–1976 гг. в Куяльницком лимане также не выявили представителей акарофауны [1]. Отсутствие морских клещей в Куяльницком лимане, возможно связано с высокими показателями солености в период наблюдений. Дно лимана покрыто черным илом, водоросли — один из основных субстратов, на которых обитают морские клещи, отсутствуют.

Малый Аджалыкский (Григорьевский) лиман, также относился к группе закрытых лиманов, но после раскрытия песчаной пересыпи и строительства порта Южный превратился в типично морской залив. Гидрологический режим лимана формируется под влиянием вод поступающих из Днепро-Бугского лимана и северо-западной части Черного моря. Соленость изменяется в больших пределах — 6 — 17 ‰. Видовой состав морских клещей Григорьевского лимана, исследования которого проводили в 1997–2000 гг., схож с акарофауной прибрежной зоны Одесского залива. Здесь в весенне-летний период отмечены виды *Rhombognatides pascens*, *Rhombognathus tonops*, *Copidognathus ponteuxinus* var. *pectiniger* и *Agauopsis brevipalpus*. Доминирующими видами, как и в Тилигульском лимане, были представители подсемейства Rhombognathinae Viets. В Григорьевском лимане, по сравнению с Одесским заливом, численность морских клещей в 2-3 раза выше и в среднем составляла 6500 экз./м². Это связано с обильным развитием биоценозов водорослей и мидии в лимане, субстратов на которых преимущественно обитают морские клещи.

Днестровский лиман относится к группе открытых лиманов. Здесь в 1995 г. в песчаной прибрежной полосе на глубине 40 — 50 см в количестве нескольких экземпляров обнаружен один вид — *Halacarellus phreaticus*. Вид приспособлен к обитанию в опресненных и даже пресных водах и встречается как в интерстициали болгарского побережья Черного моря, так и в Средиземном море.

Хотя Halacaridae генеративно морские организмы, некоторые виды приспособились к обитанию в пресных водах. В литературе [4, 5, 6, 7] известно около 60 видов встречающихся в континентальных водах. Проникновение представителей семейства Halacaridae в пресные водоёмы происходило в разные геологические эпохи. Морские клещи адаптировались к новой среде обитания и у них сформировался особый осморегуляторный орган — наружные половые присоски или эпимеральные поры часто называемые в литературе органами Клапареда отсутствующие у морских форм. Примером проникновения морских клещей в пресные воды может служить обнаружение двух видов Halacaridae — *Copidognathus tectiporus* и *Porohalacarus alpinus* в Жебриянском лимане в августе 1998 г. [2]. Этот лиман расположен в Стенсовско-Жебриянских плавнях Килийской дельты Дуная. Плавни образовались после заиления древнего морского лимана, ранее отгороженного от моря Жебриянской косой [3]. Лиман не имеет прямой связи с морем, глубины составляют 3 — 3,5 м, общая минерализация не превышает 0,5 г/л. Виды обнаружены в зарослях *Chara sp.* и *Nitilopsis sp.* на глубине 3 м. Средняя численность Halacaridae составляла *Copidognathus tectiporus* — 6900 экз/м², *Porohalacarus alpinus* — 1500 экз/м².

Исследования, проведенные в 1995–2000 гг. в некоторых лиманах северного Причерноморья показали пути приспособления морских клещей к различным условиям обитания. Всего зарегистрировано 8 видов Halacaridae.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ворбьева Л.В., Ярошенко Н.А. Количественный состав Halacaridae Одесского залива и Причерноморских лиманов // Гидробиол. журн. — 1982. — Т.17, № 3. — С. 40-43.
2. Гельмбольдт М.В. О первом обнаружении представителей Halacaridae в пресных водах Украины // Вестник зоологии. — 2000. — Вып.14. — С.48-49.
3. Никифоров Я.Д., Стэнеску С. Физико-географическая характеристика // Гидрология устьевой области Дуная. — М.: Гидрометиздат, 1963. — С. 67-68.
4. Bartsch I. Halacarids (Halacaroidea, Acari) in freshwater. Multiple invasions from the Paleozoic onwards? // J. of Natural History, 1996. — Т. 30. — Р. 67-99.
5. Bartsch I. Freshwater Copidognathus (Halacaridae, Acari) in Europe: a re-evaluation // Mitt. hamb. zool. Mus. Inst. — 1999c. — Т. 96. — Р.169-179.
6. Benfatti D., Mari M., Morselli I. Copidognathus dactyloporus, a new freshwater species (Halacaridae, Acari) // Boll. Zool. — 1989. — Т. 56. — Р. 99-104.
7. Benfatti D., Mari M., Morselli I. Halacaroidea (Acari Actinedida) from four lakes of volcanic origin in Lazio (Central Italy) // Bollettino di Zoologia. — 1992. — Т. 59. — Р. 105-111.

УДК 593.71(262.5)

Н.П. Гришичева

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

ГИДРОИДЫ, КАК ЭПИБИОНТЫ МОРСКОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ

Эпибионты играют важную роль в функционировании водных экосистем. Hydrozoa являются одним из основных компонентов оброста различных субстратов растительного и животного происхождения. Таксоцены Hydrozoa на разных видах подводной растительности в Черном море в достаточной степени не анализировались. В связи с этим нами начата работа, целями которой являются уточнение списка Hydrozoa, селящихся на подводной растительности, и рассмотрение различия в структуре таксоцены гидроидов на разных видах водорослей и высших растений.

Для достижения поставленной цели в течение 1990-91 годов, в 1996 г. и с декабря 1999 г. по настоящее время мы ежемесячно собирали пробы мидий, обросших водорослями и различные виды водорослей в трех точках бухты Круглая, в двух точках бухты Карантинная, в акватории пляжей «Песочный» и «Солнечный», а также возле Балаклавы у берегов Василевой балки. На 7 видах макрофитов — *Cystoseira barbata*, двух видах *Ceramium*, *Bryopsis plumosa*, *Laurencia sp.*, *Gelidium latifolium* и *Ulva rigida* нами обнаружено 13 видов Hydrozoa. Чаще всего колонии гидроидов отмечались на талломах *Cystoseira barbata* и *Ceramium sp.*. Так, по данным 1999-2001 годов 63,4 % талломов *Cystoseira barbata* в бухте Круглая несли на себе колонии *Plumularia halecioides*, по 19, 2 % — колонии *Aglaophenia pluma* и

Eudendrium ramosum. В то время, как в 1990-91 годах в бухте Круглая доминирующим видам был гидроид *Aglaophenia pluma*, а субдоминантом — *Plumularia linkoi*. В общей сложности на талломах *Cystoseira barbata* отмечено 8 видов Hydrozoa.

Ceramium также часто служит субстратом для колоний Hydrozoa. За период исследований (1999-2001 гг.) на талломах двух видов *Ceramium* было обнаружено 6 видов гидроидов. Наиболее массовыми из них являются *Aglaophenia pluma* — 31,7 % исследованных талломов в акватории пляжа «Солнечный» содержали ее колонии, *Plumularia halecioides* — 14,2 %, *Sertularella polyzonias* — 9,5 % и *Laomedea* sp. — 10,2 %.

На талломах зеленой водоросли *Wryopsis plumosa* неоднократно встречались колонии *Opercularella nana* и несколько раз — *Gonothyrea loveni*. Единичными были находки гидроидов на талломах *Laurencia* sp., *Gelidium latifolium* и *Ulva regida*. Так, на *Laurencia* sp. отмечена колония *Laomedea angulata*, на талломе *Gelidium latifolium* — *Aglaophenia pluma* и *Plumularia halecioides*, на *Ulva regida* — *Aglaophenia pluma* и *Hydractinia carnea*. В 1990-91 годах на листьях *Zostera* в бухте Круглая нами отмечены колонии *Campanularia integriformis* и *C. johnstoni*. Интересно, что некоторые виды Hydrozoa, а именно *Eudendrium ramosum*, *Sertularella polyzonias* и *Opercularella nana* отдают предпочтение какому-либо одному виду водоросли. Напротив, колонии *Aglaophenia pluma* и *Laomedea* sp. отмечены на 4-5 разных видах водорослей.

УДК 582. 26:577. 473 (26275)

Н.Е. Гусляков, С.Ю. Косенко

Одесский национальный университет им. И. И. Мечникова, г. Одесса

О ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ РАНГОВОЙ КОРРЕЛЯЦИИ КОЭФФИЦИЕНТА (Ps) СПИРМЕНА ПРИ АНАЛИЗЕ КАЧЕСТВА ПРИБРЕЖНЫХ ВОД ПО ДИАТОМОВЫМ ОБРАСТАНИЯМ

Отношение диатомовых водорослей к органическому загрязнению изучались многими учеными [1-5]. Было показано, в частности, что при биологическом анализе качества морской среды, можно применять коэффициент общности видового состава. Однако, в этом случае необходимо иметь представление о степени загрязнения, какого-либо участка эталона [6]. При организации контроля за качеством воды не плохие результаты дает вычисление корреляционных связей коэффициента ранговой корреляции (Ps) Спирмена.

Нами были обработаны материалы по диатомовым обрастаниям водорослей-макрофитов собранные Александрой Архиповной Калугиной-Гутник в 1985 г. в Голубой бухте (район Севастополя), которые ею любезно были предоставлены нам для анализа. Пробы макрофитов собирали с мая по сентябрь 1985 г. водолазами на горизонтальных станциях № № 2-8, различно удаленных от факела сброса сточных вод и на 5 вертикальных станциях, расположенных в месте приближения к факелу на глубинах 5, 10, 15 и 20 м. Сброс сточных вод, прошедших полную механическую очистку составлял здесь 86 тыс. м³/сутки. Одновременно с отбором проб на станциях осуществлялись заборы воды для гидрохимических исследований. Определялись: температура — t°, соленость — S‰, растворенный кислород — O₂ (в мл/л и в %), Алк. общ. (в мг-экв.), БПК₅ (в мл/л), нитритный азот — NO₂ (в мкг/л), нитратный азот — NO₃ (в мкг/л), органический азот — N_{орг.} (в мкг/л), фосфор — PO₄ (в мкг/л).

Заметим, что среди обнаруженных видов, особенно на станциях ближе к факелу преобладали мелкие виды, с различными уродствами панциря и створок. У *Operhora marina* (Greg.) Petit, например не редко наблюдались нарушения гетеропольности клетки, а в непосредственной близости от факела уродливыми оказались практически все индивидуумы *Coconeis molesta* Kutz., панцири которых имели почковидную форму. У многих экземпляров *Licmophora paradoxa* Ag. из этого района обнаруживались неровные изогнутые края створок.

С целью определения возможности использования диатомовых водорослей при организации мониторинга прибрежных морских акваторий был проведен корреляционный анализ связей между станциями 2-8. Флористические ранжированные спектры с целью вычисления коэффициента Спирмена составлялись по признаку расположения родов по числу в них видов. Дентрит и корреляционные плеяды, отражающие степень сходства структуры родов по числу в них видов диатомовых водорослей различных станций строились на основе алгоритма Выханду [7] двумя способами: путем построения модели

САНТАРНА ТА ТЕХНІЧНА ГІДРОБІОЛОГІЯ. ЯКІСТЬ ВОДИ

“корреляционного цилиндра” и способом максимального корреляционного пути. В обоих случаях четко обозначились следующие плеяды:

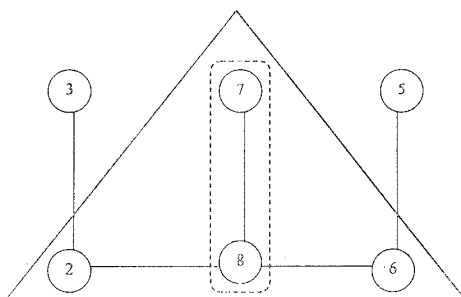
При уровне $ r > 0,5$	_____ Общая плеяда к ст. 3
	_____ ст. 2 — ст. 3
$ r >$	Общая плеяда
	_____ ст. 2,5,6,7,8
$ r > 0,65$	Плеяда ст. 2,6,7,8
$ r > 0,69$	Плеяда ст. 7 и 8

По вычисленным коэффициентам построен дендрит (рис.), в котором все станции располагались таким образом, что связи между ними являются наибольшими. Форма плеяды имела вид “треугольника”. При сопоставлении данных корреляционного анализа с результатами гидрохимической съемки района исследований обнаружено следующее.

1. Именно станции № № 2,6,7,8 отличаются наиболее высокими показателями БПК (соответственно 1,43; 1,28; 1,13; 1,15);

2. Содержание биогенных элементов на этих станциях примерно равное и, что важно, превышает их содержание на ст. 3 и 5;

3. Максимальная корреляционная связь между набором видов диатомей станций 7 и 8 (0,69) объясняется тем, что эти станции идентичны относительно расстояния от факела и различаются лишь по глубине отбора проб (3 и 5 м).



Таким образом, нами выявлена четкая связь между систематической структурой набора обнаруженных видов диатомовых обрастаний макрофитов и физико-химическими факторами среды, что может быть использовано при организации контроля качества воды по диатомовым водорослям.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алфимов Н. Н. О санитарно-диатомовом анализе морских вод // Тез. докл. Делегатского съезда Всесоюзного ботанического общества. — Вып. 5. Спорные растения. — Л., 1957. — С. 21-22.
2. Алфимов Н. Н. К методике гидробиологических исследований для санитарной оценки прибрежных морских вод // Тр. Всес. гидробиологического общества. — Т. 9. — М., 1959. — С. 360-366.
3. Алфимов Н. Н. Видовой состав водорослей-макрофитов и диатомовых водорослей в чистых и загрязненных водах Каспийского моря и берегов Апшеронского полуострова // Матер. Закавказской конф. по спорным растениям. — Баку, 1965. — С. 36-39.
4. Макрушин А. В. Биологический анализ качества вод. — Л., 1974. — 60 с.
5. Прошкина-Лавренко А. И., Алфимов Н. Н. Об использовании диатомовых водорослей при оценке санитарного состояния морских вод // Ботан. журн. — 1954. — Т. 39, № 1. — С. 108-112.
6. Гусяков Н. Е. Микрофитобентос // Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений. — Л.: Гидрометеоздат, 1980. — С. 166-170.
7. Шмидт В. М. Математические методы в ботанике. — Л.: Изд-во ЛГУ, 1984. — 288 с.

УДК 628:39. 577. 472(477. 54)

Т.В. Догадина, О.С. Горбулин, И.В. Оксичук

Национальный университет имени В. Н. Каразина, г. Харьков

САНИТАРНОЕ СОСТОЯНИЕ ЖУРАВЛЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО ДАННЫМ АЛЬГОФЛОРИСТИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ (1977-1999 гг.)

Харьковская область относится к наименее водообеспеченным регионам Украины, что обусловило сооружение на малых реках и суходольных балках малых водохранилищ, которых в области насчитывается более пятидесяти. К малым водохранилищам области относится Журавлевское, сооруженное в 1963 г. в нижнем течении реки Харьков (бассейн Дона, приток IV порядка). Расположено водохранилище в черте города и является центром рекреационной зоны ("Журавлевский гидропарк"), включая спортивную базу с гребным каналом, лодочные станции и оборудованные пляжи. На намывных песках левого берега расположен один из микрорайонов Салтовского жилого массива Харькова.

В морфометрическом отношении Журавлевское водохранилище относится к водохранилищам руслового типа и имеет сложную конфигурацию: основная акватория в средней своей части узким проливом с левого берега соединяется с крупным отрогом, сильно вытянутым параллельно основной акватории; приплотинный участок представлен двумя узкими рукавами (староречье и новое спрямленное русло), разделенными островом и соединяющимися непосредственно перед плотиной.

Наблюдения за состоянием водохранилища проводятся учеными Харьковского университета с 1971 года. На постоянных станциях изучается сезонная динамика видового состава и интенсивности развития фитопланктона и микрофитобентоса, проводится сапробиологический анализ. В целом, в альгофлоре Журавлевского водохранилища за период наблюдений выявлено и определено 772 видовых и внутривидовых таксона, в том числе: Cyanophyta — 60, Dinophyta — 28, Cryptophyta — 12, Chrysophyta — 15, Xanthophyta — 13, Bacillariophyta — 316, Euglenophyta — 60, Chlorophyta — 266. Доминирование диатомовых водорослей является постоянным для водохранилища, отмечается на всех станциях, во все сезоны и во всех экологических группировках, за исключением летнего планктона. Обычными, постоянными компонентами альгофлоры водоема являются *Melosira granulata* (Ehr.) Ralfs, *M. varians* Ag., *Navicula cryptocephala* Kütz., *Cocconeis placentula* Ehr., *C. pediculus* Ehr., *Rhoicisphenia curvata* (Kütz.) Grun., *Amphora veneta* Kütz., *Epithemia sorex* Kütz., *Nitzschia acicularis* W. Sm., *Cymatopleura solea* (Bréb.) W. Sm. Значительное видовое разнообразие зеленых водорослей обеспечивается в водохранилище, главным образом, за счет родов *Chlamydomonas* Ehr. (13 видов, 2 разновидности), *Pediastrum* Meyen (5 видов, 7 разновидностей), *Oocystis* A. Br. (10 видов), *Ankistrodesmus* Corda (10 видов, 2 разновидности), *Scenedesmus* Meyen (27 видов, 20 разновидностей), *Closterium* Nitzsch (13 видов, 1 разновидность), *Staurastrum* Meyen (7 видов), *Cosmarium* Corda (21 вид, 5 разновидностей). Большое разнообразие *Desmidiaceae* характерно для левобережного отрога основной акватории, особенно в его верхней (северо-восточной) слегка заболоченной части.

Массовое развитие синезеленых водорослей — возбудителей "цветения" воды (*Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Bréb., *A. scheremetievi* Elenk., *A. spiroides* Kleb.) наблюдается в водохранилище ежегодно, однако не достигает значений "гиперцветения". Суммарная численность Cyanophyta в зависимости от погодных условий конкретного года либо начинается раньше, либо сдвигается на более поздний период (июнь-сентябрь) и обычно не превышает 10-15 млн. кл. /л. Первичные очаги массового развития Cyanophyta регистрируются в рукавах (староречье и спрямленное новое русло), вблизи восточной оконечности острова, и обычно к августу-сентябрю распространяются на весь приплотинный участок.

Из общего видового разнообразия альгофлоры водохранилища — 168 видов являются индикаторными и относятся к пяти основным и восьми переходным зонам сапробности. Наиболее разнообразно (84 вида) представлены индикаторы β -мезосапробных условий. Средние многолетние значения индекса сапробности Пантле-Букка в модификации Сладечека не превышают 1.8, хотя в разные годы, сезоны и на разных участках водохранилища этот показатель изменяется достаточно существенно. Минимальные значения индекса (1.0-1.2) регистрируются, как правило, в верхнем участке основной акватории и в отроге водохранилища с октября по май, т.е. в холодный период года, когда рекреационная нагрузка на водоем является минимальной. В летний период значения индекса возрастают по всем участкам водохранилища и колеблются от 1.5-2.0 (верхний участок и отрог) до 1.8-2.6 (от середины до плотины). Самые высокие значения индекса, соответствующие α -мезосапробной зоне (2.8-3.1),

отмечаются спорадически: обычно в июле, в среднем участке основной акватории водохранилища, где рекреационная нагрузка на водоем является максимальной.

УДК 574.64:595.324.2

С.Е. Дятлов, А.Г. Петросян

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

ТОКСИКОДИАГНОСТИКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ УКРАИНСКОГО УЧАСТКА Р. ДУНАЙ ЦИАНИДАМИ И ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ ВЕСНОЙ 2000 г.

Изучение качества дунайской воды методами биотестирования было начато в конце 70-х — начале 80-х годов сотрудниками Института гидробиологии НАНУ в связи с проектируемой переброской части стока р. Дунай в бассейн р. Днепр [2, 5]. Случаи повышения токсичности дунайской воды тогда носили периодический характер и связывались с присутствием в ней растворенных и адсорбированных на взвеси токсических веществ. Влияние нативной воды на различные виды ветвистоусых ракообразных выражалось в снижении выживаемости тест-объектов, плодовитости самок и жизнеспособности молоди, изменении темпов эмбрионального и постэмбрионального развития.

В последние годы по известным причинам произошел значительный спад промышленного и сельскохозяйственного производства в странах среднего и нижнего течения реки, однако токсикологическая ситуация на Дунае по-прежнему остается сложной и нестабильной. Источниками постоянного загрязнения Нижнего Дуная являются коммунальные очистные сооружения городов, порты гг. Рени, Измаила, Килии, Вилково, дренажные воды оросительных систем и рисовых чеков. Но даже при наличии постоянного антропогенного пресса наибольшую опасность для реки представляли техногенные катастрофы, произошедшие весной 2000 г. Вследствие утечки цианидов на предприятии “Аурул” в г. Бая-Маре 31.01.2000 и сточных вод, содержащих тяжелые металлы на предприятии “РЕМІН S.F.” в г. Бая-Бурса, 10.03 и 26.03.2000 г. ситуация на малых реках среднего, нижнего Дуная и в дельте на фоне небывалого за последние 20 лет паводка оказалась критической. Содержание цианидов (по данным ОблСЭС) в створах гг. Рени, Измаила и Вилково 27.02-1.03.2000 г. составляло 0,005-0,116 мг/л (при ПДК = 0,05 мг/л). С 27.03.2000 г. в створе г. Рени наблюдалось резкое увеличение содержания металлов (Pb, Mn, Cu, Fe, Zn) достигшее максимума к 3-9.04.2000 г. ($Fe_{\text{раст.}}$ — 24 ПДК, $Cu_{\text{раст.}}$ — 24 ПДК, $Zn_{\text{раст.}}$ — 5 ПДК. В районе г. Вилково сотрудницей Дунайского биосферного заповедника О.Ф. Ганган методами биотестирования на ветвистоусых ракообразных было зафиксировано повышение токсичности воды при прохождении по течению реки двух волн загрязнения.

С целью изучения последствий техногенных катастроф 22-27.04.2000 г., в период затухания паводка были проведены исследования по оценке токсичности воды и донных отложений в нижнем течении реки Дунай и дельтовых районах. Пробы воды и донных отложений отбирали в русловой части р. Дунай, Килийском рукаве, в Прорве и Судоходном канале. Подготовку донных отложений для исследования острой токсичности их водных экстрактов проводили в соответствии с методикой [6].

В качестве тест-объектов для оценки токсичности дунайской воды и водных экстрактов донных отложений использовали *Ceriodaphnia affinis* Lill. (Cladocera, Crustacea) [3, 4], культуру которой содержали в стандартных лабораторных условиях в отделе проблем качества водной среды Одесского филиала ИнБЮМ НАНУ. Критериями острой токсичности в биотестах на *C. affinis* служили показатели выживаемости ювенисов (48 ч), хронической токсичности — длительность полового созревания самок, сроки появления первого поколения ювенисов (F_1) и средняя плодовитость самок в первом поколении [1].

По данным ОблСЭС, в марте-апреле 2000 г. в русловой части реки фиксировался фоновый уровень содержания цианидов (0,005-0,017 мг/л), в устьевых районах цианистые соединения не обнаруживались. Снизилось (за исключением Fe) загрязнение тяжелыми металлами: к концу апреля отмечен остаточный уровень загрязнения (Cu — 4,5 ПДК, Zn и Mn — 1 ПДК, Fe — 40 ПДК). В русловой части реки вниз по течению от г. Рени до г. Вилково содержание взвешенного вещества в среднем составляло 67,3 мг/л. В замыкающих створах гирл (Старостамбульского, Восточного, Быстрого, Очаковского) содержание взвеси было выше и составляло 146,7-282,7 мг/л, что в 2-3 раза меньше, чем в конце 70-х — начале 80-х гг.

Вниз по течению реки от г. Рени до г. Килии уровень токсичности значительно менялся. Пробы воды, отобранные в поверхностном слое у г. Измаила вызвали 100 %-ную гибель тест-объектов в течение 48 ч, что позволило отнести указанные пробы к классу остротоксичных и предположить наличие

локального и достаточно сильного источника загрязнения в районе г. Измаила. Остротоксичными свойствами обладали 40 % отобранных пробы воды из Старостамбульского гирла, 16,7 % проб из Очаковского гирла (район Прорвы и Судоходного канала). Снижение плодовитости самок в большей или меньшей степени наблюдали на всех станциях отбора проб воды. Отфильтрованная от взвеси вода имела в 66,7 % случаев более высокие показатели выживаемости и в 61,9 % случаев более высокие показатели плодовитости ракообразных, чем нативная вода.

Длительность репродуктивного цикла самок в пробах воды из различных районов дельты заметно различалась по продолжительности. Для группы станций из русловой части реки с минимальным содержанием взвешенного вещества появление партогенетических яиц отмечено через 120-144 ч, а появление молоди в F_1 — через 168 ч. В группе станций из Старостамбульского гирла с максимальным содержанием взвешенного вещества период созревания самок оказался наиболее продолжительным — 172,8 ч, а молодь появилась через 192,8 ч. Угнетающее действие водных экстрактов донных отложений р. Дунай было отмечено на большинстве станций полигона. Выживаемость *C. affinis* в водных экстрактах донных осадков составляла 66,7-88,9 %, а плодовитость 65,9-75,7 %.

Полученные материалы продемонстрировали наличие токсикологических эффектов загрязнения вод и донных отложений на некоторых станциях в русловой части и дельтовых районах р. Дунай через 1-2 месяца после прохождения двух пятен загрязнения. При наличии множества факторов риска (цианиды, тяжелые металлы, нефтепродукты и др.), предполагающих токсификацию всей реки, представляло интерес выявить основные, вызывающие выраженные биологические эффекты. Биометрический подход был основан на создании регрессионной модели с использованием программного пакета “Статистика’99”, что позволило оценить характер и силу воздействия содержащихся в пробах загрязняющих веществ на изучаемые биологические показатели. Расчеты показали, что ни один из используемых в анализе отдельных факторов не оказывал на отклик тест-объектов преимущественного воздействия. При этом полученные в эксперименте реакции тест-объектов на пробы воды и донных отложений можно объяснить многокомпонентным синергическим воздействием всей совокупности присутствующих в реке загрязняющих веществ.

ЛИТЕРАТУРА

1. Брагинский Л.П. Методологические аспекты токсикологического биотестирования на *Daphnia magna* Str. и других ветвистоусых ракообразных (критический обзор) // Гидробиол. журн. — 2000. — Т. 36, № 5. — С. 50-70.
2. Брагинский Л.П., Щербань Э.П. Биологическое тестирование токсичности воды Килийского рукава // Гидробиология Дуная и лиманов северо-западного Причерноморья. — К.: Наук. думка, 1986. — С. 119-133.
3. Методика визначення гострої токсичності води на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg // КНД 211.1.4.055-97. — К.: Видання офіційне, 1997. — 13 с.
4. Методика визначення хронічної токсичності води на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg // КНД 211.1.4.056-97. — К.: Видання офіційне, 1997. — 15 с.
5. Щербань Э.П. Экспериментальная оценка токсичности дунайской воды для *Daphnia magna* Straus // Гидробиол. журн. — 1982. — Т. 18, № 2. — С. 82-88.
6. Щербань Э.П., Арсан О.М., Шаповал Т.Н., Цветкова А.М., Пищолка Ю.К., Кукля И.Г. Методика получения водных вытяжек из донных отложений для их биотестирования // Гидробиол. журн. — 1994. — Т. 30, № 4. — С. 100-111.

УДК 574.64

С.Е. Дятлов

Одесский филиал Института биологии южных морей им. А.О. Ковалевского НАН Украины, г. Одесса

МИКРОБИОТЕСТЫ: НОВЫЙ ПОДХОД В ОЦЕНКЕ ТОКСИЧНОСТИ ВОДНОЙ СРЕДЫ

В настоящее время методы биотестирования во многих странах мира рассматриваются как равноправный инструмент для оценки качества водной среды. Многие тысячи тест-организмов и тест-реакций используются с целью определения последствий антропогенного загрязнения гидросферы. Без биотестирования нельзя представить современный мониторинг, который наряду с биоиндикацией и химическим анализом включает и методы оценки токсичности воды и донных отложений.

Методология создания микробиотестов была разработана под руководством профессора университета г. Гент (Бельгия) G. Persoone [5]. Им и его коллегами была проделана огромная работа по подбору тест-объектов, изучению их чувствительности к отдельным веществам. В результате были

созданы стандартные методы, пригодные для скрининга химических соединений и мониторинга загрязнения водной среды.

Главным отличием микроботестов от традиционных методов биотестирования является отказ от длительного культивирования тест-объектов в лабораторных условиях. Необходимое для опытов количество особей получают из покоящихся стадий гидробионтов (эффибий, цист, яиц и т.п.) непосредственно перед постановкой эксперимента. В этом же ключе решается и важнейшая проблема водной токсикологии, связанная с качеством воды в контроле. На всех этапах работы с микроботестами используется искусственная среда, приготовленная на деионизированной или дистиллированной воде. При работе с водорослями, кроме минеральных солей, в среду добавляют биогенные элементы.

При создании микроботестов были отобраны виды, относящиеся к различным трофическим и систематическим группам живых организмов: зеленая водоросль *Selenastrum carpicornutum* (время экспозиции — 72 ч), реснитчатая инфузория *Tetrahymena pyriformis* (время экспозиции — 24 ч), коловратки *Brachionus calyciflorus* (время экспозиции 24 ч в остром эксперименте и 48 ч — в хроническом), жаброногие ракообразные *Thamnocephalus platyurus* (24 ч экспозиции), ветвистоусые ракообразные *Daphnia magna* и *D. pulex* (время экспозиции в остром опыте — 48 ч). В хроническом тесте с ветвистоусыми ракообразными используется *Ceriodaphnia dubia*. Этого набора тест-объектов достаточно для оценки токсичности пресных вод любого происхождения. В ближайшее время к ним прибавятся морские организмы: ракообразные *Acartia tonza* и *Artemia salina*, коловратка *Brachionus plicatilis*.

Стандартизация проведения микроботестов обеспечивается при помощи специальных пластмассовых инкубаторов, в которых поддерживается необходимая для любого из биотестов температура и освещенность. Перед проведением экспериментов проводится калибровка тест-объектов по стандартному токсиканту, в качестве которого используется бихромат калия. Для обработки результатов экспериментов с использованием микроботестов создана статистическая компьютерная программа. В Бельгии началось производство промышленного оборудования и расходных материалов для проведения биотестов, которые экспортируются в 40 стран мира. В наборе, упакованном в компактную картонную коробку, содержатся пластмассовые планшеты, растворы солей, покоящиеся стадии тест-объектов, инструкция к проведению исследований. Содержимое каждой коробки рассчитано на проведение 6 опытов. Для распространения микроботестов в страны Восточной Европы была создана программа ФИТА, финансируемая Фламандской общиной Бельгии. Представители 11 европейских стран прошли стажировку по работе с микроботестами и безвозмездно были обеспечены необходимым оборудованием и расходными материалами. Результаты проведенных в этих странах исследований стали предметом обсуждения на Международном симпозиуме по микроботестам, который проходил в 1998 г. в г. Брно (Чехия) [4].

Проведенные нами исследования показали возможность использования микроботестов в условиях Украины [1, 4]. В рамках программы ФИТА-3 нами было проведено биотестирование речных вод Дуная и Днестра, сточных вод станций биологической очистки гг. Одессы, Ильичевска, Измаила и Килии. Исследование качества водопроводной воды г. Одессы с использованием новых микроботестов, показало высокую их чувствительность, удовлетворительную воспроизводимость и сходимость результатов экспериментов [4].

В соответствии с программой ФИТА-4 с помощью микроботестов была оценена токсичность колодезной воды в ряде районов Одесской области. Самыми чувствительными тест-объектами к загрязнению питьевых вод оказалась науплиусы жаброногие ракообразные *Thamnocephalus platyurus* и реснитчатые инфузории *Tetrahymena pyriformis*. Для оценки токсичности воды рек и пресноводных водоемов удобно использовать острый и хронический тесты с *Ceriodaphnia dubia*, который близок к украинским стандартным методам биотестирования с использованием *C. affinis* [2, 3].

Апробация новых методов биотестирования в Украине показала их чувствительность к загрязняющим веществам, содержащимся в сточных, природных и питьевых вод. Высокая стоимость микроботестов не позволяет надеяться, что они в ближайшее время найдут широкое применение в странах Восточной Европы. Однако, накопленный в период работы с микроботестами опыт, будет полезен в нашей стране при разработке и стандартизации новых экспрессных и чувствительных объектов и методов биотестирования.

ЛИТЕРАТУРА

1. Дятлов С.Е., Петросян А.Г. Современные методы биотестирования сточных, природных и питьевых вод // Материалы международной научно-практической конференции “Вода и здоровье-98”. — Одесса: Астропринт, 1998. — С. 324-328.
2. КНД 211.1.4.055-97. Методика визначення гострої летальної токсичності води на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. — К.: 1997. — 13 с.

3. КНД 211.1.4.056-97. Методика визначення хронічної токсичності води на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. — К.: 1997. — 15 с.
4. Dyatlov S. Comparison of Ukrainian standard methods and new microbiotests for water toxicity assessment // New microbiotests for routine toxicity screening and Biomonitoring /Edited by G. Persoone, C. Janssen and W. De Coen. — Amsterdam: Kluwer Academic Publishers, 1999. — P. 229 — 232.
5. Persoone G. Ecotoxicology and water quality standards // River Water Quality — Ecological Assessment and Control. — Commission of the European Community, 1993. — P. 461– 482.

УДК 594. 124. /591. 134. 2

А.П. Золотницький

Южный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства и океанографии (ЮгНИРО), г. Керчь

О СООТНОШЕНИИ ГЕНЕРАТИВНОЙ ПРОДУКЦИИ И РЕПРОДУКТИВНОГО УСИЛИЯ У МОРСКИХ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ

Изучение механизмов, определяющих траты вещества и энергии на размножение в зависимости от экологических факторов среды и систематического положения животных, считается одним из важных теоретических вопросов физиологической экологии и продукционной гидробиологии. Интерес к нему обусловлен тем, что величина энергетических трат на воспроизводство является одним из основных параметров репродуктивной стратегии гидробионтов [5, 9]. Кроме того, синтезируемые в теле и выметываемые в процессе нереста половые продукты представляют собой важный компонент энергетического бюджета особей и видовых популяций гидробионтов, играющий большую роль в трофодинамике того или иного водоема [1, 7].

Для характеристики энергетических трат на репродукцию в отечественной литературе обычно используется величина абсолютной (P_g) или относительной (удельной) генеративной (PG) продукции [7, 8]. В зарубежной литературе для этой цели применяют термин — репродуктивное усилие (reproduction effort — RE) [9, 10]. Оба показателя некоторые авторы считают взаимозаменяемыми [6, 11].

Вместе с тем, исходя из самого определения репродуктивного усилия, введенного в 1930 году Р. Фишером [цит. по 6], данные показатели не равнозначны, поскольку $PG = P_g/W$, тогда как $RE = P_g/A$, где A — энергия ассимилированной пищи [8, 10]. Поэтому представляло интерес количественно оценить указанные параметры и охарактеризовать их соответствие между собой.

Работа была выполнена на двустворчатом моллюске — черноморской мидии (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck), который является ценным промысловым видом и перспективным объектом марикультуры Черного моря.

Энергию ассимилированной пищи (A) разновозрастных моллюсков определяли на основе балансового равенства:

$$A = P + Q,$$

где P — энергия прироста (индивидуальной продукции), включая соматическую (P_s) и генеративную (P_g), Q — траты на энергетический обмен. При расчетах прироста использовали полученные нами ранее материалы по росту, индивидуальной плодовитости и интенсивности дыхания мидий [2, 3, 4].

Анализ имеющихся материалов показал, что связь генеративной продукции (P_g , кал) с массой тела мидии (W , кал) выражается уравнением, имеющим вид:

$$P_g = 0,124 \cdot W^{0,99 \pm 0,037} \quad r = 0,94. \quad (1)$$

Полученные данные находятся в хорошем соответствии с материалами других авторов, полученными на двустворчатых моллюсках и других систематических группах животных [8]. Поскольку коэффициент регрессии в уравнении [5] достоверно не отличается от единицы, то величину удельной генеративной продукции можно записать в виде:

$$PG = P_g/W \approx 0,124. \quad (2)$$

Из уравнения (2) следует, что доля энергетического эквивалента массы тела, затрачиваемого на размножение, у черноморской мидии близка к постоянной. Это согласуется с мнением некоторых исследователей [8, 11] о том, что затраты на воспроизводство у животных с различной стратегией жизненного цикла являются величиной константной.

В отличие от PG, динамика значений репродуктивного усилия в течение жизненного цикла у мидий имела совершенно иную траекторию. В процессе роста величина RE постепенно возрастала и, достигнув максимума в возрасте 1,5 года, стабилизировалась.

В общем виде зависимость RE от массы тела мидии хорошо описывается гиперболической функцией Михаэлиса-Ментен, имеющей следующий вид:

$$RE = 0,28 \cdot W / (3,4 + W) \quad r = 0,91, \quad (3)$$

где 0,28 — теоретическое максимальное значение RE, 3,4 — масса (W, г), при которой RE равна 0,5 максимальной величины.

Таким образом, из приведенных выше уравнений (2, 3) вытекает, что изменения PG и RE существенно различаются и, следовательно, эти параметры далеко не равноценны.

Исходя из полученных материалов, а также литературных данных [8, 11] можно полагать, что удельный вес затрат на генеративную продукцию в организме осуществляется, по-видимому, пропорционально массе тела. В то же время величина репродуктивного усилия, зависящая от соотношения 3-х параметров (Pg, Ps, Q), может существенно различаться и зависеть от сложившихся экологических условий среды обитания.

ЛИТЕРАТУРА

1. Заика В. Е. Сравнительная продуктивность гидробионтов. — Киев: Наукова думка, 1983. — 206 с.
2. Золотницкий А. П., Тимофеев В. В. Энергетический обмен у мидий Керченского пролива // Сб.: Биология и культивирование моллюсков. — М.: ВНИРО, 1987. — С. 87-92.
3. Золотницкий А. П., Монин В. Л. Индивидуальная плодовитость и величина генеративной продукции у мидии *Mytilus galloprovincialis* из Черного моря // Биол. моря, 1990. — № 6. — С. 24-30.
4. Золотницкий А. П., Вижевский В. И. О влиянии массы тела и температуры воды на удельную скорость роста черноморской мидии (*Mytilus galloprovincialis* Lam.) // Биол. науки, 1990. — № 3. — С. 85-90.
5. Касьянов В. Л. Репродуктивная стратегия морских двустворчатых моллюсков и иглокожих. — Л.: Наука, 1989. — 182 с.
6. Пианка Э. Эволюционная экология. — М.: Мир, 1981. — 398 с.
7. Хмелева Н. Н. Биология и энергетический баланс морских равноногих ракообразных — Киев: Наукова думка, 1973. — 183 с.
8. Цейтлин В. Б. Генеративная продукция водных животных // Океанология, 1988. — Т. 28. — Вып. 3. — С. 493-497.
9. Brown R. A., Russel-Hanter W. D. Reproductive effort in molluscs // Oecologia., 1978. — Vol. 37. — P. 23-27.
10. Clarke A. Temperature, latitude and reproductive effort // Mar. ecol., 1987. — Vol. 38, №1. — P. 89-99.
11. Parry G. D. Reproductive effort in four species of intertidal limpets // Mar. Biol., 1982. — Vol. 67, №2. — P. 161-167.

УДК 593. 195: 595. 771.

П.Я. Килочицкий¹, О.В. Полковенко²

¹Национальный университет им. Тараса Шевченко, г. Киев

²Институт Зоологии им. И. И. Шмальгаузена НАН, г. Киев

МИКРОСПОРИДИИ ЦИКЛОПОВ КИЕВСКОЙ И ЧЕРНИГОВСКОЙ ОБЛАСТЕЙ

Усложнение жизненных циклов, появление у них новых хозяев, позволяют резко повысить репродуктивный потенциал микроспоридий кровососущих комаров. Наряду с мерогонией у таких видов имеет место еще и несколько спорогоний (у микроспоридий *Amblyospora*, *Parathelohania* — в личинках и имаго комаров и ракообразных). Заражение микроспоридиями было зарегистрировано только у ракообразных и личинок насекомых — некровососущих Двукрылых — Хаоборид и Хирономид.

Материал и методы

Материал собранный на протяжении 1989-1992 гг. на территории Киевской та Черниговской областей. Использован коллекционный материал (сборы 1972–92 гг.), хранящийся в лаборатории экологии и токсикологии Киевского университета имени Тараса Шевченко. Препараты для световой и электронной микроскопии изготовлены по общепринятым методикам. В наших сборах материал был представлен десятью видами циклопов из четырех родов.

Результаты исследований

В результате проведенных исследований у четырех видов циклопов было найдено 5 видов микроспоридий.

1. *Lanatospora macrocyclopis* (Voronin, 1977). Материал: Электронно-микроскопические негативы № 6485–6489 и светооптические препараты проб № 48-0; 85-2; 89-2. Хозяин и локализация: циклоп

Acantocyclops vernalis, самка; полость тела. Место обнаружения: полузатененный временный водоем в урочище Пуща-Водица, Киевской области 15. 05. 90 г. и открытый водоем на окраине с. Сибереж, Черниговской области., 2-5. 05. 92 г.

Описание вида. Стадии спорогонии и мерогонии на препаратах не обнаружены. Споры — живые. яйцевидные, близкие к ромбическим, с небольшой задней вакуолью Размеры живых спор: 3,6—4,0 X 2,3—2,4; (3,8±0,13) X (2,3±0,13) мкм. Обработка материала Романовским-Гимза не вызвала значительного изменения линейных размеров спор. Фиксация материала для электронной микроскопии не повлияла на линейные параметры спор — 2,5 –3,2 X 1,75 — 1,83 мкм. Споры имеют сложную оболочку, которая состоит из внешней мембраны (панспоробластическая оболочка), тонкой двухслойной экзоспоры (50-70 нм) и толстой эндоспоры (90-100 нм). Полярoplast пластинчатый. Полярная трубка изофиллярная, диаметром 100-120 нм; уложена в 7 витков. Большое ядро — в задней трети споры, над вакуолью. Дифференциальный диагноз: морфометрические характеристики вида, который мы анализируем, полностью совпадают с *Lanatospora macrosyclopis* Voronin, 1986, найденному в озере Врево Ленинградской области (Воронин, 1986). Эпизоотология. экстенсивность инвазии до 5%; интенсивность — очень высокая.

2. *Tuzetia mauronidi*, sp. n. Материал: Гапанотип — электронно-микроскопические негативы № 4476–4479 и светооптические препараты проб № 0651–0652; паратипы проб № 52-0; 53-0; 56-0 хранятся в коллекции лаборатории зоологии и экологии КУ им. Т. Шевченко. Хозяин и локализация: *Acantocyclops vernalis*, самка (типовой хозяин), *Acantocyclops viridis*, самка; полость тела. Типовое место обнаружения: открытый временный водоем на окраине с. Сибереж Черниговской области, 22. 05. 1990 г. Описание вида: стадии спорогонии на препаратах отсутствуют. Спорогония заканчивается образованием спор, собранных в группы с нерегулярным количеством, которые окружены остатками клеточной оболочки хозяина. Каждая спора имеет собственную споробластическую оболочку. Пространство между спорой и оболочкой заполнено трубчатым секретом. Споры — яйцевидные, с небольшой косо расположенной задней вакуолью. Мукокаликс отсутствует. Размеры живых спор: 4,5-5X2,25-2,45 мкм. Фиксация и окраска спор по Романовскому-Гимза не вызывает существенных изменений линейных параметров спор. Обработка материалов для электронной микроскопии существенно не повлияла на линейные параметры спор (3,8-5X1,9-2,4 мкм). Оболочка спор толстая, состоит из тонкой экзоспоры — 50-70 нм и толстой эндоспоры — 140 нм. Полярoplast пластинчатый, полярная трубка изофиллярная, образует в споре 9 витков. Крупное ядро лежит в задней трети споры над вакуолью. Дифференциальный диагноз: морфометрически анализируемый вид близок к двум видам микроспоридий, описанный ранее из циклопов: *Tuzetia sp.* Maurand et al., 1972; *Microsporidium (Nosema) pfeifferi* Voronin, 1977. От *M. (N.) pfeifferi* анализируемый вид отличается отсутствием мукокаликса. Особенности спорогонии и ультраструктуры спор позволяют отнести обнаруженный вид к роду *Tuzetia*, и описать его как новый. Эпизоотология: экстенсивность инвазии самок циклопов составляла 10%; интенсивность — очень высокая.

3. *Amblyospora sp.* 1. Материал: светооптические препараты № 83-2: 0855 и № 84-2:0856 хранятся в коллекции лаборатории зоологии и экологии Национального университета им. Тараса Шевченко. Хозяин: циклоп *Eucyclops serrulatus* (Fish.), самка; жировое тело, гемоцель. Место обнаружения: открытый временный водоем на окраине с. Сибереж Черниговской области, 22. 05. 1992 г. Описание вида: стадии мерогонии и спорогонии не найдены. Живые споры удлиненно-грушевидной формы, слегка латерально вогнутые; с небольшой задней вакуолью, размещаются в группах по 2, 4, 6 и 8 спор Их размеры — 15,67±0,62 (15,0-16,3) X 6,22±0,09 (6,1-6,3) мкм. Дифференциальный диагноз: по морфологическим признакам данная микроспоридия напоминает *Pyrotheca cyclopis* (Leblanc, 1930), которая найдена у четырех видов циклопов и у дафнии (Sprague, 1977). Но, в отличие от *P. Cyclopis*, у данной микроспоридии количество спор в группах составляет не только 2 и 4 (что характерно для *Pyrotheca*), а и 6 и 8, что приближает ее к роду *Stempellia*. Микроспоридии этого рода были выделены из циклопа *E. Serrulatus*, пойманного на территории г. Киева (Овчаренко и др., 1987). Исходя из особенностей морфологии и местонахождения данной микроспоридии, мы, разделяя мысль Т. Андреадиса, относим ее к роду *Amblyospora*. Эпизоотология: экстенсивность инвазии — до 20%, интенсивность — очень высокая. Примечание: у части особей *E. Serrulatus* была зарегистрирована двойная инвазия микроспоридиями: *Amblyospora sp* и *T. Maurandi*.

4. *Amblyospora sp.* 2. Материал: светооптические препараты № 27-0:0772-0775 и циклопы, залитые в эпоксидную смолу, хранятся в коллекции лаборатории зоологии и экологии Национального университета им. Тараса Шевченко. Хозяин: *Cyclops strenuus strenuus* (Fish.), самка; жировое тело, гемоцель. Место обнаружения: полупостоянный затененный водоем с большим количеством листового опада дуба в урочище Пуща-Водица Киевской области, 26. 03. 1990 г. Описание вида: стадии мерогонии и спорогонии не найдены. Зрелые отдельные грушевидные споры размером 9,8-10,0X4,0-4,1 мкм, с

большой овальной задней вакуолю. После фиксации метанолом споры приобретают овальную форму, а их содержимое окрашивается (по Романовскому-Гимза) равномерно. Ультраструктура спор: фиксированные для ЭМ споры размером 7,3-9,7x2,5-4,1 мкм. Толщина экзоспоры 83-92 нм, эндоспоры — 120-130 нм. Крупнокамерный поляропласт занимает около 2/3 споры. Полярная трубка изофилярна, образует 12-13 завитков. У некоторых спор трубка значительно длиннее, образует 16 завитков, из которых 11 — расположены в один ряд, а 6 — отдельной компактной группой ближе к центру споры. Крупное грушевидное ядро размещено в задней трети споры над задней вакуолю. Дифференциальный диагноз: как и в предыдущем случае, по своей морфологии анализируемый вид напоминает представителей р. *Pyrotheca* (в частности *P. Cuneiformes* Maurand et al., 1972). В то же время, крупнокамерный поляропласт, изофилярная полярная трубка, форма и размеры спор отвечают типовым признакам микроспоридий р. *Amblyospora* кровососущих комаров на фазе развития в циклопах. Водоем, в котором были найдены инфицированные циклопы, расположен в очаге микроспоридиоза комара *Aedes communis*. Эпизоотология: экстенсивность инвазии — до 50%, интенсивность — очень высокая. Однако, окончательное определение видового статуса этих микроспоридий требует дополнительных лабораторных экспериментов по перекрестному заражению хозяев.

ЛИТЕРАТУРА

1. Воронин В. Н. Микроспоридии ракообразных // Протозоология: Л. — 1986. — № 10. — С. 137-165.
2. Овчаренко Н. А., Килочицкий П. Я., Пушкарь Е. Н. Микроспоридии и микроспоридиозы гидробионтов Украины (состояние изученности, практическое значение, перспективы) // Паразиты и др. симбионты водных беспозвоночных и рыб. — К., 1987. — С. 64-88.
3. Andreadis T. G. Experimental transmission of a microsporidian pathogen from mosquitoes to an alternate copepod host // Proc. Nat. Acad. Sci. USA. — 1985. — Vol. 82, № 16. — P. 5574-5577.
4. Maurand J., Fize A., Michel R., Fenwick B. Quelques donnees sur les microsporidies parasites de copepodes cyclopoïdes des eaux continentales de la region de Montpellier // Bull. Soc. Zool. France. — 1972. — Vol. 97, № 4. — P. 707-717.
5. Sprague Vol. Systematics of the Microsporidia // Compar. Pathology. — New York, 1977. — Vol. 2. — 510 p.

УДК 577. 472

О.М. Коцар, Ю.Г. Крот, Л.С. Кіпніс, Т.І. Леконцева

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ВИКОРИСТАННЯ ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИН ДЛЯ КОНДИЦІОНУВАННЯ ЗВОРОТНИХ ВОД В ЗАКРИТОМУ БІОПЛАТО ГІДРОПОННОГО ТИПУ

Зворотні води з неканалізованих територій є впливовим джерелом забруднення поверхневих вод біогенними елементами, важкоокислюваними органічними сполуками (нафтопродуктами, синтетичними поверхнево-активними речовинами та ін.), токсичними домішками (пестицидами, гербіцидами, іонами важких металів) [1,3]. Основне надходження зворотних вод до водоймищ відбувається з земель, що підлягають меліорації (від систем зрошування та осушування сільськогосподарських угідь), від водовідливів шахт (шахтні води), з поверхневими дощовими і талими водами, господарсько-побутовими та виробничими стічними водами окремо розміщених об'єктів, скидними водами рибоводних господарств. Позитивна роль водяних макрофітів, які благотворно діють на процеси формування якості води, дозволила ефективно використовувати їх в якості біофільтрів в каналах, ставках, тощо, а також застосовувати для очищення забруднених вод, в тому числі зворотних [2].

В роботі розглянута роль штучно створеного біоценозу, основними компонентами якого є вищі водянні рослини та мікроорганізми-деструктори, в процесах відновлення якості зворотних вод в інженерних спорудах — закритих біоплато гідропонного типу.

В результаті проведених експериментальних та виробничих досліджень визначені найбільш придатні види водяних макрофітів та мікроорганізмів-деструкторів, які мали значну адаптаційну потенцію та метаболічну активність, легко культивувались та могли протягом року використовуватись для кондиціонування зворотних вод. Серед вищих водяних рослин необхідно відмітити рогоз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.), очерет звичайний (*Phragmites communis* Trin.), айр болотний (*Acorus calamus* L.), серед мікроорганізмів-деструкторів — бактерії родів *Pseudomonas*, *Bacillus*. Ефективне використання вищих водяних рослин в комплексі з імобілізованими на інертному субстраті мікроорганізмами-деструкторами для біологічного відновлення якості зворотних вод можливе при таких вхідних

гідрохімічних показниках: зважені речовини — не більше 40 мг/л, ХСК — 100-150 мгО₂/л, БСК₅ — 25-30 мгО₂/л, амоній сольовий — 25-30 мг/л, нітрити — 1,5-2,0 мг/л, нітрати 44,5 — 43,5 мг/л, СПАР — 1,5-2,0 мг/л, нафтопродукти — 1,5 — 3,0 мг/л, колі-індекс — 90000. Проходження через біоплато дозволило зменшити забруднення зворотних вод в процентному відношенні: по БПК₅ — 16,6 — 39,7, ХПК — 20,7 — 27,8, NH₄⁺ — 70,9 — 76,9, NO₂⁻ — 58,1-78,9, NO₃⁻ — 17,9-29,2, PO₄³⁻ — 36,5-38,1 (в зимовий період ефективність дещо знижується), а також зменшило їх токсичність, яка оцінювалась за результатами біотестування на *Daphnia magna* та *Ceriodaphnia affinis*. Так перед біоплато спостерігалась хронічна токсичність зворотних вод для обох видів тест-організмів, на виході після біоплато хронічна токсичність зворотних вод відсутня.

В цілому, закриті біоплато гідропонного типу може бути самостійною водоочисною спорудою. При виявленні в зворотних водах забруднюючих домішок в концентраціях вище вказаних, перед біоплато слід влаштувати додаткові водоочисні споруди для попереднього очищення вод. Запровадження у виробництво для кондиціонування зворотних вод закритих біоплато гідропонного типу з використанням штучно створеного біоценозу, основними компонентами якого є вищі водяні рослини та мікроорганізми-деструктори, суттєво підвищить якість зворотних вод і зменшить їх негативний вплив на функціонування водних екосистем.

Література

1. Вишневецький В. І. Річки і водойми України. Стан і використання. — К.: Віпол, 2000. — 376 с.
2. Оксик О. П., Мережко А. И., Волкова Т. Ф. Использование высших водных растений для улучшения качества воды и укрепления берегов каналов // Водные ресурсы. — 1978. — № 4 — С. 97-103.
3. Сердюк А. М. Навколишнє середовище і здоров'я населення України // Довкілля та здоров'я. — 1998. — № 4 (7). — С. 2-7.

УДК 593. 16:577. 472 (477)

Д.В. Леонт'єв

Харьковский национальный университет им. В. Н. Каразина, г. Харьков

БИОИНДИКАЦИЯ СОСТОЯНИЯ КОНТИНЕНТАЛЬНЫХ ВОДОЕМОВ УКРАИНЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ЗОЛОТИСТЫХ ВОДОРОСЛЕЙ

Биоиндикация экологического состояния континентальных водоемов — важная проблема современной гидробиологии. Использование гидробионтов, населяющих природные экосистемы, в качестве тест-объектов экологического мониторинга является перспективным как с точки зрения объективности производимой оценки, так и с экономических позиций. При этом, принципиальное значение имеет выбор таксономической групп, используемых в качестве объектов исследования. Для применения в сфере биоиндикации, эти группы должны соответствовать следующим требованиям: 1) обладать узким диапазоном экологической толерантности, 2) быть широко распространенными в разнотипных водоемах исследуемого региона, 3) подлежат идентификации *in vivo*. Среди всего спектра гидробионтов, населяющих континентальные водоемы Украины, этим требованиям отвечают лишь некоторые группы беспозвоночных и водорослей [6].

Работа по оценке экологического состояния водных объектов с помощью водорослей (альгоиндикация) ведется с середины XX в. [8]. Однако, большинство исследований в этой сфере касается общего изучения всего разнообразия альгофлоры, включающей в континентальных водах Украины около 5000 видов и более 6000 внутривидовых таксонов [5]. Очевидно, что для проведения рутинного мониторинга использование группы такого объема нецелесообразно. Кроме того, многие отделы водорослей не отвечают приведенным выше требованиям: Phaeophyta, Rhodophyta, Charophyta в континентальных водах Украины представлены незначительным числом редких видов, Cryptophyta в большинстве случаев обладают низкой чувствительностью к загрязнению, наконец Bacillariophyta не подлежат корректной идентификации без использования сканирующего электронного микроскопа, хотя отечественные лаборатории оценки качества вод до сих пор исследуют их методами световой микроскопии [7]. Таким образом, представляется целесообразным использование в биоиндикации не всего спектра альгофлоры, а какого-либо конкретного таксона, в полной мере отвечающего параметрам тест-объекта. Такой группой могут служить Chrysophyta — золотистые водоросли.

Chrysophyta — своеобразная группа организмов, широко распространенных по Земному шару, и встречающихся в континентальных водоемах по всей Украине. При сравнительно небольшом видовом составе (в Украине на данный момент обнаружено около 300 видов *Chrysophyta*), золотистые водоросли отличаются поразительным морфологическим разнообразием, и поэтому легко подлежат идентификации в условиях *in vivo* [9]. Наконец, *Chrysophyta*, весьма чувствительны к загрязнению водоемов бытовыми и промышленными стоками, а также биогенной органикой. Именно золотистые водоросли известны как наиболее чувствительная к антропогенному воздействию группа водорослей [4], сравнимая по этому показателю с лишайниками. На основании этого, мы предлагаем использовать *Chrysophyta* в биоиндикационных исследованиях континентальных водоемов Украины.

В рамках апробации изложенной концепции, в 1998-2000 гг. нами было проведено изучение флоры золотистых водорослей Харьковской области. Пробы отбирались в 46 разнотипных водоемах, в 12 районах области. В ходе исследования были обнаружены представители 11 видов (12 внутривидовых таксонов) *Chrysophyta*, ранее неизвестных для территории Украины [1, 2], а также описан новый для науки вид золотистых водорослей — *Bicosoeca arborescens* Leontjev [3]. Кроме того, изучение флоры *Chrysophyta* Харьковской области позволило получить данные о состоянии гидроэкосистем региона.

В настоящее время в Харьковской области известно 170 видов золотистых водорослей. В течение последних 10 лет на указанной территории отмечались 117 видов, что составляет 69% от их общего числа [2, 5]. Из них 63 вида (69 внутривидовых таксона) были отмечены нами за период исследования. Соответственно, представители 53 видов, т.е. 31% флоры, в течение более чем 10 лет (в некоторых случаях — до 50 лет) на территории области не отмечались. В первую очередь это касается видов из родов *Chromulina* Cienk., *Chrysamoeba* Pesch., *Ochromonas* Wyss., *Mallomonopsis* Matv., *Mallomonas* Conr. — представителей флоры олиготрофных водоемов, таких, как верховые болота и тектонические озера. Сапробиологический анализ флоры *Chrysophyta* Харьковской области показал вытеснение из флористического спектра ксено- и олигосапробных видов, и преобладание α - и β -мезосапробных группировок (эти данные были подтверждены параллельными исследованиями). Большая часть обнаруженных *Chrysophyta* (72%) встречались в предельно низкой численности, соответствующей показателям “очень редко” и “единично” в шкале Стармаха [8]. Массовое развитие золотистых водорослей, отмечавшееся в регионе в прошлые годы [4], нами не регистрировалось.

Объяснение столь существенному обеднению флоры *Chrysophyta* Харьковской области можно найти в конкретных фактах усиления антропогенного давления на гидроэкосистемы региона, таких как преобразование крупнейшего озера области (оз. Лиман) в водоем-охладитель Змиевской ГРЭС и пересыхание реликтовых сфагновых болот (Безлюдовского, Клюквенного, Моховатого), вызванное карьерными разработками и мелиоративными мероприятиями. Эти водоемы (в особенности — болота) были особо богаты золотистыми водорослями, причем многие из отмечавшихся в них видов были описаны именно здесь, и возможно, являются эндемичными [4]. Поэтому, исчезновение этих организмов из флоры Харьковской области ставит их под угрозу полного вымирания. Предотвращение этой катастрофы — первоочередная задача природоохранных организаций региона.

Таким образом, при изучении флоры *Chrysophyta* Харьковской области были получены данные, свидетельствующие о нарастании деструктивного антропогенного влияния на гидроэкосистемы региона и подтверждающие необходимость проведения локальных природоохранных мероприятий. В ходе исследований подтверждена возможность использования золотистых водорослей в качестве тест-объекта биоиндикации.

ЛИТЕРАТУРА

1. Леонтьев Д. В. Дополнение к флоре *Chrysophyta* Харьковской обл // Альгология. — 1999. — Т. 9, № 2. — С. 72-73.
2. Леонтьев Д. В. Новые для Украины виды золотистых водорослей // Матер. межд. конф. "Ломоносов-2000". Москва, 2000. - С. 38.
3. Леонтьев Д. В. Про новий вид золотистих водоростей // Матер. конф. "Актуальні проблеми ботаніки та екології". — Київ, 2000. — С. 14-15.
4. Матвієнко О. М. Золотисті водорості (= *Chrysophyta*). — К.: Наук. думка, 1965. — Т. 3: Визначник прісноводних водоростей Української РСР, Ч. 1. — 367 с.
5. Разнообразие водорослей Украины / Под. ред. С. П. Вассера, П. М. Царенко // Альгология. — 2000. — Т. 10, № 4. — 309 с.
6. Унифицированные методы исследования качества вод. Методы биологического анализа вод. - М.:СЭВ, 1977. — Прил. 1. — 85 с.
7. Round F. E., Crawford R. M., Mann D. G. The Diatoms. Biology and morphology of the genera. — NY: Cambrige Univ. Press, 1990. — 747 p.
8. Starmach K. Badanie glonow. Warszawa, 1955. — 155 s.
9. Starmach K. Chrysophyceae = Zlotowiciowce. (oraz zooflagellata wilnozyjace). — Warszawa; Krakow: Panstwowe Wydawnictwo naukowe, 1980. — Т. 5: Flora slodkowodna Polski.— 774 s.

УДК 504.064.36:57(262.5)

Г.В. Лосовская

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

ХАРАКТЕРИСТИКИ ЗООБЕНТОСА КАК ИНДИКАТОРЫ КАЧЕСТВА СРЕДЫ ЧЕРНОГО МОРЯ

Для оценки качества водной среды по гидробиологическим показателям чаще всего используют систему индикаторных организмов планктона и бентоса, также такие характеристики, как видовое разнообразие, соотношение числа видов и численности различных систематических групп, общая численность, общее число видов и др. Все эти способы широко применяются в пресных водоемах. Для определения состояния морской среды делались попытки использования бентосных организмов и сообществ, соотношения числа видов и численности различных систематических и экологических групп донной фауны [2-4]. Так, Н.Ю.Миловинова [4], изучавшая донную фауну бухт побережья Кавказа, разделила массовые виды зообентоса на 4 группы, характерные для прибрежных вод разной степени загрязнения.

Из всех донных беспозвоночных в качестве показателей загрязнения чаще всего используют представителей класса полихет. Их них самым лучшим индикатором общего и органического загрязнения считается космополитический комплексный вид *Capitella capitata*. К числу черноморских полихет «стимулируемых загрязнением», т.е. таких, численность которых увеличивается в загрязненных акваториях или после заморозов донной фауны, относятся: *Nereis diversicolor*, *Staurocephalus rudolphii*, *Polydora limicola*, *Heteromastus filiformis*, *C. capitata*, *Melinna palmata* [1]. К ним следует добавить еще 2 вида — *Nereis succinea* и *Scolelepis fuliginosa*.

В популяции *N. succinea* в конце 70-х годов в Придунайском районе моря впервые появились аномальные особи без V группы парагнат глотки. Наличие этой группы парагнат является одним из важных таксономических признаков *N. succinea*. В начале 80-х годов число таких особей в северо-западной части Черного моря составляло 10-100 %, а в 1998 г. — 28-100 % общего числа nereисов в пробах. В результате исследования состояния популяции *N. succinea* в Одесском заливе и смежных с ним акваториях была выявлена прямая корреляционная, статистически достоверная, связь между долей (%) аномальных экземпляров червей в пробах и содержанием в грунте тяжелых металлов (меди, цинка, никеля) и нефтепродуктов [7]. По-видимому, *N. succinea*, который, как оказалось, столь же устойчив к загрязнению, как и *N. diversicolor*, в дальнейшем может быть использован и в мониторинге тяжелых металлов и других токсичных веществ.

Показателем ухудшения качества среды на шельфе Черного моря может служить появление сообществ, в которых доминантами становятся самые устойчивые к неблагоприятным условиям виды донной фауны. Такие сообщества можно назвать индикаторными. Примером является биоценоз брюхоногого, наиболее устойчивого к загрязнению моллюска *Tritia reticulata*, который развивается в условиях резкого ухудшения состояния среды как в опресненной северо-западной части Черного моря [3], так и в бухтах Крымского и Кавказского побережий [4, 5]. В центральной части Каркинитского залива в конце 70-х и в 80-е годы был отмечен биоценоз *Nephtys hombergii*, развитие которого А.С.Повчун [6] рассматривал как показатель евтрофирования и загрязнения данной акватории. № *hombergii* является одним из немногих видов полихет, выживающих в условиях гипоксии и заморозов и в загрязненных бухтах. В начале 80-х годов в районах междуречий северо-западной части моря в условиях интенсификации заморозов, вследствие деградации на некоторых участках существовавших донных сообществ, сформировался новый биоценоз *N. succinea*. Его появление также может быть показателем неблагоприятных изменений качества среды.

В северо-западной части моря в районах развития заморных явлений численность и биомасса мидий после заморозов уменьшаются на 1-3 порядка, общая численность и биомасса бентоса — на 1-2 порядка. Отмечается сукцессия биоценоза мидии — его деградация в период гипоксии и замора, а затем восстановление при улучшении кислородного режима. О деградации биоценоза мидии, а, следовательно, и о нарушении условий среды, можно судить по следующим показателям:

1. Низкая для данного сообщества биомасса бентоса (менее 100 г/м²).
2. Уменьшение доли руководящего вида, вплоть до временной его замены, как доминанта, моллюсками *T. reticulata*, *Mya arenaria*, полихетой *N. succinea*.
3. Изменение структуры биоценоза: сокращение количества видов, уменьшение числа и изменение состава характерных форм, которое выражается в выпадении представителей жизненных форм эпифауны и появлении оппортунистических видов.

Наконец, для определения качества среды в прибрежных и приустьевых районах Черного моря, где наблюдается массовое развитие мелких детритоядных полихет, можно использовать индекс, отражающий отношение суммарной численности всех видов сем. Capitellidae к таковой сем. Spionidae [2]. Количественное преобладание капителлид над спионидами может свидетельствовать об ухудшении экологической ситуации на данном участке шельфа. Этот способ оценки качества морской среды имеет то преимущество, что не требует строгого определения видовой принадлежности капителлид и спионид и поэтому доступен специалистам средней квалификации.

ЛИТЕРАТУРА

1. Лосовская Г.В. Влияние гипо- и аноксии на видовой состав и численность черноморских Polychaeta // Гидробиол. журн. — 1978. — Т. 14, № 4. — С. 29-32.
2. Лосовская Г.В. О значении полихет как возможных индикаторов качества среды Черного моря // Экология моря. — 1983. — Вып. 12. — С. 21-26.
3. Лосовская Г.В. О возможности применения зообентоса для мониторинга качества среды в приустьевых и прибрежных районах Черного моря // Состояние, перспективы улучшения и использования морской экологической системы прибрежной части Крыма: Тез. докл. научно-практ. конф. — Севастополь, 1983. — С. 70-71.
4. Миловидова Н.Ю. Значение зообентоса для санитарной оценки прибрежной части Черного моря // Теория и практика биологического самоочищения загрязненных вод. — М.: Наука, 1972. — С. 175-179.
5. Миловидова Н.Ю. Изменение донных биоценозов Севастопольских бухт за период с 1913 по 1973 гг // Биология моря. — Киев, 1975. — Вып. 35. — С. 117-124.
6. Повчун А.С. Структура донных сообществ Каркинитского залива Черного моря: Автореферат дисс.... канд. биол. наук. — Севастополь, 1986. — 18 с.
7. Zolotarev V.N., Losovskaya G.V., Ryasintseva N.I. Mass development of anomalous polychaete individuals Nereis (Neanthes) succinea Leuck. in the north-western Black Sea // The Black Sea Ecological Problems: Collected papers. - Odessa: SCSEIO, 2000. - P. 384-388.

УДК 504.064

Д.В. Лукашов

Київський національний університет імені Тараса Шевченка, м. Київ

ВПЛИВ ТЕМПЕРАТУРНОГО РЕЖИМУ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС НА ІНТЕНСИВНІСТЬ ФІЛЬТРАЦІЙНОЇ АКТИВНОСТІ ДВОСТУЛКОВИХ МОЛЮСКІВ

Поселення прісноводних двостулкових молюсків, відфільтровуючи з води велику кількість зависів, часто визначають якість води у природних водоймах. Фільтраційна активність молюсків може значною мірою впливати на інтенсивність процесів перерозподілу радіонуклідів у екосистемі водойми-охолоджувача ЧАЕС. Оцінка седиментаційної ролі молюсків показала, що саме завдяки їй до донних відкладів водойми-охолоджувача щорічно надходить до $9,41 \times 10^{12}$ Бк ^{137}Cs [2]. Інтенсивність фільтрації води молюсками залежить від багатьох факторів: концентрації та якісного складу зависів, температури води тощо [1, 4].

Водойма-охолоджувач ЧАЕС є штучним водосховищем, різні ділянки якого відрізняються за гідрологічним, термічним та гідробіологічним режимом. Докладна характеристика водойми приводиться у роботі [5]. Дана робота присвячена вивченню особливостей процесу седиментації водних зависів масовими видами двостулкових молюсків родин *Dreissenidae* (*Dreissena bugensis*) та *Unionidae* (*Unio conus*) на різних ділянках водойми-охолоджувача ЧАЕС.

Матеріали та методи

Дослідження проводили протягом вегетаційних сезонів 1999-2000 рр на "теплій" та "холодній" частинах водойми. Визначення швидкості осадження осадів молюсками проводили за методом [4]. Період адаптації молюсків в апаратах тривав не менше 15 діб. Після цього кількість особин у апаратах підраховували, вимірювали їх лінійні розміри та масу (для введення поправок на приріст). Експозиція тривала від 1 до 15 діб. Зібраний осад випарювали разом з водою на піщаній бані. Розрахунки швидкості седиментації проводили на суху масу осаду.

Результати та їх обговорення

Порівняння показників седиментаційної активності дрейсени та перловиць показало, що в середньому один екземпляр *D. bugensis* довжиною 16-19 мм за добу осаджує $0,0026 \pm 0,0007$ г зависів, одна особина *U. conus* довжиною 60-70 мм — $0,033 \pm 0,0009$ г (в середньому за сезон). Один грам живої

САНІТАРНА ТА ТЕХНІЧНА ГІДРОБІОЛОГІЯ. ЯКІСТЬ ВОДИ

маси дрейсени седиментує за добу $0,0029 \pm 0,0009$ г зависів, а один грам живої маси преловиці — тільки $0,0005 \pm 0,0001$ г.

Швидкість фільтрації залежить від якісного складу зависів та їх концентрації у воді [4], хоча відмічають, що інтенсивність фільтрації молюсків є незмінною у діапазоні концентрацій зависів, який є характерним для природних водойм [3]. За нашими даними кореляція між показником седиментаційної активності особин *D. bugensis* та *U. conus* та концентрацією зависів у воді була практично відсутня. Відмічається також, що інтенсивність фільтрації у певних межах при підвищенні температури лінійно зростає [1]. В умовах водойми-охолоджувача, коли температура води влітку може перевищувати 30°C , часто складаються несприятливі умови для існування поселень молюсків, що звичайно призводить до зниження показників швидкості фільтрації. В кінці липня — на початку серпня 1999 р. на "теплій" частині водойми через прохолодну погоду незважаючи на скидання підігрітої води температура води не перевищувала 25°C . Саме у температурному діапазоні $15-24^{\circ}\text{C}$ спостерігається найбільша інтенсивність фільтрації [4], тому показники седиментації зависів особинами дрейсени та перловиці в цей період були високими. Підвищення температури води у серпні 1999 р. до 32°C призвело до зниження інтенсивності осадження зависів молюсками (рис. 1), бо при температурі вище 30°C у молюсків спостерігається пригнічення фізіологічних процесів [6]. Тільки на початку жовтня, коли температура води знизилася до 20°C , інтенсивність фільтрації зростає.

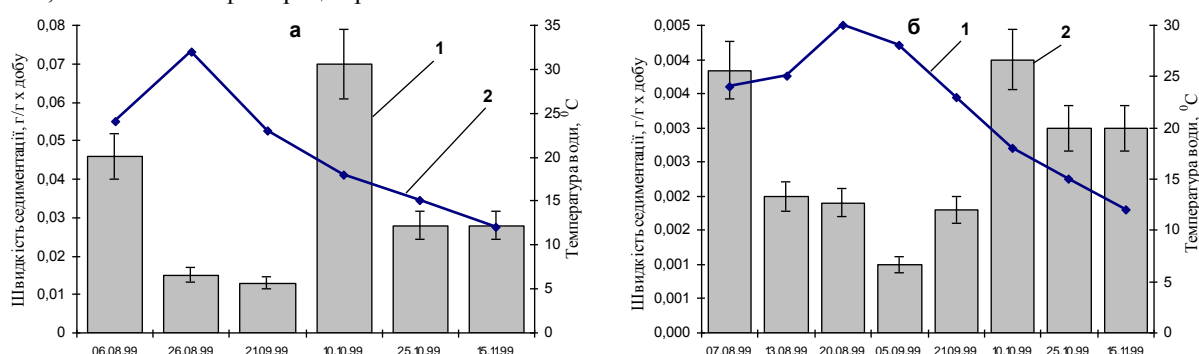


Рис. 1. Сезонна динаміка седиментаційної активності особин (1) *U. conus* (а) та *D. bugensis* (б) та температури води (2), 1999 р.

Якщо температура води значно впливає на фільтрацію то можна припустити, що особини в умовах ділянок водойми, які відрізняються за температурним режимом, будуть відрізнятися за показниками інтенсивності седиментації. В серпні 2000 р. швидкість седиментації зависів дрейсею на "теплій" частині водойми у 6 разів перевищувала цей показник для особин з "холодної" частини. Показники седиментаційної активності особин *U. conus* відрізнялися майже на порядок (табл. 1).

Таблиця 1

Показники седиментаційної активності молюсків з різних районів водойми-охолоджувача ЧАЕС, 2000 р.

Район	Вид	Показник седиментації			
		г/г × доба	±	г/екз. × доба	±
"Тепла" частина	<i>D. bugensis</i>	0,0103	0,0035	0,0080	0,0028
"Холодна" частина	— // —	0,0016	0,0005	0,0013	0,0004
"Тепла" частина	<i>U. conus</i>	0,0021	0,0010	0,0386	0,0191
"Холодна" частина	— // —	0,0002	0,0001	0,0048	0,0022

Значні відміни інтенсивності фільтрації молюсків на цих ділянках можна пояснити тим, що в цей час температура води на "теплій" частині водойми складала $+24^{\circ}\text{C}$, а на "холодній" — $+30^{\circ}\text{C}$, тобто відрізнялася на 6°C .

Отже, поселення двостулкових молюсків на ділянках водойми-охолоджувача, що відрізняються за температурними умовами, характеризуються різними показниками седиментаційної активності. Виведення з експлуатації ЧАЕС призведе до вирівнювання температури води по акваторії, що безперечно відіб'ється на інтенсивності фільтрації води популяціями молюсків водойми-охолоджувача.

ЛІТЕРАТУРА

1. Кондратьев Г. П. Фильтрационная и минерализационная работы двустворчатых моллюсков Волгоградского водохранилища: Автореф. дис.... канд. биол. наук. — Саратов, 1970. — 23 с.
2. Лукашев Д. В., Зарубин О. Л. Оценка роли двустворчатых моллюсков в круговороте радионуклидов в пресноводных экосистемах // Тез. докл. «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях» — СПб.: Гидрометеоздат, 2000. — С. 263.
3. Митин А. В. Интенсивность изъятия взвешенных частиц двустворчатыми моллюсками в условиях, близких к природным // Биол. моря. — 1990. — № 6. — С. 59-65.
4. Михеев В. П. Питание дрейссены в прудах и водохранилище в зависимости от условий среды // Тр. ВНИИПРХ. — 1966. — Т. 14. — С. 169-178.
5. Протасов А. А., Сергеева О. А., Кошелева С. И. и др. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины. — К.: Наук. думка, 1991. — 192 с.
6. Шкорбатов Г. Л., Антонов П. И. Эколого-физиологическая характеристика дрейссены полиморфной водоемов волжского каскада // Эколого-физиологические и эколого-фаунистические аспекты адаптации животных. — Иваново, 1986. — С. 73-82.

УДК 594. 1. 5: 576. 316. 2

Р.К. Мельниченко, О.В. Гарбар, А.П. Стадниченко, Л.Д. Иваненко

Педагогічний університет ім. Івана Франка, м. Житомир

ПОЛІПЛОЇДІЯ І АНЕУПЛОЇДІЯ В РОДИНІ ПЕРЛІВНИЦЕВИХ (MOLLUSCA, BIVALVIA, UNIONIDAE) І ЇЇ МОЖЛИВЕ ВИКОРИСТАННЯ ДЛЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДОЙМ

Явища поліплоїдії, анеуплоїдії та хромосомного мозаїцизму завжди викликали підвищений інтерес цитогенетиків. Подібні процеси — далеко не рідкісний феномен і серед моллюсків [7-9]. Більшість дослідників пов'язує такі зміни каріотипів із особливостями еволюційного походження певних систематичних груп, гібридизацією та впливом ряду мутагенних чинників навколишнього середовища. Відомо, що поліплоїдні особини мають широкий діапазон екологічної толерантності, краще витримують фізіологічні стреси. Тенденція до поліплоїдизації окремих ядер чи появи поліплоїдних особин спостерігається в популяціях, які живуть у зонах впливу низки мутагенних чинників: радіаційного та хімічного забруднення, дії низьких температур і т. п. [1, 2, 7]. Звертає на себе увагу і явище анеуплоїдії, характерне для багатьох груп тварин. Так, Л. С. Немцова [4] відзначає, що гіпо- і гіперплоїдні клітини наявні в тканинах, що зазнають найбільшого впливу навколишнього середовища (наприклад, зябра). Низка дослідників [5, 6 та ін.] пов'язує частоту анеуплоїдних клітин у організмі тварин і людини з показником досконалості гомеостазу, що змінюється в процесі онтогенезу, при хворобах і патологіях, під дією мутагенів.

Зазначені факти дозволяють використовувати каріотип для характеристики екологічного стану територій, аналізу мутагенного потенціалу середовища. У галузі екології з кожним роком дедалі більша увага наділяється різним методам біологічної індикації рівня забруднення навколишнього середовища. Для визначення екологічного стану водних екосистем досить перспективною є й така група гідробіонтів як моллюски, особливо беручи до уваги нескладні методики збирання, визначення та обліку цих тварин.

Одним із найбільш інформативних методів вивчення мутагенної дії середовища є облік цитогенетичних порушень у статевих і соматичних клітинах біонтів [3, 4]. Зокрема, при вивченні каріотипів перлівницевих фауни України в багатьох популяціях виявлено фрагментації і делеції хромосом, хромосомні кільця, гіпо- гіпер- та поліплоїдні метафазні пластинки. Згадані аберації найчастіше реструються на мікропрепаратах, виготовлених із тканин сім'яників, інколи — зябер, в окремих випадках — яєчників. У мейозі сперматоцитів на стадії діакінезу також зустрічались пластинки з полі-, гіпо- та гіперплоїдним хромосомним набором. Подібні явища зазначені для перлівницевих із Литви та Північної Америки іншими авторами. Причому одні з них [10] пояснюють це методичними огріхами, інші [1, 2] — гібридизацією, впливом умов навколишнього середовища.

У результаті аварії на Чорнобильській АЕС близько 5 млн. га земель України виявились радіаційно забрудненими. Як відомо, іонізуюча радіація має виражену мутагенну дію. При радіаційному пошкодженні відбувається накопичення радіонуклідів у тканинах, через що навіть найменші дози опромінення здатні викликати генні, хромосомні та геномні мутації в соматичних і статевих клітинах, порушувати процеси мейозу та гаметогенезу, знижувати плодючість і життєстійкість організмів. Оскільки

САНІТАРНА ТА ТЕХНІЧНА ГІДРОБІОЛОГІЯ. ЯКІСТЬ ВОДИ

збори матеріалу велися на територіях, що зазнали впливу аварії на ЧАЕС, ми здійснили аналіз донних відкладів на сумарну β -активність. Результати представлені в таблиці.

Таблиця

Радіоактивність донних відкладів у місцях збору матеріалу

Біотоп	Середня сумарна β -активність, Бк/кг ($M \pm m$)
р. Тетерів, Житомир	53 \pm 26
р. Тетерів, Тетерівка (Ж)	138 \pm 28
р. Гуйва, Довжик (Ж)	42 \pm 12
р. Гуйва, Пряжево	56 \pm 25
силікатний кар'єр, Житомир	97 \pm 27
р. Уж, Ушомир (Ж)	121 \pm 23
р. Уж, Білка (Ж)	254 \pm 31
р. Уборть, Кишин (Ж)	144 \pm 28
р. Уборть, Олевськ (Ж)	112 \pm 29
р. Жерев, Повч (Ж)	368 \pm 33
р. Лісова, Бондарці (Ж)	178 \pm 28
Ставок, Гришківці (Ж)	268 \pm 27
р. Церем, Пилиповичі (Ж)	89 \pm 21
р. Случ, Н. — Волинський (Ж)	106 \pm 22
р. Виспа, Дзержинськ (Ж)	45 \pm 18
р. Протока, Б. Церква (К)	93 \pm 27
р. Рось, Б. Церква (К)	153 \pm 28
р. Коломак, Полтава	наближається до нуля
р. Уди, Н. Баварія (Х)	наближається до нуля
р. Іква, Млинів (Р)	32 \pm 15
р. Вишня, Судова Вишня (Л)	наближається до нуля
р. Верещиця, Черляни (Л)	наближається до нуля
р. Пд. Буг, Вінниця	1532 \pm 52

Примітка: К — Київська, Ж- Житомирська, Р — Рівненська, Л — Львівська, Х — Харківська області.

Для оцінки зв'язку між радіоактивністю донних відкладів і основними показниками цитогенетичних порушень використано коефіцієнт рангової кореляції Спірмена (R_s) в межах кожного роду перлівницевих. У переважній більшості випадків значення R_s не перевищує значення критичної точки при рівні значимості $\alpha = 5\%$ (тобто нульову гіпотезу відкинути не можна). Це свідчить про те, що внесок радіоактивності в мутагенний потенціал середовища не є визначальним. Для роду *Colletopterum*, дослідженого каріологічно з 12-ти місцезнаходжень, висока кореляція спостерігається між радіоактивністю і хромосомними абераціями та гіперплоїдією, а для *Anodonta* — між радіоактивністю та гіперплоїдією і порушеннями мейозу. Для родів *Batavusiana*, *Pseudanodonta* характерні високі як позитивні, так і негативні значення коефіцієнта рангової кореляції Спірмена, що пов'язане, напевно, з невеликим обсягом матеріалу, недостатнім для статистичної обробки і вагомим узагальнень. Тобто, на даному етапі дослідження робити висновки про причини цитогенетичних порушень у популяціях перлівницевих передчасно. По-перше, відсутні відомості про генотоксичний ефект регіону. Необхідне з'ясування рівнів вмісту деяких органічних речовин та важких металів (що мають мутагенну дію) в тілі тварин та навколишньому середовищі. По-друге, каріологічне дослідження моллюсків у нашій країні знаходиться тільки на початковому етапі дослідження, а тому кількість матеріалу для узагальнень і висновків є явно недостатньою. Цей напрямок роботи ми плануємо продовжити далі, і у перспективі результати досліджень можуть слугувати для оцінки екологічного стану водойм.

ЛІТЕРАТУРА

1. Баршене Я. В. Цитогенетические особенности дрейсен и унионид // Вид в ареале: Биология, экология и продуктивность водных беспозвоночных. — Минск: Наука и техника. — 1990. — С. 126-130.
2. Баршене Я. В., Петкявичюте Р. Б. Цитогенетические исследования унионид, обитающих в водоёме-охладителе Литовской ГРЭС // Acta hydrobiol. Lithuanica. — 1988. — № 7. — Р. 11-24.
3. Гилёва Э. А. Эколого-генетический мониторинг с помощью грызунов (уральский опыт). — Екатеринбург: Из-во Уральского ун-та, 1997. — 105 с.
4. Немцева Л. С. Метафазный метод учета перестроек хромосом (Методическое руководство). — М.: Наука, 1970. — 125 с.
5. Основы цитогенетики человека / Под ред. А. А. Прокофьевой-Бельговской. — М.: Медицина, 1969. — 544 с.
6. Чеботарь Н. А. Увеличение частоты спонтанных нарушений кариотипа с возрастом мышей // Генетика. — 1978. — Т. 14, № 13. — С. 551-553.
7. Baršienė J., Tapia G., Baršyte D. Chromosomes of mollusks inhabiting some mountain springs of eastern Spain // J. Moll. Stud. — 1996. — № 62. — Р. 539-543.
8. Burch J. V., Huber J. M. Polyploidy in mollusks // Malacol. Int. J. — 1966. — Vol. 5. — Р. 41-43.
9. Patterson C. M. Chromosomes of mollusks // Proc. Symp. Moll., Mar. Biol. Assoc. India. — 1969. — № 2. — Р. 635-686.

УДК 502. 2 (265. 5)

И.Г. Орлова, В.Н. Коморин

Украинский научный центр экологии моря Минэкоресурсов Украины, г. Одесса

ОЦЕНКА ОБЩЕГО УРОВНЯ ХИМИЧЕСКОЙ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ЭКОСИСТЕМ ЧЕРНОГО И АЗОВСКОГО МОРЕЙ

Предлагаются к рассмотрению результаты исследований химического загрязнения сходных по геоморфологическим особенностям экосистем северо-западного шельфа Черного моря (СЗШ) и Азовского моря. Анализ проведен на основании данных, полученных УкрНЦЭМ за период 1992-2000 гг. Для оценки состояния акваторий по общей степени загрязненности применен комплексный показатель загрязненности (КПЗ). Впервые КПЗ был предложен в работе [2] для оценки состояния морской среды, донных осадков и биоты Черного моря по степени загрязненности каждого из этих элементов экосистемы.

Поскольку значительная доля загрязняющих веществ (ЗВ), попадающих в морские экосистемы, в конечном итоге депонируется в донных осадках, есть все основания для целей первичной оценки использовать содержание ЗВ в донных осадках как показатель состояния загрязненности всей морской экосистемы.

В ходе исследований использованы данные УкрНЦЭМ, полученные за период 1992-2000 гг. Стандартный набор контролируемых ЗВ в донных осадках включал: суммарное содержание нефтяных углеводородов — НУ; суммарное содержание ароматических углеводородов — АУВ; полициклические ароматические углеводороды — 3,4- бенз(а)пирен (3,4-БП); полихлорированные бифенилы (ПХБ) (Ag 1254); γ — ГХЦГ; суммарное содержание ДДТ и его метаболитов. Данные по СЗШ были сгруппированы по полигонам: "Мегаполис", Дунайский, Днестровский, Днепро-Бугский и центральная часть СЗШ.

Пробы донных осадков отобраны пробоотборником "Океан-0,25", обработаны и проанализированы согласно [1]. Химический анализ ЗВ выполнен по методикам, используемым в УкрНЦЭМ [2].

При рассмотрении средних концентраций перечисленных ингредиентов для каждого из полигонов СЗШ и Азовскому морю установлено, что концентрации таких веществ, как 3,4 — БП и АУВ в Азовском море превышают концентрации этих веществ на полигонах СЗШ. И, наоборот, средние концентрации таких ингредиентов, как НУ, ПХБ, ДДТ и ГХЦГ в Азовском море значительно меньше. Среди выделенных районов СЗШ большие значения средних концентраций ГХЦГ, ПХБ, НУ, АУВ и ДДТ характеризуют Дунайский полигон, а наибольшее значение средней концентрации 3,4 — БП соответствует Днестровскому полигону.

Для выделения приоритетных ЗВ с целью оценки уровня загрязненности экосистемы по каждому из ингредиентов, необходимо использовать нормируемые величины ЗВ, условными нормами которых могут быть:

- одна из характеристик вероятностного закона пространственно-временного распределения концентраций ингредиента (среднее, медиана и т. д.);
- максимальное значение концентраций ингредиента;
- характеристика «вредности» данного загрязнителя. В качестве такой характеристики может выступать ПДК.

При нормировании концентраций веществ на ПДК выявлены закономерности (ЗВ перечислены в порядке значимости величин):

- для всех полигонов СЗШ, за исключением центральной части, донные осадки загрязнены в большей степени: ГХЦГ>ДДТ>НУ>ПХБ;
- в Азовском море — АУВ>НУ>3,4-БП>ДДТ.

КПЗ определяется как сумма нормированных концентраций ЗВ по отношению к их ПДК [2].

Для описанных ранее данных рассчитаны КПЗ (табл. 1).

Вклад каждого ингредиента в КПЗ для исследуемых регионов представлен на рис. 1.

Результаты расчета КПЗ для донных осадков Черного и Азовского морей

Районы	Нормированные концентрации ингредиентов (по ПДК)						КПЗ
	ГХЦГ, мкг/кг	ПХБ, мкг/кг	НУ, мг/кг	3,4-БП, мкг/кг	АУВ, мкг/кг	ДДТ, мкг/кг	
"Мегаполис"	7,20	0,8	1,0	0,3	0,3	2,1	11,7
Дунай	15,86	1,8	2,1	0,3	1,0	8,3	29,3
Днестр	6,65	0,8	1,7	0,6	0,5	4,1	14,2
Днепро-Бугский лиман	9,36	0,6	1,3	0,4	0,1	1,7	13,5
Центральная часть СЗШ	5,20	0,6	0,2	0,1	0,0	1,6	7,6
Азовское море	0,00	0,5	1,5	1,3	2,2	1,2	6,7
СЗШ	7,69	0,9	1,1	0,3	0,4	3,3	13,7
ПДК	0,05	20,0	100,0	25,0	20,0	2,5	

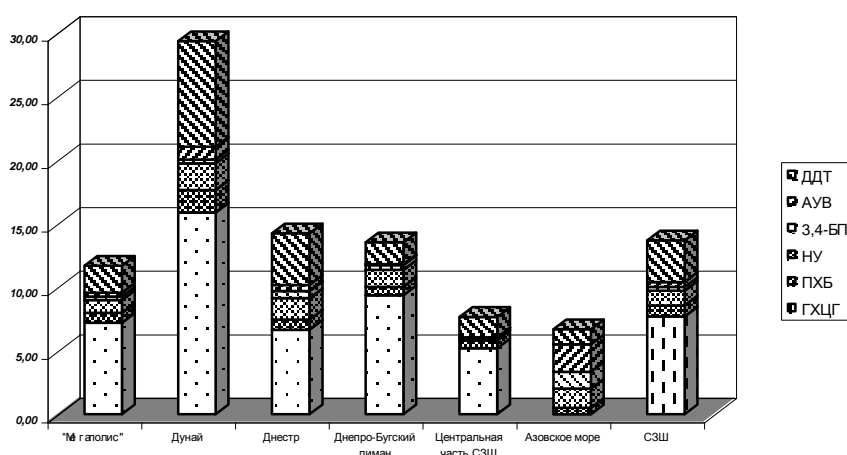


Рис. 1. Вклад ингредиентов химического загрязнения в КПЗ для исследуемых регионов СЗШ и Азовского моря (1992-2000 г.)

ЛИТЕРАТУРА

1. Методические указания определение загрязняющих веществ в пробах морских донных отложений и взвеси, Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, Москва, 1996. РД 52. 10. 556-95
2. Орлова И. Г, Павленко Н. Е., Коморин В. Н., Бондарь С. Б., Современное состояние химического загрязнения северо-западного шельфа Черного моря // В сб. Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. — Севастополь, 2001 г. С. 139 — 153

УДК 591. 524. 12:551. 46. 09:628. 5

Е.В. Павлова

Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, г. Севастополь

НОВЫЙ ПОДХОД ПРИ ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ И ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ВОДНЫХ АКВАТОРИЙ

Прибрежные акватории морей, заливы, бухты, особенно прилегающие к портовым городам, реки и пресные водоемы, располагающиеся вблизи крупных промышленных центров, неизбежно подвергаются негативному антропогенному воздействию. Водные экологические системы при этом испытывают разную степень нагрузки, зависящую от природных, загрязняющих факторов и внутрисистемных взаимоотношений в сообществах.

При изменениях внешней среды среди компонентов биологической структуры водоема в первую очередь испытывают воздействие организмы планктона. Комплексное загрязнение, включающее биогенные элементы больших концентраций, нефть, тяжелые металлы и т. п., а также резкие изменения термодинамических характеристик, адвекции вод вызывают повышенную смертность гидробионтов.

В сетных пробах зоопланктона, например, присутствуют как особи, бывшие до фиксации живыми, так и погибшие ранее. При некотором навыке внимательное рассмотрение определяемого организма позволяет по состоянию оболочек и хитина, прозрачности и тургора тела, целостности щетинок на придатках достаточно хорошо оценить в каком состоянии он был зафиксирован [7]. Дифференцированная обработка проб с одновременным подсчетом организмов обеих фракций дает возможность определить смертность вида или групп организмов. Повышенные величины смертности несомненно свидетельствуют о влиянии неблагоприятных факторов на сообщества планктона в данном районе. Это было показано для зоопланктона северо-западной части Черного моря [1,2].

В дальнейшем, показатель смертности (% мертвых особей от общей численности) использовался для сопоставления разных районов Севастопольского шельфа по степени антропогенного загрязнения. От бухты Казачьей до устья реки Бельбек наиболее неблагоприятными в экологическом отношении оказались Севастопольская бухта, подвергающаяся влиянию вод Черноморского водохранилища, промышленных и городских стоков, и побережье в 100м от впадения реки Бельбек, несущей загрязнение с полей. В этих районах высокая смертность зоопланктона в целом и отдельных видов *Soropoda* и групп меропланктона была зарегистрирована в летний период, когда отмечались наибольшие величины окисляемости, содержания органических веществ, концентрации нитратов и фосфатов [5,7].

В самой Севастопольской бухте сопоставление смертности организмов в планктоне во все сезоны показало ее повышение в направлении от входа в бухту к вершинным ее частям. В трех разных по степени антропогенного загрязнения районах обнаружено увеличение погибшего зоопланктона от мая к сентябрю. Так, за этот период у входа (наименее загрязненный район бухты) показатель смертности увеличивался от 22 % до 40 %, в районе нефтегазавани — от 37 % до 43 %, а в Южной бухте (район наиболее подверженный влиянию загрязняющих стоков) — от 53 % до 74 %. Одновременно полученные данные о концентрациях биогенных веществ, величин солености и растворенного кислорода в тех же районах позволили объяснить причины гибели зоопланктонных организмов влиянием тех или иных факторов [4,6].

Показателем степени загрязненности района и одновременно жизнеспособности популяций вида может служить показатель смертности на определенной стадии онтогенеза. У черноморских популяций *Acartia clausi* Giesbr. наибольшее увеличение смертности наблюдалось на стадиях I-III науплиусов, I-II и V копеподитов. Именно на этих переходных этапах развития отмечались наиболее существенные морфологические и физиологические изменения, что, вероятно, и обусловило их большую чувствительность к негативным изменениям в среде [3]. У массовых в прибрежных районах моря видов меропланктона также были выявлены стадии развития, характеризующиеся наибольшей смертностью особей: у личинок *Polydora ciliata* (Jonston) — при длине тела 0,4 мм, у личинок *Balanus improvisus* Darwin — при размере тела науплиусов 0,2 мм (I стадия развития).

Обработка планктонных проб с учетом ранее погибших особей дает возможность получить данные о жизнестойкости вида к тем или иным негативным воздействиям на основании сравнения показателей смертности и иметь информацию о численности зоопланктона, находящегося в живом состоянии. Эти данные, вероятно, смогут уточнить списки видового состава в водоемах полужамкнутого типа, поскольку некоторые виды могли быть занесены туда уже погибшими. Наличие данных о численности живого планктона позволяет более репрезентативно оценивать кормовую базу планктоноядных рыб и их личинок, питающихся только подвижными объектами.

Надо полагать, что при выделении двух фракций планктонных организмов, данные о их численности и биомассе в живом состоянии во многих случаях могут быть более показательными, нежели традиционно рассчитываемые величины валовой численности и биомассы.

ЛИТЕРАТУРА

1. Зелезинская Л. М. О количественных показателях смертности компонентов черноморского планктона на мелководье // Зоологич. журн. — 1966. — Т. 45, № 8. — С. 1251-1253.
2. Коваль Л. Г. 1984. Зоо- и некрозоопланктон Черного моря. — К.: Наук. думка. — 127 с.
3. Павлова Е. В. Выживание *Acartia clausi* Giesbr. в прибрежных водах юго-западного Крыма // Акватории и берега Севастополя: экосистемные процессы и услуги обществу. — 1999. — С. 211-220.
4. Павлова Е. В., Е. И. Овсяный, А. Д. Гордина, А. С. Романов, Р. Б. Кемп. 1999. Современное состояние и тенденции изменения экосистемы Севастопольской бухты // Там же. С. 70-94.
5. Петипа Т. С., Павлова Е. В. Смертность зоопланктона в Севастопольской бухте // Докл. НАН Украины. — 1995. — Т. 6. — С. 146-148.

6. Gordina A. D., Pavlova E. V., Ovsyany E.I., Wilson J.G., Kemp R.B., Romanov A.S. Estuarine // Coastal and Shelf Science. — 2001. — Vol. 52. — P. 1-13.
7. Pavlova E. V., Kufarkova E. A. Anthropogenic impact on the planktonic communities. // Proc. of the Second International Conference on the Mediterranean Coastal Environment MEDCOAST-95. — Terragona, — 1995. — P. 67-74.

УДК: 574. 4

А.В. Празукин

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

ПРИРОДНЫЕ И ИСКУССТВЕННЫЕ ВОДНЫЕ БИОКОСНЫЕ ФИТОСИСТЕМЫ (СТРУКТУРА, ФУНКЦИЯ, УПРАВЛЕНИЕ)

Концептуальный подход. С биогеохимической точки зрения [1] отдельные растения, кроновые и субкроновые системы, пологи наземных и водных растений и искусственные рифовые конструкции (ИРК), заросшие водорослями — относятся к одному и тому же классу объектов — биокосным фитосистемам (БФ). В состав структуры БФ входят две равноважные компоненты: биоорганическое (“живое”) и минеральное (косное) вещество. Обе эти составляющие структурируют пространство, что выражается в их неравномерном распределении в объеме системы и характеризуются их концентрациями и в частности концентрацией сухого “живого” вещества (C_w) [3-7, 9, 10]. При всем разнообразии БФ их структура и функция описываются общим параметрическим набором [3, 6, 7, 10]. Пространственно-геометрические характеристики БФ — объем пространства, занимаемый системой (V), площадь ее внешней поверхности (S), площадь поверхности “ресурсного входа” (в частности площадь поверхности “светового окна”, S_λ) и характерная длина пути переноса веществ от внешней поверхности ко всем точкам внутри объема и обратно ($V/S = L$) [2, 3, 6-10]. Функциональные характеристики БФ — скорость и удельные скорости (интенсивность фотосинтеза, рассчитанная на единицу внешней поверхности (μ_s) и объема (μ_v) БФ) массопереноса [6,7,10].

Структурно-функциональная организация природных и искусственных БФ. Пологи наземных и водных растений и БФ, формируемые на ИРК, имеют принципиально одинаковую пространственную организацию [2, 4]. Определяющими в организации пространственной структуры в том и другом случае выступают одни и те же трофические регуляторы и в первую очередь свет (ФАР). Размер “светового окна” и длина светового пути (L) являются важными пространственно-геометрическими параметрами БФ, обуславливающими распределение ФАР в растительном пологе. В вертикальной структуре полога БФ на ИРК выделяются два горизонтальных слоя [2]: верхний, относительно тонкий с высокой концентрацией фитомассы ($C_w = 3-5 \text{ мг(сух)/см}^3$), где сосредоточено до 50% всей фитомассы и нижний, широкий с низкой C_w (0. 3-1. 5 мг(сух)/см³). Возможно, что основное поглощение ФАР происходит в верхнем слое и поэтому основной фотосинтез БФ происходит там. В условиях эксперимента установлено, что с уменьшением S_λ уменьшается толщина верхнего слоя и соответственно увеличивается толщина нижнего. При постоянном размере S_λ увеличение длины светового пути не отражается на толщине верхнего слоя, но ведет к увеличению размеров нижнего, а это значит, что μ_v БФ снижается, а μ_s остается относительно постоянной. В больших размерных рядах (V , в диапазоне 17 порядков величин) природных и искусственных БФ обнаружено относительное постоянство количества сухой массы на единицу поверхности системы (W/S) и обратная зависимость между C_w и объемом БФ [6, 7].

Управление фитообрастанием параметрами ИРК. На протяжении ряда лет в лаборатории экологического метаболизма ИнБЮМ создавались и испытывались различные ИРК [2, 4 — 10]. ИРК размещались в морской прибрежной акватории для естественного заселения водорослями с последующей оценкой параметров фитообрастания. Экспериментально установлено, что биологическая структура и функция морского фитообрастания управляемы через физическую структуру ИРК. Базовыми геометрическими характеристиками ИРК являются размер заселяемой поверхности (S_i), размер обитаемого пространства (V_i), размер пространства, занимаемый ИРК (V_Γ), а также размер “ресурсного входа” (S_r), определяющего поступление вещества и энергии в обитаемое пространство [2, 6, 9, 10]. Производными параметрами ИРК, контролирующими количество (W/S_i — количество фитомассы W на единицу обрастаемой поверхности, W/S_0 — “урожай на корню”, W/V_f — концентрация фитомассы) и качество (видовой и размерный состав обрастателей) создаваемой фитомассы, являются: индекс обрастающей поверхности (отношение обрастаемой поверхности к площади проекции ИРК на горизонтальную плоскость, S_i/S_0 [6, 8, 9]); соотношение — S_i/V_f [2]; концентрация обрастаемой поверхности ($C_s = S_i/V_\Gamma$ [4]); V_i/S_r — длина метаболического пути в объеме обитаемого пространства [9, 10].

ЛИТЕРАТУРА

1. Вернадский В. И. Избранные сочинения. — М.: Наука, 1988. — 328 с.
2. Празукин А. В. Экспериментальные водные биокосные фитосистемы (структура, функция) // Акватория и берега Севастополя: экосистемные процессы и услуги обществу (Спецвыпуск “Экологии моря”). — Севастополь: Аквавита, 1999. — С. 47-69.
3. Празукин А. В. Структура кронового пространства слоевища черноморской водоросли *Cystoseira crinita* (Desf.) Borg (Phaeophyta) // Альгология. — 2000. — Т. 10, № 2. — С. 119-130
4. Празукин А. В., Хайлов К. М. Пространственная организация полога диатомового обрастания на экспериментальных конструкциях в сравнении с другими фитосистемами // Гидробиол. журн. — 1998. — Т. 34, № 5. — С. 38-48
5. Хайлов К. М., Празукин А. В., Губанов В. В. Сравнительная оценка концентрации фитомассы в обитаемом пространстве наземных и водных биокосных фитосистем // Экология. — 1996. — № 4. — С. 243-248.
6. Хайлов К.М., Празукин А.В., Ковардаков С.А., Рыгалов В.Е. Функциональная морфология морских многоклеточных водорослей. — Киев: Наук. думка, 1992. — 280 с.
7. Хайлов К. М., Празукин А. В., Минкина Н. И., Павлова Е. В. Концентрация и функциональная активность живого вещества в сгущениях разного уровня организации // Успехи современной биологии. — 1999. — Т. 119, № 1. — С. 3-14
8. Хайлов К. М., Празукин А. В., Смолев Д. М. Формирование и рост поселений водорослей на экспериментальных объектах // Ботанический журнал. — 1995. — Т. 80, № 9. — С. 21-34.
9. Хайлов К. М., Юрченко Ю. Ю., Смолев Д. М., Празукин А. В. Геометрические условия заполнения гидробионтами пространств и поверхностей искусственных жилищ // Успехи соврем. биологии. — 1998. — Т. 118, Вып. 5. — С. 585-596.
10. Юрченко Ю. Ю. Биогеохимический подход в изучении обрастания и задачах конструирования искусственных рифов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Севастополь, 2000. — 21 с.

УДК 594. 1(4)

А.А. Протасов

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ФЕНОТИПИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА ПОПУЛЯЦИИ ДРЕЙССЕНЫ В ОЗЕРНОЙ СИСТЕМЕ — ОХЛАДИТЕЛЕ ТЭС

Полиморфизм популяций является одним из важнейших проявлений биотического разнообразия. Дрейссена (*Dreissena polymorpha* Pallas) обладает очень высокой степенью полиморфизма [1, 5]. Нами проведены исследования изменчивости рисунка на раковине дрейссены как на значительном участке ее современного ареала, так и многолетние исследования в системе Конинских озер (Польша), которые служат охладительной системой для двух тепловых электростанций.

Для описания рисунка использована буквенная кодировка 10 фенотипов, из которых, как показали исследования, наиболее распространенными являются дуговидный элемент рисунка (G); волнообразный (J); лучевой (K); зигзагообразный (F); ростовая скульптура (M). Система Конинских озер расположена в центральной Польше, включает пять озер и водоем первичного охлаждения общей площадью 13,8 км², используется как охладительная система Патновской и Конинской ТЭС, что обуславливает циркуляцию воды отдельных водоемов и системы в целом. Отбор проб дрейссены проводили с использованием водолазной техники в летний период 1996–2000 гг. на 42 станциях (с различной периодичностью на каждой из них). Всего отобрано более 20 тыс. раковин моллюсков.

Исследования показали, что в данной водной системе существует более 100 фенотипов — сочетаний элементарных признаков рисунка [4]. Однако, преобладающими были GJK (сочетание дуговидного, волнообразного и лучевого элементов), GJ (дуговидного и волнообразного), J (только волнообразный), JK, GK, GK и G. Частоты фенотипов, усредненные по годам исследований, были различны: GJK — от 0,240 до 0,439, GK — от 0,147 до 0,196, G — от 0,081 до 0,234. Таким образом, эти фенотипы были наиболее представленными.

Конинские озера, охладительный водоем и тепловые станции объединены сложной системой каналов. Озеро Слесиньское представляет собой резервный охладительный водоем и подключается к общей циркуляции через Петрковицкий канал только в жаркое время года. Озеро Лихеньское получает сбросную подогретую воду, которая далее перемещается двумя потоками — в северном и южном направлениях. Таким образом, при общем интенсивном внутреннем водообмене существует локальные циркуляции и потоки. Для озер Слесиньского и Микожинского, связанных между собой, следует отметить увеличение внутривидового разнообразия в проливах между ними. В водоеме первичного охлаждения в районе сброса подогретых вод показатель внутривидового разнообразия резко снижается по сравнению с водозаборным каналом, в котором уменьшается частота фенотипа GJK (0,264 против 0,441) и возрастает частота фенотипа G.

Частоты распределения фенотипов с волнообразным рисунком (J) и дуговидным (G) связаны обратной корреляцией. Соотношение этих частот выражается показателем J/G, который определяли как соотношение сумм частот соответствующих фенотипов. Анализ распределения показателя J/G на разных участках циркуляции позволяет выделить несколько различающихся зон в системе озер по этому показателю. Первая охватывает район водозабора Конинской ТЭС, водоем первичного охлаждения, участок Можеславского канала — здесь показатель J/G около 1, также как и во второй (северная часть оз. Лихеньского, Петровицкий канал, северная часть оз. Слесиньского). Третья зона — южная часть оз. Лихеньского, четвертая — часть оз. Слесиньского, Микожинское и Патновское озера. Здесь показатель J/G выше единицы, т. е. преобладал фенотип с волнообразным рисунком. Пятая зона — оз. Гославское, входящее в систему охлаждения Патновской ТЭС, где показатель J/G был от 1,5 до 2. Определение сходства по критерию γ [2] показал, что достоверно несходны с другими варианты распределения частот фенотипов 1 и 3, 1 и 4, 2 и 3, 2 и 4, 5 и все остальные. Таким образом, можно говорить о существовании фенотипически различных трех (с двумя вариантами) субпопуляционных групп.

Термический фактор, связанный со сбросом подогретых вод ТЭС в озера является очень существенным для времени размножения, роста, распределения дрейссены. Однако, сложно установить связь термического режима отдельных участков системы и дифференцированием субпопуляционных групп. Вероятно, в этом процессе, кроме термического, важны гидродинамический, трофический. Воздействие на экосистему озер техногенных факторов создает значительное биотопическое разнообразие, что является предпосылкой увеличения разнообразия биотического, проявляющегося, в частности, в фенотипическом разнообразии популяций дрейссены. Высокое разнообразие популяции становится основой ее устойчивости в условиях техногенного пресса.

ЛИТЕРАТУРА

1. Биочино Г. И. Полиморфизм и географическая изменчивость // Дрейссена полиморфа: систематика, экология, практическое значение. — М.: Наука, 1994. — С. 56-66.
2. Животовский Л. А. Показатели популяционной изменчивости по полиморфным признакам // Фенетика популяций. — М.: Наука, 1982. — С. 38-45.
3. Протасов А. А. Изменчивость признаков рисунка, скульптуры и формы раковины *D. polymorpha* в европейской и североамериканской частях современного араела // *Vestnik zoologii*. — 2000. — Т. 34, № 6. — С. 57-64.
4. Протасов А. А., Синицына О. О. Фенотипическая дифференциация субпопуляционных групп дрейссены в условиях гетерогенной водной системы // *Гидробиол. журн.* — 2000. — Т. 36, № 1. — С. 3-14.
5. Boileau M., Hebert P. Genetics of Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) in populations from the Great Lakes region and Europe // *Zebra mussel. Biology, impact and control*. — Boca Raton: Lewis Publishers, 1993. — P. 227-238.

УДК 574. 64(28)

О.М. Савицька, Ю.М. Забитівський

Львівський національний університет імені Івана Франка, м. Львів

СУЧАСНИЙ ГІДРОХІМІЧНИЙ СТАН ОЗЕР ПІСОЧНЕ ТА ПЕРЕМУТ ШАЦЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ

Шацькі озера складають базовий озерний фонд України, який є кількісно обмеженим. Несучи вагоме антропогенне навантаження як рекреаційного, так і господарського характеру, вони є надзвичайно чутливими до нього внаслідок повільного зовнішнього водообміну. Спостереження за параметрами гідрохімічного режиму озер Пісочне та Перемут Шацького національного природного парку проводились загальноприйнятими методами щомісячно протягом 2000 року. Встановлена наступна картина.

За співвідношенням йонів вода обох озер є прісною, гіпогалинною та відноситься до категорії 1. Температура води в озерах з весни до глибокої осені коливається у межах 11-24°C. Величина рН змінюється з 7,4 до 8,4, досягаючи максимального значення у першій декаді липня. Підвищення даного показника (і тільки в озері Перемут), пов'язане з наявністю у воді гумінових кислот, які потрапляють у воду з торфоподібних мулів дна та площі водозбору.

Вміст розчиненого у воді кисню в озерах знаходиться у межах 3,36 — 5,49 мгО₂/дм³. Цей показник в озері Пісочному за період спостережень в цілому мав тенденцію до зниження, досягаючи максимуму в червні (5,49 мгО₂/дм³), а мінімуму — в липні (3,92 мгО₂/дм³). Одночасно в озері Перемут кількість розчиненого у воді кисню протягом періоду досліджень поступово збільшувалась. Його мінімальна кількість була зафіксована у липні (3,36 мгО₂/дм³), а максимальна — у серпні (5,26 мгО₂/дм³).

Значення показника біологічного споживання кисню (БСК₅), який опосередковано відображає вміст у воді органічної речовини, було дещо вищим в озері Перемут протягом всього періоду досліджень. Його найвищі значення в озері Пісочне зафіксовані у червні (2,8 мг О₂/дм³), а в озері Перемут — у серпні (4,03 мг О₂/дм³). Слід відмітити, що порівняно з даними досліджень даних водойм у 1992-1993 рр. [1], даний показник в озері Пісочне суттєво не змінився, тоді як в озері Перемут він зріс від 3,7 до 4,03 мг О₂/дм³, що вказує на погіршення його екологічного статусу. Це підтверджується і значеннями показника вмісту у воді фосфатів, які сягали у квітні 2000 р. 0,092 мг/дм³ (проти 0,062 мг/дм³ у 1992-1993 рр.).

Виходячи із отриманих результатів можна стверджувати, що трофічний статус озер Пісочне та Перемут, встановлений у 1992-1993 рр. [1] за методикою [2], у 2000 р. суттєво не змінився. Озера належать відповідно до мезотрофних та мезо-евтрофних водойм. В озері Перемут спостерігається тенденція до погіршення якості за трофо-сапробними показниками.

Якість води озер Пісочне та Перемут за показниками “Еколого-санітарної класифікації поверхневих вод суші та естуаріїв України” [3], можна віднести до класів “дуже чиста” — “помірно забруднена”.

ЛІТЕРАТУРА

1. Оксик О. П. Экологические нормативы качества воды для Шацких озер // Гидробиол. журн. — 1999. — Т. 35, № 5. — С. 74-86.
2. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. — К.:Символ-Т, 1998. — 28 с.
3. Екологічна оцінка поверхневих вод суші та естуаріїв України (Методика). КНД. 211.1.4.010-94 Мінприроди України. — К., 1994. — 37 с.

УДК 574. 5(282. 2)

А.А. Силаева

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ЗООБЕНТОС ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ С РАЗЛИЧНОЙ ТЕРМИЧЕСКОЙ НАГРУЗКОЙ

Использованы материалы исследований зообентоса в летний период в водоемах-охладителях Южно-Украинской (1997 г.) и Хмельницкой (1999 г.) АЭС. Эти водоемы, расположенные в различных климатических зонах Украины (первый — в степной, второй — в Полесье), различаются как по конструкции, так и по абioticким условиям. Водоем ЮУАЭС, площадью 8,6 км², относится к бассейну р. Южный Буг, образован в скальных породах и отличается значительными глубинами — до 46 м на приплотинных участках и до 13–15 м — на центральных участках и в верховье [1]. Водоем ХАЭС — пойменный типа, относится к бассейну Припяти, имеет большую площадь (19,2 км²) и меньшие глубины — средние составляют 6 м, максимальные — до 12 м, 40% площади составляют участки с глубинами до 3 м [2]. Грунты большей части этих водоемов представлены песками различной степени заиления, наиболее удаленные от каналов участки — черноземами с включениями растительных остатков.

К моменту исследований водоем ЮУАЭС функционировал как охладитель трех блоков более 10 лет, в жаркие сезоны 1986 и 1990 гг. отмечен значительный перегрев воды [3]. Летом 1997 г. температура в верховье и в районе водозабора составляла 28,0°C, в центральной и приплотинной части — 31,9–33,0°C, в канале сброса — 35,9°C. Хотя водоем ХАЭС эксплуатируется как охладитель также более 10 лет, он не испытывает такой термической нагрузки при работе единственного блока, температурный режим близок к естественному, в период исследований температура колебалась в пределах 22,6–25,0°C.

В зообентосе водоема ЮУАЭС зарегистрировано 15 видов беспозвоночных из 6 таксономических групп. Пятью видами представлены олигохеты и хирономиды, отмечено два вида кишечнополостных, пьавки, остракоды и корофииды, моллюски отсутствовали. Наиболее разнообразен зообентос в верховье водоема (хирономид — 5 видов, олигохет — 4), на остальной части водоема он представлен гидроидными, остракодами, единичными особями корофиид и пьавок.

Численность беспозвоночных в верховье в среднем составляла 6100 экз/м² при доминировании олигохет (71%), биомасса — 2,64 г/м², 64% которой составлял мотыль. В районе водозабора показатели обилия зообентоса в среднем составляли 15900 экз/м² и 1,40 г/м², 77% численности и 72% биомассы здесь составляли гидры. В центральной части водоема зарегистрированы олигохеты (150 экз/м², 0,16 г/м²) и ракушковые раки (500 экз/м² и 0,01 г/м²). В сбросном канале — гидры (850 экз/м², 0,03 г/м²) и

олигохеты (150 экз/м² и 0,56 г/м²). Наиболее низкие показатели обилия характерны для зообентоса в районе плотины, где отмечены только представители рода *Nais* (100 экз/м², 0,03 г/м²).

Уровни деструкции органического вещества зообентосом в верховье (0,050 кДж/м²•ч) на порядок превосходили таковые на остальной акватории водоема (0,005 кДж/м²•ч). На большей части водоема основную часть энергии трансформировали собиратели (до 100% по деструкции), лишь в верховье их доля составляла 77%, а 23% приходилось на хищников.

В зообентосе водоема-охладителя ХАЭС зарегистрировано 54 вида из 14 таксономических групп. Наиболее богато представлены личинки хирономид (21 вид) и олигохеты (14 видов). Также отмечено по четыре вида двустворчатых моллюсков и личинок ручейников, два вида личинок поденок, пиявки, клопы, личинки двукрылых, брюхоногие моллюски и мшанки. Количество видов по станциям колебалось от 2 до 35, минимальное зарегистрировано в западном районе, максимальное — в районе впадения р. Гнилой Рог, где создаются условия для обитания реофильных видов — личинок поденок и ручейников. Здесь отмечены не зарегистрированные более нигде в водоеме четыре вида олигохет рода *Nais*, три вида хирономид, два вида личинок ручейников, пиявки, личинки поденок, клопы. На приплотинных участках зообентос представлен 16 видами, отсутствуют олигохеты, а наиболее богато представлены личинки хирономид (11 видов), отмечены также личинки ручейников, водные клещи, двустворчатые и брюхоногие моллюски. На остальных станциях зообентос не отличался высоким видовым разнообразием и был представлен в основном нематодами, тубифицидами, остракодами (78% встречаемости) и личинками мотыля (89% встречаемости).

Показатели обилия зообентоса водоема-охладителя ХАЭС колебались на различных станциях: численность — от 467 до 1990 экз/м², биомасса — от 0,63 до 16,94 г/м². Наименее заселены северо-западные, центральные участки водоема и отводящий канал, наиболее — откосы земляной плотины. Зообентос в районе впадения р. Гнилой Рог характеризовался средними показателями обилия (5850 экз/м², 5,46 г/м²). На северных участках при относительно невысокой численности (2500 экз/м²) зарегистрирована одна из наиболее высоких в водоеме биомасс мягкого бентоса — 15,01 г/м². Показатели обилия двустворчатых моллюсков рода *Unio* в подводящем канале составляли 52 экз/м² и 1205,93 г/м². Основными доминантами по показателям обилия на большей части водоема были мотыль и ракушковые раки, на центральных участках и в подводящем канале — личинки хирономид и тубифициды, на приплотинных участках — личинки хирономид, в отводящем канале — личинки поденок и олигохеты, на участках при впадении р. Гнилой Рог — личинки ручейников и хирономиды.

Уровень деструкции органического вещества (ОВ) организмами зообентоса в северо-западных, центральных участках и в отводящем канале колебался от 0,012–0,016 кДж/м²•ч, на северных и приплотинных участках — до 0,132–0,293 кДж/м²•ч. Основную роль в деструкции ОВ на большей части дна водоема играл *Ch. plumosus*. В подводящем канале и на участках между каналами его доля снизилась, в первом случае доминировали тубифициды, во втором — двустворчатые моллюски. В отводящем канале доминантами по деструкции были олигохеты и личинки поденок, на приплотинных участках хирономиды и шаровки, а в районе впадения р. Гнилой Рог — личинки ручейников и хирономид. Основную часть энергии в водоеме-охладителе ХАЭС трансформировали собиратели, их доля в общей деструкции составляла 50–100%. На центральном, приплотинном и на участках между каналами роль собирателей несколько снижалась, 41–51% энергии здесь трансформировали фильтраторы. Доля хищников в зообентосе была незначительной (3–13%), только в районе впадения р. Гнилой Рог их вклад в суммарную деструкцию возрастал до 43%.

За период эксплуатации водоема ЮУАЭС видовой состав и групповая представленность зообентоса сократилась в 2 раза [1, 3]. В центральной и приплотинной части хирономидно-дрейссеновые биоценозы заменились олигохетными, лишь в верховье сохранилось доминирование хирономид. Общая биомасса сократилась на 2 порядка из-за отсутствия моллюсков. Длительное негативное воздействие (высокая термическая нагрузка) привело к сильному угнетению сообществ зообентоса водоема.

В условиях незначительного подогрева в зообентосе водоема ХАЭС сформировался хирономидно-олигохетный комплекс, структурно-функциональные характеристики находятся на среднем уровне, характерном и для других водоемов-охладителей Украины [1, 2].

ЛИТЕРАТУРА

1. Протасов А. А., Сергеева О. А., Кошелева С. И. и др. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины. — К.: Наук. думка, 1991. — 192 с.
2. Протасов А. А., Синицына О. О., Калиниченко Р. А. и др. Планктон, бентос и перифитон водоема-охладителя Хмельницкой АЭС // Гидробиол. журн. — 2000. — Т. 36, № 1. — С. 14–29.
3. Силаева А. А., Протасов А. А., Синицына О. О. Многолетние изменения в сообществах зообентоса в условиях влияния подогретых сбросных вод АЭС // Междунар. конф. Зоол. ин-т РАН «Проблемы гидробиологии на рубеже веков». — С-Пб., 2000. — С. 239–241.

УДК [594. 125:574. 522] (285) (475)

О.О. Синицына, Б. Здановский, А.А. Протасов

Институт гидробиологии НАНУ, г. Киев

Институт рыбного хозяйства на внутренних водах г. Ольштын, Польша

МЕЖГОДОВАЯ ДИНАМИКА ПОПУЛЯЦИОННЫХ ХАРАКТЕРИСТИК ДРЕЙССЕНЫ В КОНИНСКОЙ СИСТЕМЕ ОЗЕР (ПОЛЬША) ПРИ РАЗЛИЧНЫХ УРОВНЯХ ТЕРМИЧЕСКИХ НАГРУЗОК

Конинская охладительная система (регион Центральной Польши), включающая 5 естественных озер и сеть искусственных каналов, существует более 40 лет. Дольше всех под влиянием подогрева находится оз. Лихеньское — с 1958 г.; наименее подогреваемое по длительности воздействия (с 1971–1973 гг.) — оз. Слесиньское. Среди лотических элементов системы наибольшее и наименьшее влияние подогрева испытывают, соответственно, сбросные и водозаборные каналы.

Моллюск дрейссена (*Dreissena polymorpha* Pall.) является типичным представителем аборигенной фауны озер данного региона, и одним из наиболее массовых видов фауны Конинской системы, поселения которого характеризуются значительным пространственным разнообразием, как на популяционном, так и на сообщественном уровнях [2,3]. Целью данной работы был анализ изменения разнообразия во времени популяционных характеристик дрейссены в связи с различными уровнями термических нагрузок в летний период 1993–2000 г. г. При расчете суммы эффективных температур на 4 мониторинговых станциях (Таблица 1) учитывали среднемесячные температуры воды от 10° С до 30°С. В период проведения исследований условия жизни дрейссены различались как по уровню теплового воздействия (сумма эффективных температур), так и по длительности периода ее роста. Несмотря на более длительный период роста дрейссены в районе сброса подогретых вод Конинской ТЭС, отношение суммы эффективных температур к годовой сумме градусо-дней (58÷80%) было здесь ниже, чем на других станциях (82÷91%).

Таблица 1

Характеристика условий обитания дрейссены на мониторинговых станциях Конинской системы в 1993-2000 г. г.

Станции, годы	Среднегод. температуры	Сумма градусо-дней (годовая)	Период роста дрейссены (сутки)	Сумма эффективных температур
Сбросной канал	21,9±0,6	7659÷8189	256÷321	4632÷6321
оз. Лихеньское	16,6±0,7	5631÷6143	231÷288	4804÷5397
Водозаборный канал	14,7±1,1	4968÷5326	220÷260	4286÷4818
оз. Слесиньское	13,5±1,0	4641÷5096	188÷218	3728÷4335

Анализ пространственно-временной динамики популяционных характеристик дрейссены показал, что в летний период 1993–2000 гг. развитие популяции дрейссены на мониторинговых станциях Конинской системы характеризовалось как низким, так и высоким уровнями обилия. В сбросном канале наибольший уровень численности дрейссены (12857 экз/м², 1996г.) был обусловлен самым низким за период исследования уровнем средней температуры периода роста дрейссены (+15,9° С). Наибольший уровень биомассы дрейссены в сбросном канале (571,2 г/м²) можно объяснить низким уровнем суммы эффективных температур в весенний период 2000 г. (на 176–1160 градусо-дней ниже, чем в другие годы). Специфичность условий обитания дрейссены в районе сброса подогретых вод (летние температуры уровня сублетальных и летальных — +30–+34°С, возможность осеннего оседания и роста в осенне-зимний период) обуславливают короткий размерный спектр моллюсков, обычно не превышающий 1–2 размерные группы, и низкое разнообразие размерной структуры (индекс Шеннона 0,096–1,866 бит/экз.). В оз. Лихеньском в условиях 1993-1999 г. г. биомасса дрейссены колебалась в пределах 280,67–1945,7 г/м², численность — 2710–9140 экз/м². Повышение обилия дрейссены в 2000 г. (численности — на порядок и биомассы — в 8 раз) было обусловлено сочетанием относительно низкой суммы эффективных температур (4980,4 град.-дней) при длинном вегетационном периоде, что определило самый низкий за период исследований уровень средней температуры периода роста дрейссены (+18,11°С). Отмечена прямая корреляция с этим показателем размерной структуры дрейссены. Так, к середине лета 1996, 1997 и 2000 гг. при уровне 18,0÷19,2° С основу численности составляла неполовозрелая молодежь дрейссены; в 1993 и 1998 гг. при 19,3÷21,6° С доминировали моллюски длиной 6–10 мм и при +22,2° С (июль 1999 г.)

— 11–15 мм. В водозаборном каналі Конинської ТЭС найбільші показники обилия дрейссени були відзначені в липні 1998 і 2000 г. (численність 167300 экз/м², біомаса — 14971–18155 г/м²) при високому весняному рівні сумми ефективних температур (959,7–1198,2 град.-дней) на фоні найбільшої довжини періоду росту дрейссени (244–275 сут.). При рівні весняної сумми ефективних температур 867,4÷926 град. — днів і довжині періоду росту 214÷250 сут. середній рівень численності був на порядок, а біомаси — в 4 рази нижче. Найбільша довжина розмірного спектра дрейссени (7 груп) відзначена в липні 1999 г. при найбільшій за період дослідження рівні температур вегетаційного періоду (21,6° С). В оз. Слесинському підвищення обилия дрейссени (численність — до 25625 экз/м², біомаса — до 4290,9–5375,0 г/м²) відзначено в 1997 і 1999 г. г. при відносно низькому рівні середньої температури періоду росту дрейссени — +19,38÷+19,40°С. В 1993, 1996 і 2000 г. г. при рівні температури в період росту дрейссени 19,7÷20,8° С численність дрейссени була на порядок, а біомаса — в 6 рази нижче. В найменше обігріваемому озері довжина розмірного спектра дрейссени в міжрічній динаміці була представлена, в основному, 6 розмірними групами. Кореляція типу розмірної структури, характеризуваної переважанням неполовозрелої молоді, з рівнем сумми ефективних температур в весняний період в цьому озері була найбільшою ($R^2 = 0,85$). Аналіз міжрічній динаміки різноманітності розмірної структури дрейссени на всіх станціях показав негативну кореляцію з довжиною періоду росту дрейссени ($-R^2 = 0,61$), що обумовило найбільший рівень індексу Шеннона в водозаборному каналі (до 2,02 бит/экз в 1998 г.) і в оз. Слесинському (до 2,2 бит/экз.) Співставлення умов існування дрейссени в водозаборних спорудах з природним температурним режимом (Цимлянське і Учинське водозаборні споруди), а також в оз. Лукомському (охладитель ТЭС, Білорусь) [1] показує, що в Конинській системі середній рівень сумми ефективних температур вище в 2,7–4 рази, що дозволяє їй рости довше в 1,4–1,6 рази. Високий рівень обилия дрейссени в окремі роки періоду проведення наших досліджень, порівняно з початковим періодом експлуатації Конинської системи [4], дозволяє говорити про адаптованість дрейссени в Конинській системі до теплового впливу на рівні 3585–4980 градусо-днів. Зміна умов після включення природних озер в охолоджувальну систему (підвищення температури, посилення циркуляції води) мало позитивний вплив на розвиток дрейссени.

ЛИТЕРАТУРА

1. Дрейссена: Систематика, екологія, практичне значення. — М.: Наука, 1994. — 240 с.
2. Протасов А. А., Синицына О. О. Особливості структури популяції дрейссени в озерах, підвданих техногенному впливу // *Міжнародна наукова конференція "Озерні екосистеми: біологічні процеси, антропогенна трансформація, якість води"*. — Мінськ, 1999. — С. 73-74.
3. Protasov A., Afanasjev S., Sinitcyna O., Zdanowski B. Composition and functioning of benthic communities // *Archives of Polish Fisheries*. — 1994. — Т. 2, Fusc. 2. — P. 257-2844.
4. Stanczykowska A. Wzrost i rozmnożenie Dreissena polymorpha (Pall.) w jeziorach włączonych w system chłodzący // *Rocz. Nauk Rol.*, — 1976. — Ser. 97 (3). — S. 109–123.

УДК [541. 183:628. 543]

В.І. Сопік, В.В. Гончарук

Інститут колоїдної хімії та хімії води НАН України, м. Київ

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ, ОБРОБЛЕНОЇ В ЕЛЕКТРОЛІЗЕРІ, З ЗАЛУЧЕННЯМ БІОТЕСТУВАННЯ

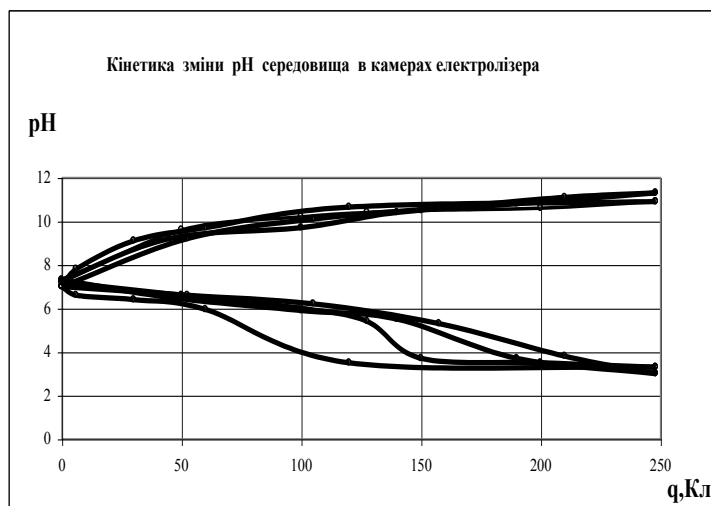
Будь-яка обробка води спрямована на зміну якості води. Основними показниками, за якими проводиться оцінка якості, є кількісний хімічний склад. Однак проконтролювати вміст всіх розчинених речовин часто буває неможливо. Тим більше важко передбачити їх комплексний вплив за різних співвідношень. Розв'язати цю проблему дозволяє біотестування, що може показати вплив води відповідної якості на живий організм. Результати тестів важливі щодо оцінки безпечності як самої води, так і методів її обробки. Виходячи з цього, нами за останній час було проведено роботу по дослідженню властивостей води, обробленої електричним струмом. При цьому були виконані дослідження по вивченню впливу обробленої води на живі організми на клітинному рівні.

Загальновідомим фактом є те, що при обробці води електричним струмом в електролізері змінюються її властивості [3]. В залежності від полярності електроду в приелектродному просторі проходять відповідні реакції, завдяки чому отримуємо два види електрообробленої води з різними

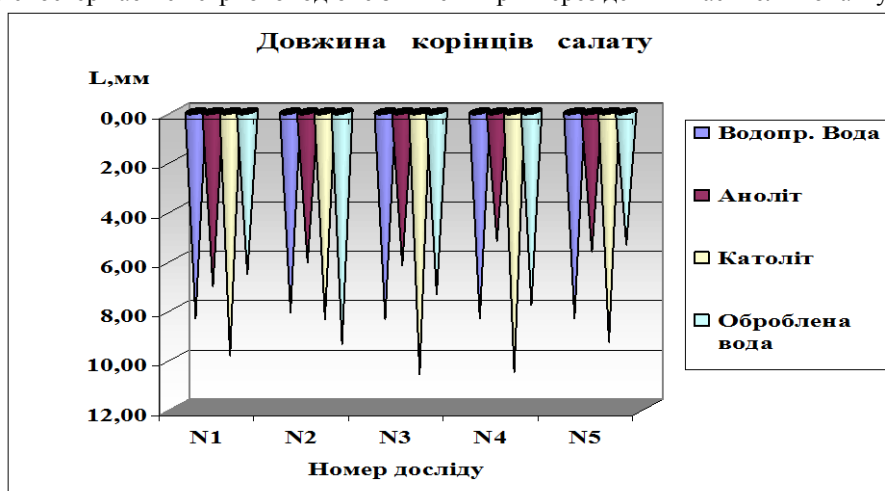
САНІТАРНА ТА ТЕХНІЧНА ГІДРОБІОЛОГІЯ. ЯКІСТЬ ВОДИ

властивостями. Вода з прикатодного простору (католіт) має лужну реакцію, а вода з прианодного простору (аноліт) — кислу. Крім різного значення рН обидва види води мають інші відмінності. З літератури відомо, що застосування води зі зміненим значенням рН (електроактивована вода) дає кращі результати в порівнянні зі звичайною водою [4, 5] в різних галузях народного господарства.

Для того, щоб детальніше дослідити вплив властивостей електроактивованої води на живі організми, було проведено серію біотестів з батареї Watertox [1, 2]. При цьому в якості індикаторів виступали рослини (салат) та гідробіонти — дафнії. Під час тесту було простежено загальний розвиток організму в електроактивованій воді різної якості, після цього розглянуто вплив властивостей води на клітинному рівні.



При виконанні робіт з отримання електроактивованої води було застосовано двокамерний електролізер з діафрагмою загальним об'ємом 1 л. Для обробки використовували реальну питну водопровідну воду після відстоювання 15-20 хв. Оскільки така вода має різноманітний склад і концентрацію іонів, при її обробці відбувається інтенсивне перенесення іонів в усьому об'ємі води до електродів, на яких проходять реакції. Серед характерних катодних реакцій є розкладання молекул води з утворенням H_2 та OH^- утворення нерозчинних сполук Ca та Mg. Для аноду характерними є реакції з виділенням газів кисню та хлору і накопиченням іонів H^+ . Слід відзначити, з літературних даних відомо, що при цьому в розчині аноліту також утворюється хлоруватиста кислота [4]. При досліді сила струму залишалась постійною, а значення для різних дослідів коливались в межах $I = 100 — 140$ мА. При цьому стало можливим отримувати аноліт з рН 3 — 3,5 та католіт з рН 10 — 11,5. Ступінь зміни рН середовища відображає наскільки повно проходять процеси в електролізері. В залежності від кількості заряду, який пройшов через об'єм води, були побудовані криві зміни рН аноліту та католіту. При обробці водопровідної води криві для різних дослідів можуть відрізнятися за інтенсивністю процесу, оскільки вода не має сталого хімічного складу. Однак характер кривих залишається постійним і на всіх кривих зміни рН аноліту спостерігається стрибкоподібне зниження рН через деякий час після початку обробки.



Для того, щоб оцінити біологічні властивості води, оброблену воду було перевірено на рослинах. На пробах води пророщували насіння салату. В чашці Петрі на фільтрувальному папері, насиченому

водою відповідної якості, розміщували 25 насінин та витримували 5 днів без доступу світла. Для проб відбирали аноліт, католіт, суміш аноліту та католіту в пропорції 1:1 (далі вода після обробки) та водопровідну воду після відстоювання. При чому для дослідів відбиралася вода з різним ступенем обробки, отже, і з різним значенням рН. По довжині пророслих корінців можна робити висновки про інтенсивність розвитку рослини. Більш інтенсивний розвиток спостерігався в католіті. В вихідній водопровідній воді і воді після обробки довжина корінців салату була майже однаковою. Проби аноліту пригнічували ріст корінців в порівнянні з іншими пробами.

Щоб простежити вплив досліджуваних проб на клітинному рівні, після проростання корінців з меристематичної тканини готували цитологічні препарати для аналізу під світловим мікроскопом. Аналіз препаратів за мітотичним індексом показав, що відхилень від нормального протікання процесу ділення клітини не відбувається. Не виявлено змін в характері розходження хромосом, були відсутні двоядерні клітини, зміни в структурі ядра. Це вказує, що під впливом проб води не порушується нормальний розвиток рослин та їх клітин.

Окрім рослин, в досліді проводилися на дафніях. Ці досліді складно аналізувати, оскільки дафнії дуже чутливі до значення рН середовища і наявності хлору. Дафній розміщували в обробленій воді (в аноліті, католіті та їх суміші) і у воді без обробки (водопровідна вода після відстоювання). Найменша смертність дафній (від 12,5% до 63%) була відмічена при їх знаходженні у католіті, де вони могли існувати протягом 100 годин.

Важливим висновком роботи є результат біологічної перевірки. Показано, що вода, оброблена електричним струмом, не набуває токсичних або інших загрозливих властивостей, що спричиняли б негативний вплив на клітини дослідних організмів. На даний час планується проведення додаткових дослідів на джерельній воді (що не зазнавала впливу хлору), а також розробка конструкції апаратів для пом'якшення води за допомогою електричного струму.

ЛІТЕРАТУРА

1. Dutka B. J. Methods for Microbiological Analysis of Waters, Wastewater and Sediments // Environment. — Ontario, 1989.
2. Dutka B. J., McInnis R., Jurkovic A., Liu D // Environ. Toxicol. and Water Qual. — 1996. — Vol. 14. — P. 237-247.
3. Кульський Л.А., Гребенюк В.Д., Савлук О.С. Электрохимия в процессах очистки воды. — Киев: Техника, 1987.
4. Рогов В. М., Филипчук В.Л. Электрохимическая технология изменения свойств воды. — Львов: Выща школа, 1989.
5. Яковлев С.В., Краснобородько И.Г., Рогов В.М.. Технология электрохимической очистки воды. — Ленинград: Стройиздат, 1987.

УДК 594.125:574.5

M. Soroka

University of Szczecin, Poland

GENETIC STRUCTURE OF THE INVADING SPECIES OF MOLLUSC, *Dreissena polymorpha* (Pallas) FROM POLAND

The zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), a freshwater bivalve, is a good study model due to its ecological role and invasive capabilities. Genetic research on the species has begun relatively recently. This work is the first study to be carried out on an abundant zebra mussel population and to include clump level. The aims of the study were: to assess genetic variability of *D. polymorpha* populations in Poland; to analyse within-clump genetic variability; to determine effects of environmental factors (water temperature and salinity, trophic status of the habitat) on genetic structure of *D. polymorpha* populations; to compare typical and albinotic zebra mussel morphotypes of Lake Miedwie.

Individuals to be examined were collected from 32 Polish water bodies differing in water temperature, salinity, and trophic status. Starch gel electrophoresis of isoenzymes was applied to 3870 individuals to study polymorphism at 7 enzymatic loci. To determine genetic structure of *D. polymorpha*, intraspecific and within-population polymorphism parameters (after Nei 1978) were determined, within-clump variability was assessed, between-populations variability was explored (after Nei 1973), and genotypic variability of individuals in populations was determined.

The entire species as well as individual populations and clumps were found to exhibit a high internal genetic variability. On the other hand, the Polish zebra mussel populations were shown to be highly similar genetically. In spite of different trophic conditions as well as differences in temperature and salinity between

various lakes, *D. polymorpha* populations in Poland have a similar genetic make-up. The albinotic zebra mussel morphotype inhabiting Lake Miedwie was found to be a phenotypic form of *D. polymorpha*.

УДК (001. 891:597-116):574. 64

Ю.О. Стойка¹ Н.М. Гаранько², В.В. Архипчук²

¹Інститут гідробіології НАН України, м. Київ;

²Інститут колоїдної хімії та хімії води НАН України, м. Київ

РОЗРОБКА ПРИЖИТТЄВОГО МІКРОЯДЕРНОГО ТЕСТУ НА РИБАХ

Мікроядерний тест на рибах є чутливим методом оцінки генотоксичності речовин і перспективним для виявлення таких речовин у воді. Серед різноманітних організмів риби найбільш зручний для таких дослідів об'єкт, так як досить легко утримуються у лабораторних умовах і піддаються впливові токсичних речовин. Оскільки риби зазвичай реагують на токсиканти подібно до вищих хребетних [2, 8, 9, 10], вони можуть бути використані для виявлення речовин, що потенційно викликають тератогенний та канцерогенний ефекти у людини. Риби можуть стати «контролером» потенційного генотоксичного впливу на людину шкідливих речовин у питній воді.

Мікроядро формується шляхом конденсації фрагментів хромосом або цілих хромосом, що не потрапили у головне ядро. Протягом анафази внаслідок розриву ДНК, гістонових білків або руйнування ниток веретена поділу [1]. Облік мікроядер в інтерфазі технічно простіший та оперативніший, ніж облік хромосомних аберацій у метафазі. Мікроядерний (МЯ) тест на еритроцитах риб дає можливість визначення кластогенних речовин у водному середовищі, оскільки еритроцити кісткових риб мають ядра. Багаточисельні дослідження показали, що в еритроцитах периферичної крові риб як у польових так і лабораторних умовах часто зустрічаються МЯ внаслідок впливу різноманітних поллютантів [3, 4, 7]. МЯ тест для гепатоцитів є більш чутливим до кластогенних речовин [5]. Недолік використання печінки у якості тканини-мішені у тому, що гепатоцити діляться не постійно і тому необхідно індукувати пошкодження печінки, щоб стимулювати регенеративні процеси у гепатоцитах і Отже виявити кластогенний вплив.

Метод виявлення клітин з МЯ у зябрах вперше був застосований для тилапії [6], на яку впливали рентгеновськими променями та хімічними речовинами. Перевага цього методу полягає в тому, що немає необхідності стимулювати поділ клітин у цьому швидко проліферуючому органі-мішені.

Недоліком вищевказаних методик є неможливість проведення довгострокових дослідів з МЯ. Тому наші дослідження були спрямовані на розробку МЯ тесту на рибах *in vivo* з використанням кайми хвостового плавця, що дає можливість проводити хронічні та повторні експерименти на одній і тій самій особині без пошкодження її життєвих функцій. Мета роботи полягала у оцінці придатності клітин кайми хвостового плавця риб для МЯ тесту. В експерименті на різних тканинах коропа вивчали кореляцію в утворенні МЯ під дією йонів міді.

Протягом 14 днів експерименту цьогорічки коропа утримували у розчинах солі міді (CuSO_4), по п'ять особин для кожної концентрації, що варіювали від 0,5 до 10 ГДК (ГДК = 0,001 мг/л Cu^{2+}). Вплив йонів Cu^{2+} вивчали на клітинах зябер, хвостового плавця, гепатоцитах і еритроцитах коропа, *Cyprinus carpio*. Кількість МЯ підраховували під світловим мікроскопом "Amplival" (Carl Zeiss, Німеччина) при збільшенні у 1000 разів на роздавлених у гліцерині препаратах тканин та мазках крові (табл. 1). Порівняння кількості МЯ при різних концентраціях міді виявило достовірну кореляцію досліджуваного індексу між клітинами печінки, зябер і крові коропа (програма "Statistica® 5. 5" для "Windows® 98", StatSoft® Inc., США).

Кількість МЯ у клітинах плавця достовірно корелює тільки з відповідним показником у зябрах (коефіцієнт кореляції дорівнює 0,88); з клітинами крові та печінки кореляція також досить висока: 0,70 та 0,62 відповідно (табл. 2).

Отримані результати свідчать, що кайма хвостового плавця може використовуватись для МЯ аналізу на рівні з іншими тканинами риб, а також для прижиттєвої оцінки генотоксичності водних зразків.

Таблиця 1

Кількість мікроядер (%), що утворилися під дією йонів міді у різних тканинах коропа

кров					печінка				
К	0,5ГДК	2ГДК	5 ГДК	10 ГДК	К	0,5ГДК	2ГДК	5 ГДК	10 ГДК
3,4	2,7	3,2	12,2	22,2	1,7	2,3	2,7	2,7	8,4
хвостовий плавець					зябра				
К	0,5ГДК	2ГДК	5 ГДК	10 ГДК	К	0,5ГДК	2ГДК	5 ГДК	10 ГДК
0,7	4,0	2,7	4,7	5,1	2,7	5,3	5,0	7,7	11,3

К — контроль, ГДК — гранично припустима концентрація, 0,001 мг/л Cu^{2+} .

Таблиця 2

Матриця кореляції Пірсона між частотами мікроядер у різних тканинах коропа

	кров	печінка	плавець	зябра
кров	1,00	0,91* p = 0,034	0,70 p = 0,191	0,94* p = 0,017
печінка	0,91* p = 0,034	1,00	0,62 p = 0,263	0,90* p = 0,038
плавець	0,70 p = 0,191	0,62 p = 0,263	1,00	0,88 p = 0,051
зябра	0,94* p = 0,017	0,90* p = 0,038	0,88 p = 0,051	1,00

* p<0,05

ЛІТЕРАТУРА

1. Ильинских Н. Н., Новицкий В. В., Варгунова Н. И., Ильинских И. Н. Микроядерный анализ и цитогенетическая нестабильность. — Томск: Изд-во Томского ун-та, 1991. — 272 с.
2. Al-Sabti K. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water // Mutation Res. — 1995. — Vol. 343. — P. 121-135.
3. Al-Sabti K. Handbook of Genotoxic Effects and Fish Chromosomes. — Ljubljana, 1991.
4. Das R. K., Nanda N. K. Induction of micronuclei in peripheral erythrocyte of fish *Heteropneustes fossilis* by mitomycin C and paper mill effluent // Mutation Res. — 1986. — Vol. 175. — P. 67-71.
5. Das R. K., Roy B. A simplified method for micronucleus preparation from hepatic cell // Stain Technol. — 1988. — Vol.63. — P. 71.
6. Manna G.K., Sadhukhan A. Use of cells of gill and kidney of Tilapia fish in micronucleus test (MNT) // Current Science. — 1986. — Vol. 55. — P. 498-501.
7. Metcalfe C. D. Induction of micronuclei and nuclear abnormalities in the erythrocytes of mudminnows (*Umbra limi*) and brown bullheads (*Ictalurus nebulosus*) // Bull. Environ. Contam. Toxicol. — 1988. — Vol.40. — P. 489-495.
8. Stegeman J.J., Lech J.J. Cytochrome P-450 monooxygenase systems in aquatic species: carcinogen metabolism and biomarkers for carcinogen and pollutant exposure // Environ. Health Persp. — 1991. — Vol. 90. — P.101-109.
9. Washburn P.C., Di Giulio R.T. Stimulation of superoxide production by nitrofurantoin, p-nitrobenzoic acid and m-dinitrobenzene in hepatic microsomes of three species of freshwater fish // Environ. Toxicol. Chem. — 1989. — Vol. 8. — P. 171-180.
10. Yang J. H., Kosteci P.T., Calabro E.J., Baldwin L.A. Induction of peroxisome proliferation in rainbow trout exposed to ciprofibrate // Toxicol Appl. Pharmacol. — 1990. — Vol. 104. — P. 476-482.

УДК 574. 65

О.М. Таран, В.Л. Долинський, Ю.В. Плігін

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

НЕТРАДИЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ РЕГУЛЮВАННЯ РУСЕЛ МАЛИХ РІЧОК І РОЗШИРЕННЯ ЇХ ЕКОТОННИХ ЗОН

Внаслідок реалізації необґрунтованих рішень по спрямленню малих річок на окремих їх ділянках склалась вкрай небезпечна екологічна ситуація: показники самоочищувальної здатності та біологічної продуктивності знижуються до мінімальних або нульових значень, що в кінцевому рахунку призводить до деградації окремих гідроекосистем.

З метою усунення зазначених негативних наслідків запропоновано декілька нетрадиційних технологій регулювання та поновлення русел малих річок, що були випробувані і частково впроваджені на окремих ділянках рр. Таль, Стугна, Ірпінь та Красна. Кожне технологічне рішення може бути застосовано відповідно до певних умов і ситуацій. Для спрямлених ділянок річок з пологими берегами

при відсутності тривалих періодів пересихання покращання самоочищувальної та біопродукційної здатності може бути досягнуто шляхом створення штучних насаджень повітряно-водної і деревинно-чагарникової рослинності, що чергуються і які згодом формують піщані коси (мілини). В результаті на спрямленій ділянці річки утворюється зигзагоподібний потік з поновленою самоочищувальною здатністю, а коси з рослинністю являють при цьому новий корисний біогеоценоз.

В технології використовується пристрій, в якому для регулювання руслу елементи опору потоку виконані у вигляді прямокутної форми насаджень рослинності. Кожний елемент опору однією стороною прилягає до берега, а іншою — до водного потоку. Вони розміщуються з обох сторін спрямленої ділянки річки на відстані між центрами штучних насаджень 2,5-2,6 її ширини в шаховому порядку. Відстань між елементами опору на кожній стороні річки дорівнює їх довжині.

З метою прискорення відновлювальних процесів самоочищення та біопродуктивності на спрямлених ділянках річок з крутими берегами рекомендується створення напівзагат, що чергуються, довжиною 0,5-0,7 ширини русла, які розташовуються одна від одної на відстані 2,6-3,1 ширини русла під кутом 30-35°. На вказаних напівзагатах влаштовуються штучні насадження вищої водної та чагарниково-лісової рослинності. Впровадження згаданої технології дозволяє скоротити період відновлення гідрологічного, гідробіологічного і гідрохімічного режимів річки порівняно з попередньою біоконструкцією у 2 рази. При цьому, показники якості води покращуються на 30%-57%. Якщо річка має дуже малий обсяг стоку і періодично пересихає на досить тривалий час, вищу водну рослинність слід замінити напівводною з використанням перспективних культур, що мають значні переваги у порівнянні з традиційними видами.

Для здійснення штучних насаджень з вищої водної та іншої рослинності обов'язковими є такі вимоги: науково обгрунтоване розміщення різнотипних культур відповідно до морфо-біологічних особливостей окремих видів, вибір високоякісного посадкового матеріалу, врахування температурного режиму при культивуванні рослин, наявність або створення стійких підводних схилів берегів та напівзагат, здійснення насаджень в досить обмежені і оптимальні терміни з певним проміжком часу між закінченням робіт та затопленням заростей, внесення гумусу на схили берегів або напівзагат при його відсутності. Описані вище технології цілком успішно можуть бути застосовані також на прямолінійних ділянках малих річок природного походження, магістральних та скидних каналах господарсько-питного чи технічного призначення з напруженим екологічним станом.

Для інтенсифікації очищення води придонних горизонтів в пристроях можуть бути використані поселення моллюсків родів **Anodonta** та **Unio**, які розташовують в основі напівзагат на рівнях, що знаходяться нижче урізу води в найбільш маловодні періоди. При цьому щільність зазначених організмів встановлюється на рівні 5-10 дорослих особин на 1 кв. м площі. При необхідності значного покращання показників якості води для усієї товщі пропонується поселення моллюсків роду **Dreissena polymorpha**, які розміщують на підводних схилах річок в заростях рослин з щільністю 25-30 дорослих особин на 1 м кв.

З метою запобігання вторинного забруднення водою внаслідок відмирання та розкладу вищих водних і напівводних рослин пропонується науково-обгрунтована технологія вилучення надлишкової фітомаси в післявегетаційний період без порушення відтворювальної здатності фітоценозу та при максимальній утилізації вилученої органічної сировини.

Слід відзначити, що розглянуті біоконструкції мають свої недоліки: 1) для поновлення русел малих річок за допомогою зазначених пристроїв потрібен значний час і дуже великі витрати з наміву напівзагат, культивуванню рослин і моллюсків; 2) при різкому підвищенні швидкості течії малої річки під час весняної повені можливий розмив однієї з напівзагат, що неминуче приведе до виходу з експлуатації всього пристрою. Для усунення недоліків нами запропоновано спосіб, який базується на відгородженні спрямленої ділянки глухою загатою після спрямування водного потоку в старий рукав за допомогою закріплених понтонів і щита відбиття.

У місці початку спрямленої ділянки річки за допомогою тимчасового наплавного елемента опору водний потік з вихідного русла направляє в старий рукав, а спрямлена ділянка після зниження швидкості течії відгороджується від вихідного русла глухою загатою шляхом наміву ґрунту або насипу твердих порід. При наявності перемички між вихідним і старим руслами робиться проріз, в який направляє водний потік. При використанні зазначеного способу відносна ефективність очищення складає від 17,1 до 42,6%. Термін поновлення русла скорочується на 93,4%, а капітальні витрати — на 73,3%. Оскільки гирлові ділянки річок, що впадають у водосховища, є потужними фільтрами твердого стоку, а також характеризуються високими показниками біопродуктивності, нами розроблений спосіб, який відноситься до вилучення шкідливих речовин, створення природного бар'єру на шляху руху твердих частинок ґрунту, формування мережі протоків і островів з одночасним формуванням заростей рослинності, становлення імпульсно-стабілізаційного режиму, що сприяє розширенню екотонних зон, підвищенню показників розмаїття флори і фауни.

Запропонований спосіб здійснюється наступним чином. Протягом року (за виключенням нерестового періоду) один раз на добу проводять скид води з вищерозташованого і буферного водосховища до максимально можливого і екологічно безпечного рівня при замкнених водоскидних засувках нижчерозташованого водосховища, а при його закінченні водоскидні засувки вищерозташованого і буферного водосховища залишають до чергового скиду на 10-12 годин, після чого відкривають засувки нижчерозташованого водосховища для доведення рівня води в гирловій ділянці річки до мінімального і екологічно безпечного.

На всі запропоновані нами технології одержані патенти України.

УДК 574. 633

І.С. Хамар

Львівський національний університет імені Івана Франка, м. Львів

МІКРОЕКОСИСТЕМИ У БІОІНДИКАЦІЇ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДОЙМ

Сучасний рівень забруднення поверхневих вод визначається комплексом антропогенних факторів, які певним чином змінюють якість води і перебіг біологічних процесів у водному середовищі [4]. Реальна оцінка їх впливу на оточуюче середовище є важливою як для фундаментальних досліджень, так і для практичного (нормативно-правового) встановлення відповідних критеріїв визначення якості води гідроекосистем, яка визначає їх придатність до того, чи іншого виду водокористування і водоспоживання. Із усіх відомих методів аналізу, за допомогою яких можна вирішити дану проблему, найбільш ефективними є біологічні методи (біоіндикація), оскільки процеси самоочищення і формування чистої води у водоймах мають, в основному, біологічну природу [3].

У порівнянні з окремими організмами екосистеми реагують на забруднення із запізненням і в сильно зміненій формі. Однак саме тут відкриваються шляхи виявлення комплексних впливів і встановлення межі антропогенного навантаження на складну екосистему. Включаючись в обмінні процеси гідробіонтів, забрудники порушують різноманітні ланки їх метаболізму і можуть привести до індивідуальної летальності окремих особин, а при масовій смертності індивідуумів — до зміни структури популяції [2]. Встановлення механізму пригнічуючого впливу забрудників є з'ясуванням первинних реакцій інтоксикації. Токсикант фактично діє на молекулярному рівні. Зокрема, важкі метали (ВМ), які відносяться до пріоритетних забрудників, порушують конформацію білкових глобул клітинних мембран. Однак для таких досліджень на молекулярному рівні немає вироблених критеріїв “норми” і “патології” [1].

Існування видоспецифічного реагування гідробіонтів на однакові концентрації токсикантів і неврахування комплексного впливу забрудників, створює труднощі обґрунтування тих, чи інших гранично-припустимих концентрацій (ГПК) токсикантів, встановлених у лабораторних умовах на різних тест-організмах. А ідея перенесення лабораторних результатів на природні гідробіоценози, вважаючи, що вони реагуватимуть на такі концентрації токсикантів аналогічно, є безпідставною.

Результати експериментального аналізу реагування природного фітопланктоценозу в мікроекосистемах (ізолюваних ділянках ставкової екосистеми) свідчать, що окремі його компоненти володіють різною чутливістю до дії ВМ. У цілому, найбільш резистентними до дії Cu, Zn і Pb виявилися евгленові і зелені (хлорококові) водорості як у видовому багатстві, так і в рівні нарощування біомаси. Токсичність досліджуваних ВМ для фітопланктону зростала у ряді: Zn < Pb < Cu. Зокрема, концентрація 1 мг/дм³ міді, свинцю і цинку зумовлювала елімінацію із видового багатства фітопланктоценозу відповідно 19, 15 і 4 види. Проте, серед видів, які виявилися найбільш резистентними до концентрації 10 мг/дм³ деяких із вищезгаданих металів, були представники синьозелених, криптофітових і діатомових водоростей. Найбільш резистентними виявилися *Coelastrum microporum* і *Scenedesmus quadricauda*, які були здатні переносити концентрації до 10 мг/дм³ і вище усіх трьох важких металів, і зберігали при цьому статус домінантів або ж субдомінантів протягом часу тривання експозиції.

Ми спробували змоделювати реальні умови забруднення гідроекосистем, коли у водойми токсиканти надходять не одноразово, а періодично, створюючи Отже більш-менш стабільний рівень свого вмісту. Для цього після стартового внесення ВМ у мікроекосистеми визначався їх вміст через одну добу, і, на основі аналізу, відновлювалася вихідна концентрація токсиканта шляхом додаткового внесення його необхідної кількості. В результаті види, які вижили після стартового внесення токсиканта,

виявилися нездатними переносити додаткове його надходження, навіть за умови його невеликої кількості. Наприкінці експозиції 1 мг/дм³ міді життєздатними виявилися тільки 5 видів (36 у контрольній мікроекосистемі), а їх загальна біомаса становила 0,015 мг/дм³, що у 5 тисяч разів менше від контрольного варіанту.

У реакції фітопланктону на токсичність важких металів спостерігалось два періоди. Початковий тривав 4-5 діб. Рівень ВМ у воді при цьому суттєво знижувався, і, якщо їх нагромадження у клітинах не перевищувало рівня летальності, фітопланктонне угруповання поступово відновлювалося. Швидкість відновлення зростала в оберненій залежності від стартової концентрації ВМ. Однак, таке відновлення припинялося внаслідок додаткового надходження токсиканта. Здебільшого угруповання були нездатними протидіяти такому зовнішньому навантаженню. Пригнічення відбувалося навіть у тому випадку, коли додатково надходили невеликі кількості міді (0,1 мг/дм³). Стійкість системи була дуже незначною: різноманітність невелика, домінували евтрибонтні види, спостерігалась велика флуктуація біомаси.

ЛІТЕРАТУРА

1. Брагинский Л. П., Величко И. М., Щербань Э. П. Пресноводный планктон в токсической среде. — Киев: Наук. думка, 1987. — 180 с.
2. Вайнерт Э., Вальтер Р., Ветцель Т. и др. Биондикация загрязнений наземных экосистем. — М.: Мир, 1988. — 350 с.
3. Винберг Г. Г. Опыт применения разных систем биологической информации загрязнения вод в СССР // Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоемов. — Л.: Наука, 1979. — С. 43-51.
4. Олексів І. Т., Ялинська Н. С., Брагинський Л. П. та ін. Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень (теорія, методи, практика використання). — Львів: Світ, 1995. — 440 с.

УДК 574. 633

Т.Ф. Шевченко

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

МОРФОЛОГІЧНІ АНОМАЛІЇ У ВОДОРОСТЕЙ ЯК ПОКАЗНИК ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДОЙМ

У процесі дослідження фітоперифітону водойм басейну Дніпра ми нерідко знаходили водорості з морфологічними аномаліями. Вперше морфологічні аномалії спостерігали в 1983 г. у *Lyngbya putealis* Mont. (Cyanophyta), що розвивалася в обростанні твердого неорганічного субстрату у водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС. Частота трапляння аномальних структур у *Lyngbya putealis* (що визначається як кількість аномалій, що признижується на тисячу вегетативних клітин — екз./тис. в. к.) становила 6-8 екз./тис. в. к. Після аварії на Чорнобильській АЕС морфологічні аномалії у водоймі-охолоджувачі спостерігали у водоростей, що належать до двох відділів — Cyanophyta та Bacillariophyta. Серед синьозелених водоростей з морфологічними аномаліями було виявлено один вид — *Lyngbya fontana* (Kütz.) Hansg. Серед діатомових водоростей аномальні структури спостерігали у десяти видів — *Diatoma vulgare* Bory var. *lineare* Grun., *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehr., *Gomphonema parvulum* (Kütz.) Grun. var. *micropus* (Kütz.) Cl., *Cymbella tumidula* Grun., *C. affinis* Kütz., *C. ventricosa* Kütz., *Nitzschia subtilis* (Kütz.) Grun., *N. gracilis* Hantzsch, *N. intermedia* Hantzsch, *N. palea* (Kütz.) W. Sm. [3]. Частота трапляння морфологічних аномалій у водоростей у більшості випадків становила 2-5 екз./тис. в. к. Тільки на окремих станціях спостерігали велику кількість індивідів з морфологічними змінами. На деяких станціях частота трапляння морфологічних аномалій у *Lyngbya fontana* сягала 200-300 екз./тис. в. к., а частота трапляння деформованих клітин у *Diatoma vulgare* var. *lineare* становила 200-400 екз./тис. в. к.

У дніпровських водосховищах (Київському, Канівському та Кременчуцькому) водорості з морфологічними аномаліями реєстрували в 1988-1995 рр. Зміни у морфологічній структурі спостерігали у *Calothrix dnjeprensensis* (Schirsch.) Kondrat., *Phormidium ambiguum* Gom. f. *majus* (Lemm.) Elenk. та *Lyngbya fontana* (Cyanophyta) [2], а також у видів родів *Diatoma* D. C., *Synedra* Ehr., *Gomphonema* Ag., *Cymbella* Ag. та *Nitzschia* Hass. (Bacillariophyta). Частота трапляння морфологічних аномалій у синьозелених водоростей змінювалася від 5 до 40 екз./тис. в. к., у діатомових водоростей — від 4 до 25 екз./тис. в. к.

Важливим було встановити, які саме фактори навколишнього середовища впливають на виникнення змін у морфологічній структурі водоростей. З цією метою було проведено серію лабораторних експериментів, спрямованих на вивчення реакцій-відповідей водоростей на хімічне забруднення (свинець, поверхнево-активні речовини). Експерименти проводили з використанням

культури синьозеленої водорості *Phormidium autumnale* (Ag.) Gom. f. *uncinata* (Ag.) Kondrat. Встановлено, що хімічне забруднення викликає зміни у морфологічній структурі водоростей — фрагментацію трихомів, виникнення аномальних структур та руйнування вмісту клітин. Під дією свинцю (20, 40 та 60 ГДК) спостерігали фрагментацію трихомів, лізис клітинних перетинок і злиття вмісту клітин в аморфну масу, руйнування вмісту клітин, роздвоєння трихоми, а також виникнення аномалій кінцевих клітин трихомів та аномалій, складених з групи виродливих суміжних часто перевернутих клітин, які важко розрізнити. Частота трапляння морфологічних аномалій становила 18-30 екз. /тис. в. к. Під впливом дії ПАР (20, 40 та 60 ГДК) відбувалися зміни у морфологічній структурі водоростей, що носили дещо інший характер. Спостерігали ураження окремих вегетативних клітин, яке іноді призводило до згину трихоми у місці uszkodження. Частота трапляння аномалій становила 20-35 екз. /тис. в. к. Проведені раніше дослідження [1] показали, що гостре γ -опроміювання (^{60}Co) призводить до інтенсивної фрагментації трихомів та появи аномальних структур у синьозелених водоростей. Частота трапляння аномалій у період їх максимального прояву становила 32 екз. /тис. в. к.

На основі узагальнення результатів натурних спостережень та експериментальних досліджень проведено типізацію аномалій морфологічної структури синьозелених водоростей, що виникають під впливом забруднень різного характеру, які віднесено до дев'яти типів або груп. В умовах лабораторного експерименту та у природі спостерігали морфологічні аномалії у водоростей, що були досить схожими, а також такі, що носили різний характер. Наприклад, аномалії кінцевих клітин трихомів та окремих інтеркалярних клітин, а також аномалії, складені з групи виродливих суміжних клітин, роздвоєння трихоми та його згин у місці ураження інтеркалярної клітини реєстрували як в умовах лабораторного експерименту, так і у водоростей, що розвивалися у водоймах басейну Дніпра. Одночасно у природних умовах не спостерігали фрагментації трихомів, лізису клітинних перетинок та злиття вмісту клітин в аморфну масу.

З викладеного вище матеріалу випливає, що морфологічні аномалії у водоростей не є результатом специфічної дії якогось певного фактору. Схожі аномалії виникають під дією різних факторів, несприятливих для розвитку водоростей. Проте можна все ж відмітити, що різні фактори, хімічні та радіаційні, характеризуються певними особливостями впливу на водорості. Якщо під дією свинцю найбільш часто спостерігали лізис клітинних перетинок і злиття вмісту клітин в аморфну масу, то під дією ПАР частіше реєстрували аномалії окремих вегетативних клітин. Під впливом гострого γ -опроміювання частіше спостерігали аномалії кінцевих та окремих інтеркалярних вегетативних клітин, а також аномалії, складені з групи виродливих суміжних клітин.

Частота трапляння морфологічних аномалій у водоростей, знайдених у водоймах басейну Дніпра, часто набагато перевищувала частоту їх трапляння в умовах лабораторних дослідів під дією свинцю, ПАР та гострого γ -опроміювання. Цей факт свідчить про те, що довготривалий вплив сумісної дії декількох несприятливих факторів (наприклад, хімічного та радіоактивного забруднення) є більш шкідливим для розвитку водоростей, ніж їх короткотривала дія (навіть при досить високих дозових навантаженнях).

Під впливом антропогенного навантаження водорості перифітону виявляють різноманітні реакції-відповіді на рівні клітини, організму, популяції та ценозу, що дає змогу використовувати їх як організми-біоіндикатори екологічного стану водойм.

ЛІТЕРАТУРА

1. Кондратьєва Н. В., Голубкова М. Г., Шевченко Т. Ф. Вплив гострого γ -опроміювання (^{60}Co) на морфологічні особливості *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk. та *Anabaena cylindrica* Lemm // Укр. ботан. журн. — 1986. — Т. 43, № 3. — С. 18-23.
2. Костикова Л. Е., Шевченко Т. Ф. Реакция водорослей перифитона на изменение экологической ситуации в днепровских водохранилищах после аварии на ЧАЭС / Гидроэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. — Киев: Наук. думка, 1992. — С. 48-52.
3. Шевченко Т. Ф., Кленус В. Г. Фитоперифитон водоема-охладителя Чернобыльской АЭС в послеварийный период // Гидробиол. журн. — 1997. — Т. 33, № 5. — С. 16-27.

УДК [595.371.13:504.062.2:574.5](285.33)(477.7)

Л.В. Ємельянова

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ОСОБЛИВОСТІ ВИДОВОГО РІЗНОМАНІТТЯ УГРУПОВАНЬ ГАММАРИД В УМОВАХ САСИКЬСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

В рамках концепції сталого розвитку України особливого значення набуває вивчення різноманіття угруповань домінуючих видів гідробіонтів (наприклад, гаммарид) як основи раціонального використання водних екосистем та збереження їх біорізноманітності. В цьому аспекті значний інтерес становлять трансформовані екосистеми — такі, як Сасикське водосховище.

Дослідження, які було проведено в літоралі Сасикського водосховища, свідчать, що фауна гаммарид представлена трьома видами, які відносяться до двох родів — *Dikerogammarus* (Stebbing, 1899), *Pontogammarus* (Sowinsky, 1904), і є ендемічними для Понто-Каспія. Це водосховище відрізняється бідністю фауни бокоплавів, що перш за все пов'язано з особливостями гідрологічного та гідрохімічного режимів цієї екосистеми. Безперечно, що рівнинний режим (нестабільність зміни рівня води впродовж календарних років) визначив більшість компонентів абіотичного і біотичного блоків екосистеми Сасика [4]. Так, наприклад, при спрацюванні водосховища на 1,0-1,3 м осушувалася значна частина акваторії — до 45 км² (при загальній площі водосховища — 215 км² при НПП), що безпосередньо впливає на умови існування літоральних угруповань гідробіонтів, у тому числі й гаммарид, багато видів з яких у своєму розподілу по акваторії будь-якого водоймища, якраз і пов'язані з літораллю. Причому характер розподілу і ступінь кількісного розвитку популяцій цих ракоподібних у багатьох випадках залежить від гідродинамічних властивостей біотопу, а їх оксифільність визначає приуроченість до тих чи інших ґрунтів [1].

Фауна гаммарид у Сасикському водосховищі, на наш погляд, сформувалася за рахунок бокоплавів, які привносяться по каналу із Дунаю та могли залишитись у водосховищі після відокремлення лиману від Чорного моря. В теперішній час річки Когильник та Сарата, що впадають у Сасик, дуже мінералізовані [4] і не привносять у водосховище жодного виду гаммарид, що підтверджується відсутністю рачків у пробах 1999 р., відібраних у гирлах річок.

Гаммариди — найбільш евригалінна група серед усіх Malacostraca [1]. Однак освоєння водоймищ гаммарусами, їх ріст та розвиток залежать від наявності у воді визначених іонів кальцію [5]. Після подачі дунайської води за рахунок багатократного водообміну (1981-1984 рр.) мінералізація води у Сасику змінювалася в різних точках водосховища в діапазоні 0,7–0,9 г/л. При цьому гідрокарбонатно-кальцієва вода Дунаю після попадання у це водосховище стала хлоридно-натрієвою. До того ж у зв'язку з вводом нових площ зрошення та збільшення об'ємів дренажних вод, які скидаються в малі річки Когильник і Сарата, підвищилась мінералізація у цих річках, що призвело до збільшення кількості солей у воді північної частини водосховища [4].

Крім сказаного вище необхідно зауважити, що з дренажним стоком у водосховище надходять мінеральні добрива та ядохімікати з усієї площі зрошення, тим самим зумовлюючи подальше збільшення акумуляції токсикантів [4]. Все це кінець кінцем зумовило ту неординарну ситуацію, що склалася в абіотичному блоці Сасикського водосховища і в певній мірі детермінувало характерні особливості біоти, у тому числі і стан популяцій гаммарид — ракоподібних, які чутливі не тільки до зміни мінералізації і солоності води, кисневого режиму, розподілу та якості ґрунтів, однак й до присутності у воді навіть мінімальної кількості різних типів отруйних речовин [1].

Як свідчать дані наших досліджень, у літоралі Сасикського водосховища гаммариди розподілені нерівномірно, що, насамперед, зумовлено нерівномірністю заростання водосховища макрофітами (перш за все рдестами, рогазом, очеретом) та розміщенням різних типів ґрунтів. Усі види гаммарид (3 види), що були відібрані в Сасику влітку 1999 р., — типові фітофільні види, які у своїй життєдіяльності нерозривно пов'язані з вищими водними рослинами. Тому слід було чекати, що всі ці рачки у своєму розподілі по водосховищу повинні опановувати перш за все ті чи інші види макрофітів. Проте фактичні дані свідчать, що такий вид, як *P. crassus*, у масі розвивається в зоні урізу води, веде себе як типовий амфібіонт і утворює монокультурні угруповання в деяких районах водосховища (наприклад, с. Глибоке), де щільність його популяцій сягає значних величин — 3300 екз./м². На наш погляд, цей феномен можна пояснити кількома причинами: незначним кількісним розвитком макрофітів (рдесту, рогазу) та ниткових водоростей, а також відсутністю у водосховищі типового псамофіла — *P. maoticus*. Пристосовуючись до екстремальних умов існування, що склалися у водосховищі, *P. crassus* використовує вільну екологічну нішу (зону урізу води), за рахунок чого має можливість підтримувати щільність своїх популяцій на

високому рівні. Проте популяції *P. crassus* у заростях макрофітів характеризуються низьким кількісним розвитком (наприклад, 130 екз./м² у с. Лиман, ниткові водорості).

В умовах Сасику *D. villosus* опановує рдест, друзи дрейсен, ниткові водорості на притопленому камінні, однак його популяції досягають максимального розвитку в центральній (с. Глибоке) та в південній (с. Катранка) частинах, де щільність популяцій за чисельністю складала 101 і 98 екз./кг рдесту відповідно та була, як правило, на порядок нижча порівняно з дніпровськими водосховищами та Дніпровсько-Бузьким лиманом [3]. Щільність популяцій *D. villosus* в літоралі досліджуваного водосховища в цілому змінювалась у межах двох порядків. Особини *P. robustoides* в літоралі Сасику відмічені тільки в центральній та південній частинах водосховища. При цьому показники щільності їх популяцій за чисельністю практично не відрізнялись від таких же для популяцій *P. robustoides* з водоймів Кілійської дельти Дунаю у 1997 р.

Видове різноманіття угруповань гаммарид в літоральних біоценозах Сасику детермінується не тільки особливостями цього водоймища, однак й схильно до біотопічної мінливості, тобто в різних частинах і різних біотопах водосховища існують угруповання цих рачків, що значно відрізняються одне від одного не тільки за видовим складом, однак й за кількісним розвитком своїх популяцій. Слід зауважити, що угруповання гаммарид у літоральних біоценозах Сасику відзначаються низьким видовим різноманіттям. При цьому найбільшим різноманіттям характеризуються угруповання гаммарид у центральній та південній частинах, що знаходяться під значним впливом дунайської води, яка поступає по каналу Дунай-Сасик і є карбонатно-кальцієвою II-го типу. Верхня частина водосховища за даними розподілу гаммарид відрізняється не тільки бідністю видів, однак й низькими показниками індексу Шеннона. Необхідно підкреслити, що низьке різноманіття у біотичному блоці (як, наприклад, зменшення видового різноманіття гаммарид у північній та деяких районах центральної частин Сасику) згідно з принципом альтернативного різноманіття [2] може бути нічим іншим, як наслідком збільшення різноманіття абіотичних факторів (у тому числі й за рахунок зростання антропогенного навантаження на водосховище у різних його частинах).

ЛІТЕРАТУРА

1. Дедю И.И. Амфиподы пресных и солоноватых вод юго-запада СССР. — Кишинев: Штиинца, 1980. — 222 с.
2. Емельянов И.Г. Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистем. — Киев, 1999. — 168 с.
3. Емельянова Л.В. Гаммариды литорали днепровских водохранилищ. — Киев: Наук. думка, 1994. — 145 с.
4. Харченко Т.А., Тимченко В.М., Иванов А.И. и др. Биопродуктивность и качество воды Сасыкского водохранилища в условиях его опреснения. — Киев: Наук. думка, 1990. — 275 с.
5. Thienemann A. Der Bergbach des Sauerlandes // Intern. Rev. Hydrobiol., Hydrograph. — Biol. suppl. — 1912. — Ser. 3, Bd. 4. — S. 712-741.

ІХТІОЛОГІЯ, СТАВОВЕ, ОЗЕРНЕ ТА ЛИМАННЕ РИБНИЦТВО

УДК 639.2.053(282.247.32)

Т.Л. Олексенко¹, Б.И. Правоторов²

¹Херсонская научно-исследовательская гидробиологическая станция ИГБ НАН Украины, г. Херсон

²Бассейновое управление «Южрыбвод», г. Херсон

СОСТОЯНИЕ ЗАПАСОВ И ХАРАКТЕР ПИТАНИЯ ПОЛУПРОХОДНЫХ БЕНТОСОЯДНЫХ РЫБ ДНЕПРОВСКО- БУГСКОЙ УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ

В настоящее время доля полупроходных рыб в общем улове рыбы в Днепроовско-Бугской устьевой области составляет около 83%, без учета вылова тюльки (940,94 и 1131,69 т, соответственно). Удельный вес бентосоядных рыб (тарань, лещ, рыбец, сазан) превышает 97% всего улова полупроходных рыб этого района (соответственно 283,10 и 290,17 т).

Нерестовое стадо тарани в 2000 году состояло из 7 возрастных групп, от впервые вступающих в промысел трехгодовиков (7,6%) до девятигодовалых особей, процент которых был незначителен (2,5%). По сравнению с предыдущими годами снизился удельный вес младших возрастных групп, впервые вступающих в промысел — 3 и 4 годовиков (вместе 26,9%). Возрастная структура нагульного стада тарани также не претерпела существенных изменений, промысел базировался, как и в прошлые годы, на 5 и 6-летниках (39,4 и 36,5%). Большой удельный вес младших возрастных групп (3+, 4+, 5+) в нагульном стаде тарани, дающем около 82,9% всего ее улова в этом районе, свидетельствует о высокой эксплуатации ее запасов промыслом. Поэтому необходимо принять меры по сохранению ее запасов, в частности, уменьшения лимитов ее вылова.

Нерестовое стадо леща в 2000 году было представлено 9 возрастными группами — 4-12-годовиками. Основу нерестового стада составляли рыбы, отнерестившиеся два и более раз (5-8 и 9-годовики, соответственно 14,5; 23,8; 10,3; 13,1; 11,2; 10,7%). Нагульное стадо леща состояло из 6 возрастных групп. Промысел базировался на 6 и 7-летках (42,3 и 33,4%). В целом, стадо леща находится в удовлетворительном состоянии, промыслом облавливаются средние и старшие возрастные группы.

В нерестовом стаде рыба в 2000 году преобладающими группами были 5 и 6-годовики (43,4 и 29,2%). Аналогичная картина наблюдалась и в нагульном стаде, где 5,6; 7,8 летки вместе составляли более 92% стада (6,0; 42,3; 33,4; 10,5%). По сравнению с возрастной структурой прошлых лет (начало 80 годов), доля средних и старших возрастных групп увеличилась и эта тенденция сохраняется на протяжении последних 5-6 лет. Уловы рыба по сравнению с началом 80 годов снизились почти в 6 раз (ср. улов за 1980-1982 гг. — 77 т., ср. улов за 1998-2000 гг. — 13.). Это связано, в первую очередь с неблагоприятными условиями размножения рыба в последнее десятилетие из-за недостаточного количества нерестового субстрата и, как следствие, невысокой урожайности молоди.

Промысловые запасы сазана низкие, что связано с почти ежегодной гибелью рыба 5,6 годовалого возраста, а также более старших возрастных групп весной от заболевания не выясненной этиологии, браконьерского вылова и др. причин. Уловы его в период 1996-2000 гг. колебались в пределах от 0,05 т (2000г.) до 1,3 т (1996 г.) и имеют тенденцию к уменьшению.

В пище половозрелой тарани (в возрасте 3+ и старше) доминируют моллюски и усоногие раки, доля которых составляет более 70%. Наибольший удельный вес в общей биомассе моллюсков, обнаруженных в желудочно-кишечных трактах тарани из восточного и центрального районов лимана, имели представители рода *Dreissena* (90,9 и 40,9%, соответственно), из западного и бугского районов

представители рода *Nuraniis* (65,0 и 63,7%), а за озер нижнего Днепра представители рода *Viviparus* (63,7%). Дрейссеной тарань начинает питаться уже в возрасте 1+. У особей размером 10 см в пище заметно присутствие дрейссены, с возрастом ее роль в питании значительно увеличивается. Наряду с моллюсками в питании старших размерных групп тарани заметную роль имел представитель усногих раков *Balanus improvisus* Darv., которого некоторые исследователи исключают из кормового бентоса, считая недоступными для рыб. Частота его встречаемости в пище, по отдельным районам лимана колебалась в пределах от 21,4% до 40,0%. Помимо твердого «бентоса» в пище тарани старше 3 лет значительную роль играли макрофиты, мшанки, полихеты, ракушковые ракообразные (остракоды). Несмотря на то, что некормленность отдельных особей колебалась в очень широких пределах и различий индексов наполнения у отдельных возрастных групп тарани была значительной (71-156⁰/₀₀₀), средний общий индекс наполнения оказался высоким и составлял 135⁰/₀₀₀ для тарани из лимана и 161⁰/₀₀₀ для тарани из пойменных и дельтовых водоемов.

Питание леща в возрасте 3+ и старше существенно не отличалось от питания леща в возрасте 1+ — 3+. В восточном районе лимана основу пищи составляли хирономиды, в центральном — в равной части хирономиды и моллюски. Заметную роль в центральном и особенно в западном районе играли полихеты. Характер питания леща в пойменных водоемах был сходен с таковым из восточного района лимана, однако в озерах меньше выражено преобладание какого-то отдельного пищевого компонента: в равной степени доминировали по весу хирономиды, моллюски и амфиподы. Моллюски были почти исключительно представлены живородками.

Несмотря на то, что накормленность отдельных особей колебалась в широких пределах (21-241⁰/₀₀₀), средний общий индекс наполнения оказался высоким и составил 112⁰/₀₀₀ для леща из лимана и 92,9⁰/₀₀₀ для леща из пойменных водоемов.

Спектр питания рыбца включал водоросли, высшие водные растения, 14 групп планктонных и донных беспозвоночных, рыбу, детрит. В восточной части лимана в зависимости от участка, основу рациона половозрелого рыбца составляли моллюски (*Dreissena*-72%, *Turricospira*-27%). В центральном районе лимана характерным кормом были морские полихеты (63,4-90,4%), моллюски (37,8%), остракоды (51,4%), мизиды (35,5%), молодь рыб (47,3%). В западном районе лимана высокую частоту встречаемости в пище рыбца имели остракоды (93%), кумовые (71%), морские полихеты (50%), гаммариды (43%), но основную массу пищевого комка создавали моллюски. В Бугском лимане пища рыбца состояла в равной степени из молоди рыб и остракод, в незначительном количестве были отмечены моллюски и полихеты. Накормленность рыбца в лимане была высокой — 97 — 122⁰/₀₀₀, а общий средний индекс наполнения составлял 112⁰/₀₀₀.

Наиболее постоянными компонентами пищи сазана являлись моллюски, хирономиды, остракоды (встречаемость 83%), гаммариды (66%). Эти же группы организмов, за исключением остракод, доминировали в пищевом комке по весу, составляя соответственно 30,6; 41,1; 21,8%. Остальные донные беспозвоночные составляли доли процента от веса пищевого комка. Общие индексы наполнения находились в пределах 40-83⁰/₀₀₀, и составляли в среднем 76⁰/₀₀₀.

УДК 551. 468. 4 (4Укр-43эп).

А.Г. Антоновский, Д.С. Жигирь, Н.А. Биба, В.А. Демченко, И.С. Митяй

Межведомственная лаборатория ихтиологии и общей гидробиологии НИИ Биоразнообразия МГПУ и ИнБЮМ им. А. О. Ковалевского НАН Украины, г. Мелитополь.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ КОРМОВОЙ БАЗЫ БЫЧКОВЫХ МОЛОЧНОГО ЛИМАНА И ПРИЛЕГАЮЩЕЙ ЗОНЫ АЗОВСКОГО МОРЯ

В качестве кормовой базы рыб Молочного лимана и прилегающей акватории Азовского моря исследованы состав, плотность и биомасса зоопланктона и зообентоса. Фактический материал собран в 1996-2000 гг. на 18 станциях Молочного лимана и прилегающих к нему двух станциях Азовского моря. Проанализировано 120 проб зоопланктона и 125 проб зообентоса. Оптимальность кормовой базы в указанный период оценивалась по упитанности бычков. Проанализировано 2629 особей 10 видов бычков.

Зообентос Молочного лимана и прилегающей части Азовского моря на современном этапе включает 81 вид беспозвоночных. В его состав входят: 51 вид моллюсков (*Gastropoda* — 42, *Bivalvia* — 9), ракообразные — 26 видов (*Cirripedia* — 1, *Ostracoda* — 1, *Mysidacea* — 7, *Cumacea* — 2, *Isopoda* — 3,

ИХТИОЛОГИЯ, СТАВОВЕ, ОЗЕРНЕ ТА ЛИМАННЕ РИБНИЦТВО

Amphipoda — 8, Decapoda — 4), кольчатые черви — 3 вида (Polychaeta — 2, Oligochaeta — 1), насекомые — 1 вид (личинки комаров Chironomidae — 1). Наибольшим видовым разнообразием характеризуются территории, которые непосредственно взаимодействуют с Азовским морем и рекой Молочной. На этих территориях встречается около 70 видов донных беспозвоночных, фоновыми из которых являются *Thalassobia*, *Rissoa*, *Hydrobia*, *Pseudopaludinella*, *Mytilaster lineatus*, *Cerastoderma clodiens*, *Abra ovata*.

Плотность зообентоса в Молочном лимане колеблется от 60 до 78840 экз/м² при среднем значении 16124 экз/м². Максимальные показатели плотности зарегистрированы в верховье и нижней части водоёма. Биомасса соответственно находится в пределах 1382 — 1505,26 экз/м², в среднем 364,01 г/м³. Исходя из этого, среднегодовая общая биомасса зообентоса в лимане колеблется в пределах 65000-70000 тонн. Представители *Thalassobia*, *Hydrobia* и *Pseudopaludinella* играют значительную роль в формировании плотности зообентоса в донных биоценозах. Их плотность в среднем достигает 8802 экз/м² по всей акватории и в отдельных случаях они составляют до 96 % от общего количества организмов. Зообентос прилегающей части Азовского моря, в сравнении с зообентосом Молочного лимана, характеризуется большей стабильностью. Плотность колеблется в пределах 3200 — 3700 экз/м², биомасса — 152-177,4 г/м².

Видовое разнообразие зоопланктона Молочного лимана и прилегающей части Азовского моря представлено следующими группами: *Planula Hydromedusae*, *Hydromedusae*, *Rotatoria*, *Polychaeta larvae*, *Bivalvia larvae*, *Gastropoda larvae*, *Calanoidae*, *Cyclopoidae*, *Harpacticoidae*, *Cirripedia larvae*, *Copepoda larvae*, *Amphipoda*, *Isopoda*. Плотность зоопланктона по Молочному лиману распределена неравномерно. Максимальные ее значения наблюдаются в средней части водоема — 129298 экз/м³. В низовье и верховье лимана эти показатели заметно уменьшаются и составляют соответственно — 75133 экз/м³ и 97460. Среднее значение плотности в Молочном лимане составляет 107000 экз/м³, в прилегающей акватории моря — 118090 экз/м³. Самыми большими потребителями этих организмов являются бычки. Зоопланктон, как кормовой объект, играет важную роль в питании на ранних стадиях их развития. Основными кормовыми объектами бычков-бентофагов являются *Mytilaster lineatus*, *Abra ovata*, представители родов *Hydrobia*, *Thalassobia*, которые по частоте встречаемости в кишечниках распределены, соответственно: 49. 2%, 2. 8%, 27. 5%. Они составляют основную часть биомассы донных организмов с среднегодовой биомассой по всей акватории лимана в пределах 45190 тонн.

От состояния кормовой базы зависит степень упитанности рыб, о чем свидетельствуют показатели, которые представлены в таблице.

Таблица

Упитанность бычков по Фультону и Кларку в Молочном лимане и прилегающей зоне Азовского моря

Вид	Район исследований	n	Коэффициент Фультона		Коэффициент Кларк	
			min-max	M ±m	min-max	M ±m
Бычок кнут	В	61	1,07-2,19	1,65 ±0,03	0,97-2,00	1,48 ±0,03
Бычок цуцик	А	125	0,56-5,20	2,63 ±0,10	0,28-4,72	2,21 ±0,09
	В	3	2,19-3,75	2,89 ±0,46	1,54-3,15	2,35 ±0,47
Бычок песочник	А	395	0,69-6,21	1,80 ±0,02	0,32-6,07	1,56 ±0,02
	В	116	0,74-4,64	1,82 ±0,04	0,60-4,11	1,59 ±0,04
Бычок рыжик	В	87	1,14-5,68	2,31 ±0,05	0,76-4,72	1,90 ±0,05
Лысун мраморный	А	31	1,23-4,17	1,93 ±0,13	1,09-2,78	1,55 ±0,09
	В	50	0,41-3,56	1,44 ±0,07	0,29-2,44	1,00 ±0,06
Бычок кругляк	А	152	1,38-3,43	2,35 ±0,04	1,26-3,13	2,08 ±0,03
	В	577	0,26-5,04	2,52 ±0,02	0,19-4,37	2,20 ±0,02
Бычок травяник	А	905	0,48-7,50	1,91 ±0,02	0,18-6,09	1,70 ±0,02
	В	11	1,21-2,22	1,80 ±0,09	1,13-2,01	1,60 ±0,09
Пуголовка звездчатая	В	6	2,30-3,25	2,80 ±0,16	1,52-2,91	2,13 ±0,25
Бычок ротан	А	8	1,28-1,84	1,63 ±0,07	1,16-1,63	1,41 ±0,05
	В	40	1,05-3,61	1,68 ±0,06	0,26-1,75	1,45 ±0,04
Бычок ширман	А	5	0,93-2,35	1,55 ±0,26	0,84-2,02	1,38 ±0,21
	В	57	1,23-3,21	2,12 ±0,05	1,16-2,92	1,82 ±0,05

Примечание: А — лиман; В — море.

Вышеизложенные данные говорят о том, что в Молочном лимане и прилегающей зоне Азовского моря сложилась благоприятная кормовая база, состояние которой зависит от взаимосвязи река-лиман, лиман-море. Коэффициенты упитанности бентосо- и планктоноядных бычков свидетельствуют об обеспеченности рыб кормом.

УДК 597. 587. 9: 639. 3 (262. 5)

Ю.Е. Битюкова, Н.К. Ткаченко, А.Н. Ханайченко, О.В. Пантелеева

Інститут біології южних морей НАН України, г. Севастополь

РАЗВЕДЕНИЕ МОЛОДИ ЧЕРНОМОРСКОЙ КАМБАЛЫ КАЛКАНА: ЗАДАЧИ, ПЕРСПЕКТИВЫ, РАЗРАБОТАННАЯ ТЕХНОЛОГИЯ

Негативные тенденции динамики численности промысловых видов в равной мере свойственны популяции камбалы калкана — одной из наиболее ценных рыб Черного моря. Запасы этого вида в последнее время находятся в депрессивном состоянии. Ограниченность ареала шельфовой зоной до глубин 120 м, общая невысокая численность, длительный жизненный цикл и низкая выживаемость в раннем онтогенезе, вместе с антропогенным прессом, в частности загрязнением и влиянием промысла, вызывают чрезвычайную уязвимость запасов калкана.

Предпринимаемые ранее мероприятия по восстановлению численности калкана — запрещение тралового лова с последующим запретом любого вылова с 1986 по 1996 г. г., установление квотированного лова и ряд других менее принципиальных, но полезных мероприятий, привели к некоторому восстановлению его численности. Однако в последние годы, возросшие масштабы промысла, в том числе браконьерского, вновь вызвали сокращение численности этой рыбы в территориальных водах Украины. На таком фоне искусственное разведение, расширенное естественное воспроизводство, введение плановых ограничений на вылов становятся особенно актуальными.

Перспектива искусственного разведения камбалы калкана ориентирована на успешное культивирование атлантической камбалы *Psetta maxima* (тюрбо), вида родственного черноморскому калкану (*P. maxima maeotica*). В Европе, на Атлантическом побережье от Норвегии до Испании, культивирование тюрбо находится в фазе промышленного выращивания уже более десятилетия. За этот период его товарное производство возросло со 100 тонн в год в 28 раз [2]. Продукция выращиваемой молоди достигла 3 млн. экз., а возврат молоди через 1 год после выпуска ее в море составляет до 9,5% [1]

Развитие промышленной марикультуры камбаловых в Европе оказалось возможным благодаря вложению в эту отрасль частного капитала и широкой поддержке университетских и научно-технических программ. Примером окупаемости инвестиций в научно-технические разработки является опыт одной из испанских фирм по выпуску молоди тюрбо, в которой вложение 200 тыс. долларов дало 10-кратный экономический эффект в течение 4 лет [4].

В ИнБЮМ НАНУ в процессе разработки технологии разведения камбалы калкана в последние годы, в том числе в рамках программ "Марикультура", "Камбала" были выполнены: исследования роста, интенсивности газообмена, энергетического баланса, рационов личинок, а также влияния различных типов живых кормовых организмов на развитие, рост и выживаемость личинок при выращивании. При моделировании широкого диапазона условий среды найдены параметры абиотических факторов, способствующие созданию оптимальных условий для жизнедеятельности личинок и молоди. Исследован темп роста метаморфизированной молоди для оценки эффективности товарного ее выращивания. Разработаны технические средства и пилотные установки для культивирования микроводорослей и кормового зоопланктона.

Разработанная технология выращивания включает все технологические циклы от содержания производителей и получения икры до стадии жизнестойкой молоди с применением интенсивного метода (модификация "зеленой воды") [3]. Личинок выращивали в бассейнах с фильтрованной и стерилизованной водой и предварительно заселенных культурами микроводорослей. Применяли высокую начальную плотность личинок (10-20 экз. л⁻¹), которую снижали по мере роста и развития личинок, и стандартные стартовые кормовые организмы: коловраток, науплий и метанауплий артемий. Для перевода личинок на питание и обеспечение их быстрого роста на первых этапах создавали высокие концентрации кормовых организмов (3-5 экз. л⁻¹) в начале питания внешней пищей, а затем понижали ее до 0,1 экз. л⁻¹ на 12-14 сутки. Режим подачи корма рассчитывается исходя из концентрации коловраток, количества личинок и их рациона на данной стадии развития. Для кондиционирования условий среды и насыщения кормовых организмов применяли стерильные культуры фитопланктона (*Chlorella regularis*, *Platymonas viridis*, *Isochrysisd galbana* и др.). В качестве инертных кормов использовали мясо рыб и мидий, которыми начинали кормить рыб в возрасте 30-35 суток.

Температурный режим в период инкубации должен поддерживаться на уровне 14-15°C, выращивание личинок проводится в режиме постепенного повышения температуры от 17 до 20°C. В условиях присутствия микроводорослей в бассейнах необходимо постоянно контролировать содержание кислорода. Насыщение воды кислородом должно составлять 80-90% и не превышать 100%, иначе в

условиях избытка кислорода у личинок возникает газопузырьковая болезнь, приводящая к их иммобилизации и прекращению питания. При переходе на питание в бассейнах поддерживали круглосуточное освещение поверхности воды на уровне 1000- 2000 лк. С 14-суточного возраста устанавливали естественный ход освещенности со сменой дня и ночи.

Исследования пластического обмена в личиночном периоде показали, что относительные среднесуточные приросты длины увеличиваются до 14-суточного возраста, а затем постепенно снижаются и остаются на уровне 4,1-4,25% до завершения метаморфоза. Суточный прирост массы тела увеличивается от 22,11% при питании коловратками до 25,34% при питании науплиями артемий. В дальнейшем к концу личиночного периода скорость роста уменьшается до 5,3 %. При выраженном в дальнейшем ее снижении мальки характеризуются быстрым увеличением массы тела: за первые шесть месяцев наблюдается 10-кратное ее увеличение.

Суточные рационы снижаются с 20-25 % сырой массы тела в пелагической фазе до 6-7% в период метаморфоза. При этом коэффициент использования пищи на рост максимален у пелагических личинок (53-60%) и уменьшаются до 26-30 % у молоди.

Как показали наши исследования калкан высоко технологичен как объект товарного выращивания вследствие малоподвижного образа жизни, невысоких рационов и эффективного использования пищи на рост. При выращивании метаморфизированной молоди в лабораторных условиях (возраста 85 суток, массы 4 г) в течение 250 дней (с августа по апрель) рыбы достигли средней длины тела 21,7 см и массы 250 г, что соответствует размерам двухлетних особей в море. Среднесуточная скорость роста за этот период составила 1,65%, снижаясь от 4% в начале эксперимента до 1,16% в возрасте 9 месяцев с момента выклева. Суточные рационы снижались от 12% у молоди до 2,4 % в конце эксперимента. Полученные данные по темпу роста, рационам и эффективности конвертирования пищи близки к величинам, полученным при товарном выращивании тюрбо, который в настоящее время вышел на одно из первых мест по производству продукции и экономической эффективности.

ЛИТЕРАТУРА

1. Iglesias J., Rodrigues — Ojea G. Fitness of hatchery-reared turbot, *Scophthalmus maximus* L., for survival in the sea: first year results on feeding, growth and distribution // *Aquacult. and Fish Manag.* — 1994. — Vol. 25, № 1. — P. 179-188.
2. Josupeit H. European markets for seabass, seabream and turbot // *Aquaculture Europe.* — 1995. — Vol. 20 (2). — P. 6-12.
3. Papandroulakis N., Kentouri M., Divanch P. State of the art of marine fish larvae rearing in the Mediterranean (Abstract) // *Proceeding of a Workshop on Fish and Mollusc larviculture.* — 1996.
4. Planas M. R&D on production systems // *Proc. Of the set workshop of World Aquaculture'93 "Turbot culture: Problems and prospects".* — Oostende. — 1994. — P. 54-73.

УДК 591.524.12 (262.5-16.04)

М.А. Винникова

Одесский национальный университет, г. Одесса

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ИХТИОПЛАНКТОНА ОДЕССКОГО ЗАЛИВА

Различные виды рыб, в том числе пелагофильные, выработали определенные приспособления к размножению. Значительным разнообразием фауны характеризуется и Одесский залив Черного моря. По литературным данным, в Одесском заливе нерестятся 14 видов рыб с пелагической икрой [2, 6]. Принимая во внимание сведения относительно наличия в планктоне личинок средиземноморских бычков, морских собачек, морской иглы и атерины, в ихтиопланктоне встречаются личинки более 20 видов рыб. Антропогенная деятельность в прибрежье северо-западной части моря, включая Одесский залив, способствовала изменению видового состава ихтиофауны.

Начиная с конца 50-х годов, наблюдалось систематическое уменьшение числа видов размножающихся здесь пелагофильных рыб (табл. 1). К концу 80-х годов в заливе встречались личинки всего 2-3 видов пелагофильных рыб. Даже икра ранее массового анчоуса, в 1989 г. отсутствовала в планктоне. Попадались лишь личинки средиземноморских бычков и, единично, морских собачек, т.е. непромисловых видов.

Вместе с тем в начале 90-х годов, очевидно, в связи с уменьшением сброса неочищенных сточных вод, наметилось некоторое увеличение видового разнообразия ихтиофауны. Число пелагофильных видов

ІХТІОЛОГІЯ, СТАВОВЕ, ОЗЕРНЕ ТА ЛИМАННЕ РИБНИЦТВО

увеличилось до 7 [3, 4, 5]. К 1991 году появилась икра и предличинки камбалы-калкана, в 1992 году — икра шпрота, мальки морской иглы и икра камбалы-гlossы [5]. Это отмечается в начале 90-х годов (1991) и для района Карадага [1]. В 1996-1999 годах видовой состав ихтиопланктона продолжал увеличиваться. Так, летом 1999 года происходил достаточно интенсивный нерест анчоуса. Встречаемость икры этого вида на ранних стадиях развития в пробах увеличилась. В конце июня она обнаружена в количестве 0,03-0,23 экз./м² у поверхности и 5 экз./м² в толще воды.

Наибольшее количество икры анчоуса в толще воды было отмечено вдали от берега (35 экз./м²), а ближе к берегу численность икринок снижалась до 20 экз./м². В поверхностном слое вблизи берега было 0,13 экз./м², а дальше — 0,03-0,07 экз./м². В этом же году летом появилась икра морского языка. С 70-х годов его икра не встречалась в заливе [4]. Нерест происходил интенсивно. В июле встречались в толще воды 5-10 экз./м² икринок, а в конце августа снижалась до 0,10 экз./м².

Частота встречаемости икры анчоуса летом была 69,1%, икры морского языка — 7,1%. В июле выловлена икринка морской коровы — звездочета (стадия гастролы), прежде не отмеченная в заливе. Отмечена икра гребенчатого губана, которая отсутствовала с конца 70-х годов. В августе 2000 года выловлен малек саргана. К концу 90-х годов возросла частота встречаемости икры анчоуса и продолжительность нахождения ее в планктоне.

Таким образом, в течение последних 10 лет количество икры, личинок и мальков разных видов рыб в Одесском заливе увеличилось до 11, а значит, увеличилось и количество взрослых особей. Отсюда, вероятно, уменьшение количества личиночных стадий морских собачек и средиземноморских бычков, так как они служат пищевыми компонентами для ряда видов рыб.

Таблица 1

Динамика видового состава ихтиопланктона Одесского залива в 1957-2000 годах /по данным Винниковой М.А., 1957-1996 гг./

Виды рыб	Годы							
	1957 – 1960	1964- 1965	1972- 1975	1976- 1979	1981- 1985	1986- 1990	1991- 1995	1996- 2000
Икра								
Анчоус	+	+	+	+	+	+	+	+
Морская мышь	+	+	+	-	-	-	-	-
Морской язык	+	-	-	-	-	-	-	+
Султанка	+	-	-	-	-	-	-	-
Ставрида	+	+	+	-	-	-	-	-
Гребенчатый губан	+	+	+	-	-	-	-	+
Шпрот	+	+	+	+	-	-	+	-
Морской дракон	+	+	-	-	-	-	-	-
Камбала-калкан	+	-	+	-	-	-	+	-
Морской налим	+	+	-	-	+	-	-	-
Кефаль-лобан	+	+	-	-	-	-	-	-
Кефаль-сингиль	+	-	-	-	-	-	-	-
Кефаль-остронос	-	+	-	-	-	-	-	-
Морской ерш	-	+	-	-	-	-	-	-
Камбала-гlossа	-	-	-	-	-	-	+	-
Звездочет	-	-	-	-	-	-	-	+
Личинки и мальки								
Средиземноморские бычки	+	+	+	+	+	+	+	+
Морские собачки	+	+	+	+	+	+	+	-
Морская игла	+	+	-	+	-	-	+	+
Атерина	+	-	-	-	-	-	-	+
Камбала-гlossа	+	-	-	-	-	-	-	-
Всего	17	13	8	5	4	3	7	7
В том числе:								
Икра	12	10	6	2	2	1	4	4
Личинки	5	3	2	3	2	2	3	3

ЛИТЕРАТУРА

- Багнокова Т.В. Ихтиопланктон акватории Карадагского природного заповедника (Черное море) // Заповідна справа в Україні. — 1995. — Т.1. — С. 57-63.
- Винникова М.А. Деякі дані про іхтіопланктон Одеської затоки // Тези доповідей на XXII звітній конференції ОДУ ім. І.І. Мечникова (прир. науки). — К.: Вид-во КГУ, 1967. — С. 91.

3. Винникова М.А. Ихтиопланктон прибрежных районов северо-западной части Черного моря в условиях антропогенного воздействия // 1 з'їзд гідроекологічного товариства України. — Київ, 1994. — С. 157.
4. Винникова М.А. Временные изменения ихтиопланктона Одесского залива в условиях антропогенного воздействия // Труды межд. науч.-практ. конф. «Экологические проблемы Одесского региона и их решение. — Одесса, 1994. — С. 144-147.
5. Винникова М.А. Ихтиопланктон Одесского залива в 90-е годы // Исследования многообразия животного мира. — Одесса: Астропринт, 1998. — С. 40-41.
6. Зайцев Ю.П. Ихтиопланктон Одесской затоки і суміжних ділянок Чорного моря. — Київ: Вид-во АН УРСР. — 1959. — 94 с.

УДК 597: 591.34 (498.81)

А.Н. Волошкевич

Дунайский биосферный заповедник НАНУ, г. Вилково, Одесской области.

ПЛОДОВИТОСТЬ ОСНОВНЫХ ПРОМЫСЛОВЫХ РЫБ р. ДУНАЙ И САСЫКСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

В последнее время опять активно дискутируется вопрос о возобновлении соединения Сасыкского водохранилища с морем. Запланирован ряд гидротехнических сооружений на Дунае, в первую очередь крупного судоходного канала в дельте Килийского гирла. Для оценки влияния этих мероприятий на рыбное хозяйство и подсчета возможного ущерба необходимы корректные данные по плодовитости основных промысловых видов рыб. В обстановке резкого падения рыбных запасов в обоих водоемах для прогноза восстановления маточного поголовья также необходима оценка популяционной плодовитости рыб.

За последние два десятилетия подобные исследования в нижнедунайском регионе не проводились. Вот почему возникла необходимость в результатах проведенного нами в 1985-1986 гг. изучения индивидуальной абсолютной плодовитости, которые ранее нигде не публиковались. Сравнение плодовитости одновозрастных рыб всех изучаемых видов в Сасыке и Дунае показывает, что этот показатель в водохранилище намного выше, чем в реке (табл.1).

Таблица 1

Зависимость индивидуальной абсолютной плодовитости(тыс. шт. икринок) рыб от возраста

Виды рыб	Возраст, год								Колич. исслед рыб	Средняя плодовитость, тыс.шт.	Средние длина и масса, см / г	
	1	2	3	4	5	6	7	8			I	II
Сазан I	-	-	212.7	335.8	413.6	547.2	674.8	761.3	22	323.9	38.8	39.5
II	-	119.4	183.9	253.6	321.2	450.8	524.9	866.3	33	253.1	1558	1545
Карась I	31	95.7	204.1	298.0	409.9	-	-	-	47	244.2	25.2	19.5
II	23.1	55.3	155.0	197.3	291.0	-	-	-	43	133.1	645	265
Лещ I	-	97.7	194.4	237.5	261.8	295.9	352.0	-	38	209.0	32.1	24.0
II	-	-	38.3	52.8	85.7	138.9	-	-	18	48.5	798	275
Плотва I	21.8	29.1	43.5	67.7	92.1	111.8	-	-	45	61.7	23.1	16.5
II	-	18.9	24.6	28.2	34.0	46.3	-	-	29	22.3	393	141
Судак I	-	119.6	156.7	275.9	427.6	494.9	677.0	977.4	31	247.9	44.3	33.5
II	-	-	77.4	100.0	246.5	309.7	538.4	763.2	28	142.2	1406	635
Окунь I	-	29.8	54.4	84.6	109.0	130.4	-	-	34	57.4	22.4	18.0
II	-	13.7	27.0	44.9	59.6	-	-	-	38	24.0	252	127

Примечание: I — Сасыкское водохранилище, II — р.Дунай

При экологическом анализе, для оценки популяционной плодовитости, именно величина плодовитости самок разных возрастных групп имеет определяющее значение. Особенно значительна разница в плодовитости одновозрастных самок леща. У этого вида, благодаря повышенной плодовитости одноразмерных сасыкских особей, в сочетании с их очень высоким темпом роста, плодовитость одновозрастных рыб в водохранилище намного выше. Их средняя плодовитость, определенная с учетом возрастного состава уловов, превышает аналогичный показатель у леща реки в 4,3 раза.

При сравнении плодовитости рыб Сасыкского водохранилища с плодовитостью рыб в Дунае и в других водоемах, мы сопоставляли между собой показатели одноразмерных самок. Сравнение же максимальной индивидуальной абсолютной плодовитости не всегда возможно, так как она отмечается обычно у наиболее крупных экземпляров. Вылов же этих особей в значительной мере случаен, зависит от селективности орудий лова, объема собранного материала и т.д. Как указывает Г.В.Никольский (1974),

при изменении условий жизни амплитуда изменений плодовитости у одноразмерных рыб может изменяться почти в 2 раза. Плодовитость одноразмерных особей сазана, леща, плотвы и окуня в Сасыке выше, чем в Дунае. Однако у карася и судака плодовитость одноразмерных особей в Сасыке ниже, чем в Дунае, несмотря на то, что в водохранилище они обладают более высоким темпом роста. При этом коэффициенты корреляции между длиной тела и индивидуальной абсолютной плодовитостью у рыб Сасыкского водохранилища практически не изменились (табл. 2).

Таблиця 2

Корреляция (r) индивидуальной абсолютной плодовитости с длиной тела рыб Сасыкского водохранилища и реки Дунай

Виды рыб	Сасыкское водохранилище		Река Дунай	
	r	N, экз.	r	N, экз.
Сазан	0.91	22	0.92	33
Карась	0.92	47	0.96	43
Лещ	0.95	38	0.95	18
Плотва	0.96	45	0.98	29
Судак	0.94	31	0.95	28
Окунь	0.93	34	0.97	38

Примечание: Достоверность всех коэффициентов корреляции — $p > 0.999$.

Таким образом, увеличение темпа роста рыб при благоприятных условиях нагула, не всегда вызывает увеличение их плодовитости по сравнению с одноразмерными особями. Этот же вывод подтверждается анализом данных по плодовитости и темпу роста рыб других водоемов. Отмечены факты, когда повышенный или пониженный темп роста вида, по сравнению с таковым в Сасыкском водохранилище, не всегда связан с такими же изменениями плодовитости у одноразмерных самок. Однако в большинстве случаев эта связь прослеживается.

У всех изученных видов рыб, как в Сасыке, так и в Дунае абсолютная индивидуальная плодовитость закономерно повышается с увеличением длины и возраста рыб. Плодовитость является достаточно пластичной величиной, быстро увеличившейся в благоприятных условиях Сасыкского водохранилища уже в течение жизни особей одного поколения (т.е. после начала его опреснения с 1981 г.). Темп нарастания плодовитости стабилен у всех видов рыб реки и водохранилища, что косвенно также указывает на высокую обеспеченность пищей особей всех размерных групп.

ЛИТЕРАТУРА

1. Никольский Г.В. Теория динамики стада рыб. — М.: Пищевая промышленность, 1974. — 447 с.

УДК [597. 08:504. 062](285. 33)(477)

Л.І. Вятчанина

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ОСОБЛИВОСТІ ПРИРОДНОГО ВІДТВОРЕННЯ РИБ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ТА ПРОВІДНІ ФАКТОРИ, ЩО ОБУМОВЛЮЮТЬ ЙОГО ЕФЕКТИВНІСТЬ

Зміни у видовому складі іхтіофауни та її динаміки в різні періоди існування Київського водосховища, а також верхньої ділянки Дніпра почалися задовго до будівництва греблі Київської ГЕС і були пов'язані з зарегулюванням стоку нижньої і середньої течії Дніпра, коли шляхи прохідним і напівпрохідним риbam до нерестовищ верхнього Дніпра поетапно перегороджувалися греблями дніпровських ГЕС [1].

На початку 70-х років після спорудження греблі Канівської ГЕС процес формування іхтіофауни Київського водосховища проходить в умовах повного зарегулювання стоку Дніпра, коли завершуються формування історично складених біоценозів. З іхтіофауни зникають родини осетрових, дуже рідкі види родини коропових (бистрянкa російська, голян озерний і звичайний), а з круглоротих — мінога. У середині 70-х років кількість видів і підвидів скоротилася на 15 таксонів, а кількість родин — до 5. В цей же час розповсюджується представник понтокаспійської іхтіофауни — тюлька, а також багатоголова колюшка південна та 3 види пічкурів [4].

Після 1981 р. іхтіофауна стабілізується, залишається без змін. Протягом десятиріччя, аварія на ЧАЕС безпосередньо не призвела до суттєвих змін складу іхтіофауни. У сучасний період на всій акваторії Київського водосховища, включаючи Прип'ятьський і Дніпровський відроги та р. Тетерів, мешкають 42 види та підвиди риб, що відносяться до 10 родин [4]. В умовах водосховища найбільшу питому вагу мають фітофіли (88,7-99,7%), які адаптувались до мінливих умов природного відтворення. Найменш пристосовані до умов відтворення літофіли, скоротили свою чисельність і псамофіли, однак кількість видів риб пелагофілів збільшилась за рахунок появи нових 4 видів.

За період існування Київського водосховища в ньому спостерігаються коливання чисельності окремих поколінь цінних і малоцінних видів риб, що залежить від умов природного відтворення. Основними факторами, що обумовлюють строки та ефективність нересту риб, є наявність природних нерестовищ, повільний підйом рівня, прогрів води до оптимальних нерестових температур у період масового підходу плідників до нерестовищ.

Ефективність відтворення значною мірою обумовлюється величиною нерестової площі у той період, коли наступають оптимальні нерестові температури, а величина нерестової площі залежить від висоти підйому рівня води. Інтенсивність нересту риб знижується через різкі добові коливання рівня і температури води. При відносно швидкому й рівномірному підйомі рівня води та її прогріві нерест риб проходить в короткі строки, в такі роки спостерігається висока ефективність, наприклад, для плітки у 1967 р. В роки з дуже високим (1966) чи з дуже низьким (1965) рівнем води, а також з різкими коливаннями температури води протягом нерестового періоду, ефективність нересту знижується [2].

Між величиною суми середньодобових температур води в квітні–травні та ефективністю відтворення ляща і плітки встановлено позитивний зв'язок, у максимальна кореляція спостерігалася у 1986 р. Зв'язок між висотою рівня води в квітні–травні і величиною врожаю молоді ляща, плітки і загальної чисельності молоді розглянуто за три періоди, а саме: 1965–1968 рр. — перший період існування водосховища, 1982–1985 — період до аварії на ЧАЕС, 1986–1988 рр. — період після аварії. У всіх випадках виявлена чітка залежність цих показників між собою і спостерігається певна закономірність. В роки, коли в квітні спостерігається поступовий підйом рівня, а в травні відтворення проходить на максимумі паводку (1965, 1985, 1987), ефективність нересту висока. При дуже ранній і високій повені, низькому рівні в травні (1986), або дуже низькому рівні в травні і в квітні (1984) величина врожаю молоді дуже низька.

Вплив величини відносної чисельності молоді на промислове повернення різних поколінь ляща і плітки незначний, кореляція хоча й позитивна, однак дуже низька ($r = +0,0346$). За даними Н. А. Константинової [3] та В. М. Срکو [2] значення різних частин водосховища у відтворенні рибних запасів в різні роки неалеове. Мілководдя Київського водосховища складають 36,9 тис. га загальної площі водойми. Площа мілководь (ізобатою до 2 м) різних ділянок Київського водосховища неалеова: озерна частина — 14 %; озерно-річкова — 36 %; Дніпровський відріг — 21 %; Прип'ятьський відріг — 19 %; Тетерівська затока — 10 %. Ця площа по різному використовується рибами для природного відтворення і нагулу молоді.

До створення водосховища провідну роль в природному відтворенні риб грали мілководдя Дніпровського і Прип'ятьського відрогів, гирла річок Прип'ять, Дніпро, Тетерев та його заплави площею 15–16 тис. га. Вже в перші роки існування водосховища стався розподіл основних нерестовищ, які сформувалися у Дніпровському і Прип'ятьському відрогах, де зберігаються характерні риси річного гідрологічного режиму. В цей же період нерестовища відкритої озерної частини починають також інтенсивно використовуватися рибами для відтворення. Якщо до створення водосховища Прип'ятьський відріг інтенсивно використовувався рибами для відтворення, то після утворення водосховища провідну роль у природному відтворенні починають грати нерестовища Дніпровського відрогів, ефективність нересту на яких стала вищою в 1,5–3,5 рази, ніж у Прип'ятьському. Величини відносної чисельності молоді у Дніпровському і Прип'ятьському відрогах змінювались ще до аварії на ЧАЕС, роль Дніпровського відрогів у природному відтворенні риб до аварії на ЧАЕС була значно вище, ніж Прип'ятьського.

Ефективність нересту риб залежить від величини весняної повені і оптимального поєднання його ходу з прогрівом води. Сприятливе співпадання цих факторів спостерігається не кожен рік, тому величина поколінь різних видів риб значно коливалась в різні роки і на різних ділянках водосховища до і після аварії.

Після 1986 р. у розподілі молоді риб на різних ділянках водосховища зберігається закономірність, що була відмічена раніше. Коливання чисельності різних поколінь риб у водосховищі після 1986 р. не виходять за межі видової специфіки величин врожаю молоді різних видів риб в річкових умовах до зарегулювання стоку, знаходяться в межах характерних для інших рівнинних водосховищ і проходять по типу екологічної мінливості.

ЛІТЕРАТУРА

1. Вятчанина Л. И. О сохранении видового разнообразия Киевского водохранилища // Фальтфейнови читання. — Херсон: Айлоцет, 1999. — С. 36-39.
2. Ерко В. М. Условия и эффективность размножения рыб Киевского водохранилища в начальный период его существования // Рыбное хозяйство. — Киев: Урожай, 1973. — Вып. 16. — С. 24-33.
3. Константинова Н. А. Современное состояние промысловой ихтиофауны и перспективы развития рыбного хозяйства в Киевском водохранилище // Там же. — С. 6-19.
4. Сухойван П. Г., Вятчанина Л. И. Рыбное население и его продуктивность // Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. — Киев: Наук. думка, 1989. — С. 136-174.

УДК 597. 553. 1 (262.5)

Г.В. Зуев, А.Р. Болгачев, М.В. Чесалин, Е.Б. Мельникова

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

ВНУТРИВИДОВАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ ЧЕРНОМОРСКИХ РЫБ — НОВОЕ НАПРАВЛЕНИЕ ИССЛЕДОВАНИЙ ИНБЮМ

В морской экологии исследования внутривидовой структуры промысловых видов рыб и беспозвоночных, выделение самостоятельных "единиц запаса" принадлежат к числу наиболее актуальных направлений, открывающих перспективы для сохранения и рациональной эксплуатации биоресурсов. В рамках этого направления в отделе ихтиологии ИнБЮМ в последние годы начаты исследования двух наиболее важных в промысловом отношении черноморских видов рыб — шпрота (*Sprattus sprattus phalericus* R.) и хамсы (*Engraulis encrasicolus* L.).

Для предварительного выделения внутривидовых группировок был использован эколого-географический подход на основе представлений о 1) пространственной, 2) структурно-функциональной и 3) экологической организации вида. Представления о пространственной организации вида включали сведения о морфологической и функциональной структуре видовой ареала с выделением внутри него репродуктивной и нагульной областей; характере распределения разных онтогенетических стадий (икры, личинок, мальков и молоди, взрослых особей) в разных областях ареала, их способность к миграциям и др. Представления о структурно-функциональной организации вида включали сведения о внутривидовой неоднородности (гетерогенности) населения по различным признакам и свойствам (морфологическим, физиологическим, экологическим, этологическим и др.), а также о пространственных и временных масштабах изменчивости внутривидовых группировок по разным признакам. Представления об экологической организации вида включали сведения относительно его чувствительности к воздействию различных факторов среды, как биотических, так и абиотических; влияния этих факторов на жизнедеятельность разных стадий и внутривидовых групп населения. Особое значение имеет выявление реальных и потенциально-возможных изолирующих и интегрирующих природных факторов.

В 80-х годах были начаты популяционно-генетические исследования черноморского шпрота с помощью метода электрофореза, которые, к сожалению, не получили дальнейшего развития [3]. Авторам тогда не удалось выявить каких-либо постоянных, генетически различающихся пространственных группировок шпрота, что однако не позволило им сделать заключение об отсутствии таковых. Тем не менее, среди большинства специалистов сложилось убеждение, что шпрот в пределах своего ареала, занимающего все Черное море, представлен единой совокупностью (суперпопуляцией), из чего логически следует вывод о неделимости его промыслового запаса. Однако, ряд косвенных данных, в частности, устойчивое снижение уловов шпрота у берегов Турции на фоне внушительных величин его общего запаса в Черном море, дает серьезное основание усомниться в этом.

С помощью эколого-географического подхода были выполнены исследования внутривидовой дифференциации шпрота в северо-западной части Черного моря на основе многолетнего массива данных о распределении в репродуктивный и нагульный периоды его разных онтогенетических стадий — икры, личинок, мальков и молоди, взрослых особей, географической изменчивости ряда структурно-функциональных характеристик, включая отдельные морфологические признаки, размерно-возрастной состав и темпы роста, соотношение полов, жирность рыб и зараженность их гельминтами, а также особенностей мезо-масштабной циркуляции вод, как одного из наиболее возможных природных факторов изоляции этого пелагического вида.

В северо-западной части Черного моря были выделены четыре пространственно обособленные квазистационарные образования (группировки) шпрота. — «болгарская», «румынская», «западно-

крымская» и «южнокрымская», которые по своим признакам могли бы соответствовать рангу популяций. Пространственная и временная устойчивость их существования поддерживается особенностями мезомасштабной циркуляции вод ОЧТ, формирующей систему антициклонических вихрей, переносящих малопродуктивные воды.

В отличие от шпрота, интерес к изучению внутривидовой структуры хамсы Азово-Черноморского бассейна имеет многолетнюю историю, напрямую связанную с важным хозяйственным значением, которое этот вид имеет для всех причерноморских государств. Впервые на различия между черноморской и азовской хамсой обратил внимание С.А. Зернов [1]. С той поры большинство исследователей придерживается мнения о разделении азово-черноморской хамсы на две самостоятельные формы — черноморскую и азовскую. Наследственная природа различий между ними долгое время оставалась не выясненной, пока в начале 80-х годов с помощью метода электрофореза были установлены генетические различия между черноморской и азовской хамсой на уровне популяций [2]. К сожалению, предлагаемые биохимические методы для разделения смешанных промысловых скоплений азовской и черноморской популяций хамсы довольно сложны и, видимо, поэтому не нашли применения в практике рыбохозяйственных исследований. Тем не менее, их четкое разделение совершенно необходимо, так как азовская и черноморская хамса представляют самостоятельные единицы запаса, по отношению к которым используют разные квоты вылова.

С помощью эколого-географического подхода была предпринята попытка установить внутривидовую принадлежность хамсы, зимующей на юго-западном шельфе Крыма (между м.Херсонес и м. Лукулл), который является одним из основных, наряду с кавказским побережьем, местом зимовки азово-черноморской хамсы, образующей здесь промысловые скопления. На основе изучения строения отолитов, размерно-возрастной структуры населения и темпов роста, половой структура и упитанности хамсы, а также сроков миграции на шельф было сделано заключение о смешанном характере зимовальных скоплений, состоящих из двух биологически разнородных совокупностей (группировок). Одна из них представлена значительно более многочисленной крупной черноморской хамсой, вторая — мелкой азовской хамсой.

Таким образом, согласно предварительным результатам оба вида по большинству изученных признаков являются внутренне неоднородными. Разные масштабы пространственной и временной изменчивости разных признаков свидетельствуют о сложном, иерархическом характере внутривидовой дифференциации. В настоящее время проводятся дальнейшие исследования внутривидовой структуры промысловых видов черноморских рыб, и ведется поиск новых экспресс-методов для предварительного выделения их популяций.

ЛИТЕРАТУРА

1. Зернов С.А. Третий отчет по исследованию рыболовства Таврической губернии. — Севастополь, 1904. — 16 с.
2. Калинин В.В., Калинина О.В. Генетическая дифференциация и репродуктивные взаимоотношения азовской и черноморской рас европейского анчоуса (сообщение III) // Генетика. — 1985. — Т. 21, № 8. — С. 1352-1360.
3. Калинина О.В., Калинин В.В. Полиморфизм малатдегидрогеназы у черноморского шпрота (*Sprattus sprattus phalericus* Risso). Частота аллелей на ареале // Генетика. — 1988. — Т. 24, № 12. — С. 2187-2196.

УДК 579. 585. 1 (26. 04)

Ю.В. Квач, В.В. Заморов

Одесский национальный университет им. И. И Мечникова, г. Одесса

ПИТАНИЕ БЫЧКА-КРУГЛЯКА *NEOGOBIUS MELANOSTOMUS* (PALLAS) В ОДЕССКОМ ЗАЛИВЕ НА УЧАСТКАХ С ГИДРОТЕХНИЧЕСКИМИ СООРУЖЕНИЯМИ

В настоящее время отмечены случаи интродуции понто-каспийских реликтов в водоемы мира. Одними из таких реликтовых видов является бычок-кругляк *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) (Gobiidae). Изучение биологии и экологии этого вида в Азово-Черноморском бассейне, а также в местах его недавнего появления (Гданьский залив Балтийского моря, Северо-Американские Великие Озера) [1, 3], может помочь в определении путей и раскрытии механизмов распространения бычка-кругляка. В Азовском море, в прибрежной зоне северо-западной части Черного моря, в частности в Одесском заливе, бычок-кругляк является одним из важных объектов промышленного и рекреационного рыболовства. Целью данной работы являлось изучение питания бычка-кругляка в прибрежной зоне с

ІХТІОЛОГІЯ, СТАВОВЕ, ОЗЕРНЕ ТА ЛИМАННЕ РИБНИЦТВО

гидротехнічними спорудами Одеського залив. Большая часть побережья Одеського залива укреплена берегоукрепительными сооружениями [5]. Естественная береговая линия сохранилась только в северной части залива. Наши исследования проводились на двух участках побережья залива, находящихся под антропогенным прессингом: вблизи пляжной зоны с берегоукрепительными бунами на мысе Ланжерон и в районе Куяльнико-Хаджибейской пересыпи возле Нефтяной гавани (Пересыпь). Исследования проводились с весны по осень 1997 года. Рыба отлавливалась удой с глубины 2-4 м. Бычки подвергались полному биологическому анализу. Кишечник фиксировался 4 % раствором формалина.

Исследовано содержимое кишечника 190 особей бычка-кругляка. Изучен качественный и количественный состав питания рыб. Важность объекта питания определялась по величине индекса относительной значимости (ИОЗ) [2]. Для сравнения рационов рыб использовались индекс пищевого сходства (ИПС) и индекс видового сходства (ИВС) [4]. Исследуемые особи бычка-кругляка обладали размерами: стандартная длина — $12,45 \pm 0,64$ см, масса — $37,95 \pm 9,75$ г. Весной в питании бычка-кругляка на Ланжероне преобладали *Mytilus galloprovincialis*, *Setia pulcherrina*, *Mytilaster lineatus*, на Пересыпи их значение было не столь высоким по сравнению с *Lentidium mediterraneum*, *Idotea baltica*, *Nereis succinea* (табл. 1). В летний сезон на Ланжероне в питании рыб наиболее значимыми были *Sphaeroma pulchellum*, а на Пересыпи *L. mediterraneum*. Мидия и митиластер являлись важными кормовыми объектами на обоих исследуемых участках. Осенью основным объектом питания бычков в заливе являлась мидия. Второе место занимали: на Ланжероне — *Microdeutopus gryllotalpa*, на Пересыпи — *L. mediterraneum*, *Cerastoderma glaucum* и *M. lineatus*.

На Ланжероне отмечено уменьшение величин ИПС и ИВС с весны по осень (табл. 2). Весной перед нерестом, бычки питались интенсивнее, поэтому их рационы значительно совпадали. Летом, во время нереста и сразу после него, самцы питались слабо, что объясняет снижение пищевого сходства особей разного пола. Осенью интенсивность питания рыб была минимальной, разнополые особи питались с разной интенсивностью, что привело к снижению величин видового и пищевого сходств самцов и самок бычка-кругляка. На Пересыпи спектр питания рыб значительно сузился летом, при этом ИПС между самцами и самками был максимальным (табл. 2). Интенсивность потребления общих кормовых объектов бычка-кругляка на мысе Ланжерон и в районе Пересыпи была относительно высокой только летом (62 %). Спектры питания бычков из двух сравниваемых участков залива совпадали примерно на половину.

Таблиця 1

Объекты питания и их значение (ИОЗ, %) в рационе бычка-кругляка в Одесском заливе

Название объекта	Весна		Лето		Осень	
	Пересыпь	Ланжерон	Пересыпь	Ланжерон	Пересыпь	Ланжерон
<i>Nereis succinea</i>	160	6	21,5	3	11	4,5
<i>Rissoa splendida</i>	3	-	0,5	1	-	-
<i>Hydrobia acuta</i>	93	43	2	6	9	1
<i>Setia pulcherrima</i>	121,5	478	0,5	2	6	30
<i>Mytilus galloprovincialis</i> <i>al galloprovincialis</i>	151,5	2358	853	41	561	683
<i>Mytilaster linearis</i>	147,5	251,5	189,5	18	105	3,5
<i>Cerastoderma glaucum</i>	-	-	283	48	153	32,5
<i>Mya arenaria</i>	92	8	42,5	8	-	16,5
<i>Lentidium mediterraneum</i>	348,5	0,5	2165	752	2959	-
<i>Balanus improvisus</i>	3	14,5	5	4	86,5	-
<i>Idotea baltica</i>	266	38	3	2	1	0,5
<i>Sphaeroma pulchellum</i>	17,5	15	-	-	0,5	30
<i>Ampelisca daidema</i>	-	-	0,5	1	-	-
<i>Gammarus olivii</i>	2,5	0,5	0,5	1	-	-
<i>Melita palmata</i>	-	10	-	-	2,5	82,5
<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	20	119	-	-	-	171
<i>Amphithoe vaillanti</i>	85	-	-	-	2,5	-
<i>Corophium crassicorne</i>	-	4	1	6	-	-
<i>C. nobile</i>	-	9	-	-	-	-
<i>Chironomidae gen. sp. 1</i>	-	0,5	-	-	-	-
<i>Gobiidae</i>	-	-	0,5	1	-	-
Икра рыб	0,5	-	1	3	-	-
<i>Ceratium rubrum</i>	-	-	-	1	0,5	-
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	1,5	-	0,5	1	-	-

Индексы пищевого (ИПС, %) и видового сходства (ИВС, %) самцов и самок бычка-кругляка в Одесском заливе

Район	Весна		Лето		Осень	
	ИПС	ИВС	ИПС	ИВС	ИПС	ИВС
Ланжерон	81	71	28	41	25	33
Пересыпь	35	62	77	38	50	78

ЛИТЕРАТУРА

1. Jude D. J., Reider R. H., Smith G. R. First evidence of Gobiidae in the Great Lakes basin // Conf. of the Int. Assoc. for Great Lakes Res. — 1991.
2. Pinkas L., Oliphant M. S., Iverson I. L. Food habits of albacore Bluefin tuna and bonito in California // Fish. Bull. — 1972. — Vol.152. — P. 101-105.
3. Skóra K. E., Stolarski J. New fish species in Guls of Gdańsk *Neogobius* sp. {cf. *Neogobius melanostomus* (Pallas 1811)} // Notes Bulletin of the Sea Fisheries Institute. — 1993. — Vol. 128, № 1. — P. 83.
4. Методическое пособие по изучению питания и пищевых отношений рыб в естественных условиях / Боруцкий Е. В. и др. — Москва, 1974. — 254 с.
5. Зелинский И. П. Инженерно-геологический анализ эффективности противоползневых мероприятий г. Одессы: Автореф. дисс. ... к.г.-м.н. — М., 1970. — 23 с.

УДК: [597. 08:621. 311. 25](28) (477. 4)

О.П. Кирилюк, Н.И. Гончаренко, В.Л. Долинский

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ОСОБЕННОСТИ БИОЛОГИЧЕСКОЙ СТРУКТУРЫ НЕРЕСТОВЫХ ПОПУЛЯЦИЙ НЕКОТОРЫХ КАРПОВЫХ ВИДОВ РЫБ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Ихтиофауна водоема-охладителя Чернобыльской АЭС первоначально сформировалась из местных речных форм рыб реки Припять и ее придаточных водоемов и насчитывала 33 вида, относящихся к 7-ми семействам. В 1983-1985 гг. видовой состав ихтиофауны пополнился белым и пестрым толстолобиками, большеротым буффало, канальным сомом, форелью и, позднее, бестером, завезенными в водоем с целью рыборазведения. По данным П. С. Вовка и В. Е. Простантинова (1997) видовой состав ихтио-фауны в послеварийный период насчитывал 38 видов рыб [1].

В условиях специфического термического, гидрологического и гидрохимического режима водоема-охладителя, а также в связи с существенным загрязнением его радиоактивными элементами после аварии 1986 г., качественный и количественный состав ихтиофауны изменился. Потеряли свое значение лещ, сазан и карась. Эти виды в контрольных уловах встречаются в единичных экземплярах. Возросла численность реофильного голавля, который в условиях реки не играл большой роли в промысле, а в водоеме-охладителе на участках с течением и каменистым дном нашел благоприятные условия для естественного воспроизводства [2]. Термофильные виды, устойчивые к действию теплового фактора, например плотва и густера, образовали в водоеме-охладителе многочисленные популяции, в то время как численность щуки, для которой повышенный температурный фон не является оптимальным, существенно сократилась. В последние годы в контрольных уловах возросла доля интродуцентов-сома канального и белого толстолобика, которые наряду с густерой составляют около 50% от общего количества рыб в уловах [1].

Материал для данной публикации собран на водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС из уловов ставными сетями с шагом ячеи 30-60 мм весной 1999 г.

Плотва — *Rutilus rutilus* (L.). Популяция плотвы была представлена преимущественно рыбами в возрасте от 3 до 10 лет. Наиболее многочисленными возрастными группами были пяти-, шести- и семигодовики. Соотношение полов (самцы:самки) на нерестилищах составило 3:1.

Показатели длины тела плотвы варьировали от 19 до 34 см, а масса — от 142 до 1200 г. Самцы были представлены особями с длиной тела от 22 см до 34 см и массой от 206 до 893 г, а самки — 19-34 см и 142-1200 г соответственно. Средняя длина самок равнялась 29,6 см, а самцов 27,8 см, а средняя масса тела 682 и 519 г соответственно. Линейный и весовой темп роста плотвы значительно улучшился

по сравнению с ее исходной речной популяцией. По результатам наших исследований длина тела рыб к концу третьего года составила 21,5 см, четвертого — 22,7 см, пятого — 26,3 см, шестого — 28,8 см, седьмого — 30,8 см, восьмого — 31,8 см, девятого — 32,0 см и десятого — 34,0 см, а масса тела — 220,0; 259,7; 446,3; 586,4; 693,7; 814,6; 782,0 и 893,0 г соответственно, в то время, как линейные показатели речной плотвы были следующими: однолетки плотвы имели длину тела 3,7 см, двухлетки — 8,7 см, трехлетки — 10,9 см, четырехлетки — 13,8 см. пятилетки — 15,7 см, шестилетки — 17,3 см, семилетки — 19,9 см, восьмилетки — 22,5 см и девятилетки — 24,0 см. Наибольший рост длины, особенно массы тела плотвы водоема-охладителя наблюдался у пяти-, шести и семилеток, приросты в этот период по нашим данным составили 2,0-3,6 см и 107-186,6 г.

Густера — *Blicca bjoerkna* (L.). Средняя длина и масса тела густеры в нерестовом стаде при колебании показателей длины тела рыб от 10 см до 29 см и массы от 19 до 534 г составили 21,0 см и 265,8 г соответственно. Размерно-весовые показатели у самок были больше, чем у самцов. Средняя длина тела у самок равнялась 23,5 см, масса — 335,0 г, а у самцов 15,8 см и 116,4 г соответственно. В контрольных уловах чаще всего встречались самки с длиной тела 25-27 см и массой — 350-450 г.

Нерестовое стадо густеры насчитывало 8 возрастных групп и было представлено особями в возрасте от 2 до 9 лет. Наибольший удельный вес среди самцов занимали трехлетки, а среди самок — пяти-, шести- и семилетки. В младших возрастных группах преобладали самцы, а в старших — самки. Соотношение полов (самцы:самки) в нерестовом стаде густеры было 1:2.

По нашим данным средняя длина тела густеры в возрасте двух лет достигает 11,4 см, трех — 16,1 см, четырех — 20,9 см, пяти — 24,5 см, шести — 25,2 см, семи — 26,1 см, восьми — 26,7 см и девятилетки — 27,4 см и массы тела 25,1; 113,1; 226,5; 323,0; 386,8; 417,9; 465,7 и 480,6 г, что намного превышает аналогичные показатели исходного речного стада густеры и популяции густеры других природных водоемов с естественным температурным режимом.

Исследования показали, что популяция густеры характеризуется значительным темпом линейного и весового роста, причем этот рост на протяжении всей жизни рыб неравномерен. Наиболее интенсивный линейный рост наблюдается на третьем-пятом году жизни рыб, а весовой — на четвертом-пятом году. Приросты в этот период были максимальны и составили соответственно 3,6-4,8 см и 96,5-113,4 г.

Голавль — *Leuciscus cephalus cephalus* (L.). Возрастной состав голавля был представлен семью возрастными группами. В уловах встречались особи от 4 до 10 лет. Средняя длина и масса тела рыб в уловах составили 27,7 см и 435 г соответственно при колебании длины тела 20-37 см и массы — 117-945 г. Средняя длина тела самцов была 27,4 см, а самок — 30,6 г, а средняя масса — 421,1 г и 575 г соответственно.

По нашим данным средняя длина тела голавля в возрасте четырех лет составила 23,1 см, пяти — 24,0 см, шести — 27,6 см, семи — 30,6 см, восьми — 33,2 см, девяти — 36,5 см, и десяти — 37,0 см, а средняя масса тела — 234,4; 263,6; 414,2; 562,9; 709,1; 869,5 и 945,0 г соответственно.

Интенсивность линейного и весового роста голавля неодинакова. В каждой возрастной группе линейные приросты голавля колебались от 0,7 до 3,3 см. Весовой рост голавля, особенно в старших возрастных группах, был значителен. Весовые приросты на пятом году жизни рыб составили 29,2 г, на шестом — 50,6 г, на седьмом — 148,6, а на восьмом, девятом и десятом — 146,2, 160,4 и 76,0 г соответственно. Сравнительный анализ линейного роста голавля из водоема-охладителя показал, что темп его роста сходен с темпом ростом голавля в реках, которые являются естественной средой обитания этого вида.

Таким образом, особенностью исследуемых нами популяций плотвы, густеры и голавля водоема-охладителя Чернобыльской АЭС является увеличение размерно-весовых показателей и темпа линейного и весового роста по сравнению с исходными стадами речных рыб и популяциями из других водоемов с естественным термическим режимом. Стабильно высокая численность плотвы, густеры и голавля в водоеме-охладителе ЧАЭС свидетельствует об адаптации этих видов к действию температурного и радиационного фактора.

ЛИТЕРАТУРА

1. Вовк П. С., Простантинов В. Е. Состояние экосистемы пруда-охладителя ЧАЭС в условиях радиоактивного загрязнения. — Чернобыль: ЧеНЦМИ, 1997. — 44 с.
2. Куницкий Д. Ф., Ризевский В. К. Об изменении в ихтиофауне р. Припять // Вопр. эксперим. зоол. — Минск, 1983. — С. 32-36.

УДК 639. 2. 081. 8

М.А. Любарець

Інститут зоології ім. І. І. Шмальгаузена НАН України, м. Київ

ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ПАСОВИЩНОГО РИБНИЦТВА

В умовах ринкової економіки рентабельність є основним фактором, що визначає життєздатність рибництва. За затратних технологій та дефіциту дешевих комбікормів вирощування риби у спеціалізованих господарствах потребує пошуку нових форм господарювання. Однією з таких є пасовищне рибництво у непристосованих водоймах, до яких відносяться малі водосховища та ставки іригаційного і комплексного призначення, заплавні озера та ін. У таких водоймах після проблеми зариблення стає чи не головнішим утрудненням вилов риби. Великий вплив при цьому мають зарослість водойм, конфігурація берегів та інші морфологічні показники водойм.

В нашій роботі розглядається перспективний спосіб пасовищного вирощування риби, покликаний полегшити як процес годування, так і процес вилову риби [1]. В основу способу покладена відома можливість навчання риб приходити в зону годування при подачі зовнішніх подразників, підкріплених кормом [2]. Реалізується цей спосіб Отже. Вподовж всього періоду знаходження молоді риб в садках проводять умовно-рефлекторне навчання риб для вироблення у них умовного кормового рефлексу. Для цього за допомогою гідролокатора визначають швидкість та напрямок руху риби в садку. В той час, коли більшість риб рухаються в напрямку годівниці, дають звуковий подразник (його рівень в місці знаходження риби повинен встановити 0,5-20 Па). Після цього дають корм та хімічний подразник. Як хімічний подразник може бути використано, наприклад, водний розчин природних, або штучних кормів. Подають в водоймище одночасно звукові та хімічні подразники, підкріплюючи їх кормом та без підкріплення кормом у випадковому порядку.

Підкріплення кормом виконується з ймовірністю 0,1-0,5. Це означає, що на кожне подання звукового подразника з підкріпленням кормом признижується три подання сигналу без підкріплення, на кожне подання хімічного подразника у поєднанні з кормом — одне без підкріплення, а на кожне подання комплексного звукового і хімічного подразників з підкріпленням — дев'ять без підкріплення.

В результаті навчання в такому режимі у риби виробляється «уява» про те, що умовні подразники (звуковий, хімічний, чи обидва разом) сигналізують про наявність корму не завжди. Це сприяє виробленню у риб пошукових дій, враховуючих можливість появи корму.

Після навчання риб випускають в нагульні водоймища з природною кормовою базою, продовжуючи подавати звукові та хімічні подразники з підкріпленням їх кормом так, як при вирощуванні в садках. При цьому рибі дають додатково штучний корм. На цьому етапі подразники подаються спочатку по два рази в день (вранці та ввечері), як і на першому етапі навчання. В подальшому подавання подразників проводиться рідше — раз на тиждень (при одному годуванні).

Після досягнення рибою товарної ваги її приваблюють в зону годування, подаючи в воду подразники, та виловлюють будь яким відомим знаряддям вилову.

При реалізації розглянутого способу спостерігається найбільш довготривале умовне гальмування реакції принадажування. Навіть при 30 послідовних поданнях комплексного подразника без підкріплення реакція риби зберігається (рис. 1).

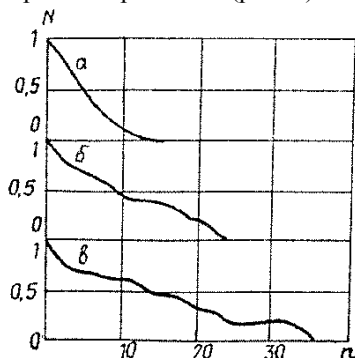


Рис. Графіки динаміки процесів умовного гальмування риби під час подачі подразників без кормового підкріплення звуком частотою 100 Гц (а), розчину хімічної речовини (б) та обох подразників одночасно (в).

Якщо ймовірність підкріплення взяти менше 0,1, то рефлекс виробляється довше (декілька місяців-рік). Якщо ймовірність підкріплення більше 0,5, то це приводить до гальмування реакції прийняття подразника без підкріплення його кормом.

Вказані режими навчання риби перевірені на карпових та лососевих рибах. В експериментах 95% риби, що знаходились в водоймі, входили під дією подразника в зону годування.

Отже, випадкове сполучення подразників з кормом і випадковий характер їх роздільного і сумісного подання дозволяє виробити у риб стійкий умовний рефлекс та усунути його гальмування з плином часу. Розглянутий спосіб дозволяє скоротити строки вирощування риби, виключити забруднення водоймищ залишками кормів, та забезпечити економію часу і коштів при вилові риби.

ЛІТЕРАТУРА

1. Солуха Б. В., Любарец М. А. и др. Способ содержания рыбы в рыбоводных хозяйствах: А.с. Украина, № 1271468, А01К 61/00, 79/00, 1986 г.
2. Солуха Б. В. Перспективы использования эффекта быстрого обучения в рыбном хозяйстве // Вестник зоологии. — 1984. — № 6.

УДК 597. 544. 3: 591. 153.

В.О. Максимович

Київський національний університет імені Тараса Шевченка, м. Київ

ОСОБЛИВОСТІ МОРФОЛОГІЇ ЛЯЩА (*ABRAMIS BRAMA L.*) СЕРЕДНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

До зарегулювання Дніпра морфологічна мінливість ляща була вивчена досить добре [1-3, 6, 8, 10, 11, 19]. Після зарегулювання Дніпра, в перші роки існування водосховищ спостерігалось значне підвищення вилову ляща [7, 14-18]. Однак, після 6-10 років існування водосховищ спостерігалось різке зниження чисельності, зниження темпу росту і плодючості ляща [4, 5, 9]. З часу введення в дію каскаду ГЕС на Дніпрі іхтіологи приділяють багато уваги тим змінам, які трапились з іхтіофауною Дніпра, внаслідок його зарегулювання. Не викликає сумніву той факт, що при зміні умов середовища існування, його мешканці набувають певних екологічних та морфологічних адаптацій до нових умов життя.

Особливості зовнішньої будови цього виду на етапі стабілізації водосховищ вивчені на прикладі популяції ляща Кременчуцького водосховища [12]. Наші дослідження ляща середньої частини Канівського водосховища дозволяють прослідкувати динаміку морфологічних змін в системі ріка — водосховище, на основі порівняння власних даних з літературними матеріалами і одержати морфологічну характеристику цього виду риб озерної ділянки водосховища в час його відносної стабілізації.

Матеріал з озерної (район м. Переяслава — Хмельницького, 1999 р.) частини Канівського водосховища. Морфометричні вимірювання проводили на свіжому матеріалі за методикою І.Ф. Правдина [13]. Лящ озерної ділянки Канівського водосховища має такі меристичні ознаки: $l = 398,5 \pm 0,56$; l_1 (50-51) $52-53(54)$, $M = 52,97 \pm 0,24$; $Sq_{u1} 13$, $M = 13,00 \pm 0,00$; $Sq_{u2} 6(7-8)$, $M = 6,10 \pm 0,07$; $D(8)9(10)$, $M = 9,02 \pm 0,05$; $A(23)24-26(27)$, $M = 24,97 \pm 0,23$; $P16-17(18)$, $M = 16,40 \pm 0,10$; $V8$, $M = 0,00 \pm 0,00$.

В роботі ми порівняли меристичні ознаки ляща середньої частини Канівського водосховища з такими, описаними П. Й. Павловим [11] для ляща Середнього Дніпра, до його зарегулювання. Виявилось, що у нашого ляща бічна лінія зміщена більше до черева, очевидно- це є пристосуванням для орієнтації риби в нижніх шарах води під час нагулу над малопохилим дном. В роботі ми здійснили порівняння пластичних ознак ляща середньої частини Канівського водосховища з такими у риб Середнього Дніпра [11]. Достовірні відміни виявлені нами у 15-ти ознаках з 22-ох досліджуваних.

Розглянемо деякі загальні напрямки змін морфологічних ознак ляща. В умовах водосховища у нього збільшилась довжина голови (l_c) та діаметр ока (d_o), однак зменшилась найбільша висота тіла (H). Це вказує на утворення тугорослих форм цього виду риб порівняно з середньодніпровським. Відомо, що лящ віддає перевагу глибоким ділянкам водойм під обривистим берегом, дно повинно бути з уступами [9]. В умовах Канівського водосховища, з його великими мілководними ділянками, лящу доводиться нагулюватися в місцях з рівним або малопохилим дном. Риба при цьому повинна перебувати у близькому до вертикального положенні, головою вниз. Саме для підтримання такої пози і пристосований хвостовий плавець з відносно більшою нижньою лопаттю ($IC2$). Вкорочення пектроветральної та вентроанальної відстаней, можливо, відображають зменшення об'єму порожнини тіла.

Отже, лящ середньої частини Канівського водосховища відрізняється від предкових річкових форм цього виду, що мешкали в Середньому Дніпрі, як за меристичними, так і за пластичними ознаками. Зміни морфологічних особливостей ляща Канівського водосховища пов'язані з утворенням тугорослих форм та з адаптаціями до нагулу на великих масивах над малопохилим дном.

ЛІТЕРАТУРА

1. Амброз А. И. Рыбы Днепра, Южного Буга и Днепроовско-Бугского лимана. — К. : Изд-во АН УССР, 1956. — 408с.
2. Белинг Д. Очерки по ихтиофауне Днепра. 1. Ихтиофауна Днепроовского бассейна под Киевом // Тр. Днеп. Биол. Станции. — 1914. — № 1. — С. 54-121.
3. Великохатко Ф. Д. Матеріали к познанию леща из р. Днепр // Зоол. журн. — 1941. — Т. 20, Вып. 1. — С. 109-119.
4. Вятчанина Л. И., Константинова Н. А. Особенности роста леща в Кременчугском водохранилище // Рыб. хоз-во. — 1981. — Вып. 33. — С. 34-38.
5. Вятчанина Л. И., Демченко М. Ф. Динамика плодовитости промысловых рыб Кременчугского водохранилища. Сообщ. 2 // Рыб. хоз-во. — 1982. — Вып. 34. — С. 37-44.
6. Жуков П. И. Рыбы Белоруссии. — Минск: Наука и техника, 1965. — 412с.
7. Константинова Н. А. Изменение темпа роста и плодовитости некоторых видов рыб в первые годы существования Киевского водохранилища // Рыб. хоз-во. — 1969. — Вып. 8. — С. 124-132.
8. Короткий П. Й. До питання про морфологічні відміни між лящем *Abramis brama* (L.) та густерою *Blicca bjoerkna* (L.) // Зб. Праць Зоол. Музею Ін-ту зоол. АН УРСР. — 1936. — № 18. — С. 161-170.
9. Мовчан Ю. В., Смірнов А. І. Шемая, верховодка, бистрянка, плоскирка, абраміс, рибець, чехонь, гірчак, карась, короп, гіпофальміхтіс, аристіхтіс // Фауна України. — К. : Наукова думка, 1983. — Т. 8: Риби, Вып. 2, Ч. 2. — 360 с.
10. Павлов П. Й. Вікова змінність у ляща (*Abramis brama* L.) середньої течії р. Дніпра // Доп. АН УРСР. - 1946. — № 3. — С. 58-63.
11. Павлов П. Й. До морфології ляща середнього Дніпра // Тр. Ін-ту гідробіології. — 1948. — № 22. — С. 14-21.
12. Подобайло А. В. Мінливість морфологічних та характеристика морфо-фізіологічних ознак деяких туводних риб басейну Кременчугського водоймища : Автореф. дис. ... канд. біол. наук. — Київ, 1995. — 19 с.
13. Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб. — М. : Пищевая промышленность, 1966. — 376 с.
14. Пробатов С. Н. Лещ как промысловый объект в Каховском водохранилище // Рыб. хоз-во. — 1973. — Вып. 16. — С. 101-105.
15. Симонова Л. Г. Некоторые вопросы биологии леща и его промысла в Кременчугском водохранилище // Рыб. хоз-во. — 1969. — Вып. 8. — С. 71-78.
16. Симонова Л. Г., Танасійчук В. С. Состояние рыбного хозяйства Кременчугского водохранилища и его перспективы // Рыб. хоз-во. — 1973. — Вып. 16. — С. 42-47.
17. Снежина К. А. Промысловая и биологическая характеристика леща Каневского водохранилища // Рыб. хоз-во. — 1979. — Вып. 28. — С. 66-73.
18. Ульман Э. Ж. Борбат А. Е. Уловы и биологическая характеристика леща Киевского водохранилища // Рыб. хоз-во. — 1979. — Вып. 28. — С. 54-58.
19. Щербуха А. Я. Смирнов А. И. Сравнительная характеристика лещей низовьев Южного Буга и Днепра // Гидробиол. журн. — 1965. — Т. 1, № 6. — С. 43-49.

УДК 369.371.2

О.В. Онученко¹, О.М. Третяк²

¹ВАТ “Черкасирибгосп”; ²Інститут рибного господарства УААН, м. Київ

ПЕРШИЙ ДОСВІД ШТУЧНОГО ВІДТВОРЕННЯ ВЕСЛОНОСА В УКРАЇНІ

Ключовим завданням рибогосподарського освоєння в Україні північноамериканського представника осетроподібних — веслоноса є організація його штучного відтворення із використанням наявного в країні племінного матеріалу. Першою вдалою спробою в цьому напрямку можна вважати експерименти, проведені навесні 2001 року на базі господарства “Гірський Тікич” ВАТ “Черкасирибгосп” (лісостепова зона).

У дослідженнях використані вперше дозрілі самки веслоноса 10-річного віку з середньою масою 10,9 кг. Середня маса одновікових з ними самців становила 8,5 кг. Початковий етап вирощування плідників відбувався в ставах Яської дільниці Одесарибгоспу, звідки у віці 8-літок частина ремонтного матеріалу була перевезена в узакане господарство Черкаської області. В період формування маточного стада найвищі прирости спостерігали у самок 4-8-літок (в середньому за сезон — 1,3-2,7 кг) до переходу їх яєчників у III стадію зрілості. Переважна більшість самців укліматичних умовах півдня України вперше дозріла у 6-річному віці.

Рибоводні роботи виконували за температури води 16,5-18°C. Позитивні результати одержані у варіанті застосування дворазового ін'єктування самок із загальною дозою ацетонованих гіпофізів осетрових риб 8 мг/кг маси плідників. Самці позитивно реагували на одну ін'єкцію з дозою гіпофізів 50 мг на рибу. Зрілу ікру відбирали прижиттєво шляхом її зціджування через надріз яйцеводу плідника. Робоча плодючість самок, що позитивно відреагували на гіпофізарну стимуляцію, перевищувала 70 тис. ікринок. У однієї з риб виявлені ознаки перезрівання статевих продуктів. Середній об'єм одержаного від самців еякуляту становив близько 50 мл.

Ікру інкубували в апараті “Осетер” за температури води 18-19⁰С. Початок вилуплення передличинок з ікри припадав на шосту добу інкубації. Вилуплення ембріонів мало розтягнутий характер і тривало більше доби. Вихід вільних ембріонів з ікри (задовільної якості) перевищував 50%.

УДК 369.371.2

О.В. Онученко¹, О.В. Кулішов¹, О.М. Третяк²

¹ВАТ “Черкасирибгосп”; ²Інститут рибного господарства УААН, м. Київ

ВИРОЩУВАННЯ ЦЬОГОЛІТОК ВЕСЛОНОСА В СТАВАХ ЛІСОСТЕПОВОЇ ЗОНИ

Веслоніс — єдиний представник ряду осетроподібних, основу живлення якого складає зоопланктон, що виключає необхідність згодовування штучних кормів. Дана особливість веслоноса, поряд з високим темпом росту та меншою в порівнянні з осетровими вибагливістю до умов середовища, визначили доцільність його введення в полікультуру ставових господарств України. Вирощування цьоголіток веслоноса здійснювали в період 1999-2000 рр. сумісно з коропом та рослиноїдними рибами в умовах виробничих ставів господарства “Гірський Тікич” ВАТ “Черкасирибгосп”.

Зариблення ставів площею до 8 га проводили підрощеною до 0,5-2,5 г молоддю веслоноса із щільністю посадки 220-270 екз/га. Основу полікультури формували коропові види риб, щільність посадки яких (непідрощені личинки) сягала 120 тис.екз./га. Частка рослиноїдних риб в полікультури в середньому становила близько 70%.

Для підвищення інтенсивності розвитку природної кормової бази стави удобрювались органічними добривами. У другій половині вегетаційного сезону застосували підгодівлю коропа пшеничними висівками з витратами 1 одиниця на одиницю приросту маси риб.

Температура води в період вирощування риби змінювалась в межах 12-27⁰С. Гідрохімічні показники середовища в основному перебували в межах рибоводних норм, тільки в окремі періоди відмічали короткочасне зниження вмісту розчиненого у воді кисню до 3-4 мг/л. Кількісні показники розвитку зоопланктону в літній період в середньому не перевищували 6-8 г/м³. У липні-серпні спостерігалось помірне “цвітіння” води.

В результаті — загальна рибопродуктивність ставів сягала 0,9-1 т/га за середньої маси коропа 32-41 г, білого товстолобика — 26-34 г, білого амура — 20-26 г. Середня маса цьоголіток веслоноса змінювалась в межах 394-527 г за виходу від підрощеної молоді 15 — 33%. Маса окремих особин перевищувала 1 кг. Невисокий вихід цьоголіток веслоноса міг бути пов’язаний з їх виїданням рибоїдними птахами на початку періоду вирощування.

УДК [597. 551. 2-11: 639. 311](292. 485)(477)

О.С. Потрохов, О.Г. Зінковський, Л.І. Стеценко

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ВИРОЩУВАННЯ ТА ЖИВЛЕННЯ ЧОРНОГО АМУРА В СТАВКАХ ЛІСОСТЕПОВОЇ ЗОНИ УКРАЇНИ

Чорний амур є одним з перспективних об’єктів акліматизації та господарського використання у внутрішніх водоймах України. В ставкових господарствах, особливо в тепловодних і водоймах-охолоджувачах АЕС, ТЕС, чорний амур, споживаючи молюсків, підвищує їх рибопродуктивність. Крім того, чорний амур — це риба з високим темпом росту, який зберігається навіть після досягнення статевої зрілості. Дослідження по вивченню росту та живлення молоді чорного амура в умовах ставкових господарств лісостепової зони України проводились на Білоцерківській експериментальній базі Інституту гідробіології НАН України.

Чорного амура вирощували в ставках площею 0,04 –0,4 га з різною щільністю посадки. Газовий режим, вміст біогенних речовин у воді були сприятливими для вирощування риб. Кормова база ставків під час вирощування чорного амура складалась із водоростей (58151 — 869433 тис. кл/л та 10,249-

52,334 г/м³), зоопланктону (31080-2334140 екз./м³ та 0,209-12,270 г/м³) та зообентосу (171-2293 екз./м² та 1,430-39,300 г/м²).

В експериментальних ставках вирощувались чорні амури в полікультурі з білим товстолобом. При цьому щільність посадки личинок чорного амура (12 денного віку) становила 20; 40 та 60 тис. екз./га, а товстолобів — 30 тис. екз./га. В ставках, тільки з чорним амуром, щільність посадки становила 100 тис. екз./га. Крім того в експериментах використовували 21-денних личинок чорного амура (40; 60 тис.екз./га) в полікультурі з білим товстолобом (20 тис. екз./га). Молодь риб починали годувати після досягнення середньої маси 0,8-1,0 г. Корми для риб вміщували сирого протеїну — 26%, сирого жиру — 3, сирого попелу — 5,6, сирого клітковини — 6% та вологи до 13%. Годівлю проводили за схемою: при масі молоді 0,8-1,0 г — 1,0 % від маси риби; 3,0-5,0 г — 10 %; 10,0 г — 8 %; 15,0 г — 7 % від маси риб.

Вживаність 12-денних личинок дорівнювала 25-40 %. Маса цьогорічок у жовтні коливалась від 1,2 до 20,1 г. При збільшенні щільності посадки з 20 тис. екз./га до 100 тис. екз./га їх маса зменшувалась з 20,1 г до 4,2 г. Найвища рибопродуктивність за рахунок чорного амура спостерігалась в ставках зі щільністю посадки 60 тис. екз./га, незважаючи на низькі показники росту і виживаємості цьогорічок. При вирощуванні 21-денних личинок чорного амура в полікультурі з білим товстолобом зі щільністю посадки 40, 60 тис. екз./га виживаємість риб підвищувалась до 63-75 %. В данному випадку спостерігались вищі лінійні та вагові темпи росту, а рибопродуктивність ставів сягала 989,2-1140,7 кг/га. Щільність посадки дволіток чорного амура в ставках налічувала 500 екз./га. Влітку ці ставки додатково були зариблені личинками коропа та білого товстолоба зі щільністю посадки 100 та 30 тис. екз./га відповідно. Годівлю риб проводили один раз на добу в незначній кількості. Виживаємість риб становила 66 %, а маса тіла — 83,0- 87,0 г.

Триліток чорного амура (125 екз./га) вирощували в ставу площею 0,8 га в полікультурі з білим (3 + — 5 +) та строкатим (3 + — 7 +) товстолобами, коропом (3 +) та білим амуром (3 + — 4 +) (ремонтне стадо) у співвідношенні 1: 2: 0,3: 1. Годували риб один раз на добу з розрахунку 15 % кормів на кілограм живої маси риби (за винятком товстолобів). Виживаємість чорного амура в цьому експерименті сягала 71%, а маса — 250,0 г. Результати трирічних досліджень показали, що на другому році життя у чорного амура середній приріст довжини та маси тіла риб складали відповідно 7,1 см та 74,4 г, а на третьому році — 10,7 см та 163,0 г.

Для вивчення живлення із ставів виловлювали личинок, мальків, цьогорічок та однорічок чорного амура. Середня маса харчової грудки 12-добових личинок чорного амура довжиною 1,5 см та масою 40 мг дорівнювала 10 мг (інтенсивність живлення була 2500 ‰) і при цьому на 55 % складалась із організмів зоопланктону, головним чином представників гіллястовусих ракоподібних (види рр. *Daphnia*, *Allona*, *Bosmina*, *Moina*). Детрит, слиз, перетравлені залишки організмів становили 40-45 % загальної маси харчової грудки. Маса харчової грудки 30-ти добових мальків чорного амура довжиною 1,8 см та масою 60 мг в середньому не перевищувала 10 мг, інтенсивність живлення — 1667 ‰. Основу харчової грудки — 80 % складали гіллястовусі, веслоногі ракоподібні та коловертки. Детрит, слиз та залишки зоопланктону і зообентосу займали до 19-20 % загальної маси харчової грудки.

Під час проведення осінніх обловів інтенсивність живлення цьогорічок чорного амура довжиною 8,7 см та масою 6,7 г в середньому складала 97,5 ‰ (коливання від 30,3 до 178,6 ‰). Харчова грудка, вилучена з кишечників, вміщувала рештки одноденок, водяних кліщів, личинок бабок, що становило 14,0 — 21,0 % маси харчової грудки, а детрит та слиз заповнювали кишечник на 70,0 — 86,0 %. Всі досліджені екземпляри були добре вгодовані, кишечники та внутрішні органи були покриті шаром жиру, що свідчить про достатність корму в ставку.

Інтенсивність живлення однорічок чорного амура, довжиною 8,8 см та масою 7,0 г в середньому становила 248,4 ‰ (коливання від 130,0 до 326,0 ‰). Основу харчової грудки (до 50-60%) складали перетравлені м'які тканини та ікра молюсків, залишки ракоподібних (*Asellatus aquaticus*). Детрит, слиз та пісок, займали 40,0-50,0 % маси вмісту кишечнику. Індекс наповнення кишечників дволіток чорного амура(1+) (середня довжина 11,6 см та середня масою 21,96 г) становив в середньому 177,0 ‰ (коливання від 99,0 до 325,0 ‰). В кишечниках риб, виловлених влітку, знайдені залишки тваринних та рослинних організмів, комбікорм та детрит (96,0-98,0%), а із тваринних організмів (2,0-5,0 %) в харчовій масі зустрічались гіллястовусі (дафнії, церіодафнії, моїни) та веслоногі (циклопи) ракоподібні, хірономіди, нематоди та залишки комах. У риб, виловлених восени, кишечники найчастіше були порожні, а в деяких зустрічались, як і влітку, комбікорм та детрит. інтенсивність живлення риб в середньому дорівнювала 67,0 ‰.

Таким чином, вирощування цьогорічок чорного амура в ставках показало, що вихід 12- денних личинок складав 25,0-40,0 %, 21-денних — 63,0-75,0 %. Цьогорічки досягали маси 4,2-21,1 г в залежності від щільності посадки. Кращі результати вирощування отримані при щільності посадки 21-денних личинок — 40 тис. екз./га; загальна продуктивність ставів за рахунок чорного амура становила — 633,0 кг/га.

Довжина тіла дволіток чорного амура при вирощуванні в ставах сягала 16,7 см, маса — 83,0 г. Маса та довжина тіла триліток чорного амура становили відповідно 250,0 г та 26,7 см.

Проведені дослідження по живленню чорного амура показали, що в першій половині вегетаційного періоду цьогорічки чорного амура живляться зоопланктоном, в подальшому переходять на зообентосні організми. Влітку та восени основним кормом дволіток чорного амура є зоопланктон, зообентос, рослинність, комбікорм та детрит.

УДК 639.2.053.3(282.247.32)

Б.И. Правоторов

Бассейновое управление «Южрыбвод», г. Херсон

К ВОПРОСУ О ИНТРОДУКЦИИ РАСТИТЕЛЬНОВАДНЫХ РЫБ В НИЗОВЬЯ ДНЕПРА

В настоящее время одними из актуальных вопросов интродукции растительноядных рыб в низовья Днепра являются вопросы о качественном составе зарыбка и минимально допустимого к вылову размера (промысловой меры). Масштабное зарыбление низовьев Днепра растительноядными рыбами было начато в 1974 году. Объемы зарыбления были невелики и не превышали 1-1,5 млн. экз. молоди белого амура, белого и пестрого толстолобиков в год (преобладающим видом была молодь толстолобиков, более 90%) [1].

Уловы растительноядных рыб начали регистрироваться с 1977 года, однако были незначительны и колебались в период 1977-1981 гг. от 0,3 т (1980 г.) до 2,0 т (1979 г.). С постройкой Херсонского производственно — экспериментального завода по разведению частичковых рыб (1981 г.) масштабы зарыбления резко увеличились. До 1992 года зарыбление низовьев Днепра производилось сеголетками. За этот период в водоемы нижнего Днепра и Днепроовско-Бугского лимана было выпущено 167,32 млн. сеголеток, масса которых колебалась в пределах от 15 до 30 г.

С 1992 года наряду с выпуском сеголеток завод начал выпуск двухлетней молоди, а с 1994 г. полностью перешел на выпуск двухлеток. В период 1992-1993 гг. в естественные водоемы было выпущено 11,7 млн. штук сеголеток и 2,02 млн. штук двухлеток, в основном белого и пестрого толстолобиков. За период 1994-2000 гг. в низовья Днепра было выпущено около 18,94 млн. штук двухлеток, с колебаниями массы от 100 до 150 г.

При переориентации на выпуск двухлеток ожидалось повышение эффективности работы хозяйства и выживаемости молоди, увеличение промысловых уловов. Согласно биологическому обоснованию объемы ежегодного зарыбления были определены в 4 млн. штук двухлеток, массой не менее 150-200 г. Однако, начиная с 1993 г., в результате экономических причин, средняя навеска начала снижаться и на протяжении последних лет она держится на уровне 100 г., что сказалось на качестве зарыбка. Кроме этого площадь выростных прудов завода (427 га) позволяло вырастить всего 2,0 млн. штук двухлеток.

Зарыбление водоемов сеголетней молодью, средняя навеска которой достигала в отдельные годы 60г, осуществленное на протяжении 80 годов, позволило создать промысловое стадо белого и пестрого толстолобиков, средний улов которых за период 1988-1995 гг. составил около 224 т, с колебаниями от 123,2 т (1988 г.) до 386,2 т (1989 г.). После перевода ХПЭЗ на выпуск двухлеток уловы растительноядных рыб начали снижаться, т.е. было очевидно, что количество двухлеток, выпускаемых в водоем, количество которых сократилось в среднем более чем в 6 раз, не обеспечивают создание устойчивого промыслового стада. С целью повышения эффективности зарыбления необходимо, по нашему мнению, снова перейти на зарыбление крупными сеголетками, средней массой от 40 до 60 г., учитывая тот факт, что качество рыбопосадочного материала определяет не возраст, а масса выше критической, имеющая решающее значение в системе хищник жертва (более 30 г), а также физиологическое состояние [4].

Исходя из состояния кормовой базы, количество выпускаемой молоди в естественные водоемы этого района нужно увеличить в 11-14 раз, что должно дать промысловый возврат на уровне 3-6 тыс. т растительноядных рыб в год [5].

Это может быть достигнуто, с точки зрения экологической целесообразности, только за счет выпуска сеголетней молоди. В современных условиях более целесообразно выращивать сеголетнюю молодь, что позволит сократить финансовые затраты. В настоящее время минимальный промысловый размер, допустимый к вылову определен правилами рыболовства в 40 см. В правилах рыболовства при

установлении промысловой меры в основу положен принцип охраны вылова рыбы, не достигшей половой зрелости.

Относительно растительноядных рыб, воспроизводство которых осуществляется искусственным путем, этот принцип теряет смысл, т.к. из-за экологических условий их размножение естественным путем невозможно. Для определения минимального промыслового размера, существенным показателем в данном случае должно быть нарастание массы тела особей разного возраста, так и общая величина биомассы отдельных возрастных групп, являющаяся результирующей процесса весового роста в данном поколении. О наиболее высоких годовых приростах в среднем возрасте и целесообразности вылова средне- и старшевозрастных (до определенного предела) указывали Л.Т.Бердичевский и Е.Г.Бойко [2, 3]. Перенос основного воздействия промысла на более старшие возрастные группы дает увеличение выхода рыбной продукции, а крупная рыба обычно ценнее как пищевой продукт, то при этом улучшается и качество улова.

По нашим материалам, наиболее высокие приросты по массе толстолобика этого района достигают в возрасте 7-8 лет, при средней длине 70-80 см. Поэтому наиболее целесообразно отлавливать старшие возрастные группы толстолобиков, после достижения ими шестилетнего возраста, массы 6,5 — 7,0 кг. Увеличение минимального промыслового размера до 55-60 см позволяет улучшить внешний товарный вид как свежей, так и переработанной рыбной продукции, создать устойчивую сырьевую базу за счет накопления в них особей младших возрастных групп.

ЛИТЕРАТУРА

1. Артюшок С.Т., Воробьева В.А., Правоторов Б.И. К вопросу о качественном составе молоди растительноядных рыб, вселяемых в водоемах Днепровско-Бугской устьевой области // Рыбное хозяйство Украины. — № 2 (3). — С. 43-44
2. Бердичевский Л.С. Биологические основы рационального использования рыбных запасов // Тр. ВНИРО. — М., 1969. — Т. LXVII. — С. 10-21.
3. Бойко Е.Г. К оценке эффективности регулирования лова в Азовском море // Тр. ВНИРО. — М., 1969. — Т. LXVII. — С. 219-261
4. Виноградов В.К., Панов Д.А. Основные критерии оценки размерно-весовых категорий посадочного материала растительноядных рыб для зарыбления водоемов различного типа // Ст. научн. тр. ВНИИПРХ, 1983. — Вып.38. — С. 3-9.
5. Полищук В.С., Правоторов Б.И. Экологические аспекты увеличения объема вселения растительноядных рыб в Днепровско-Бугскую устьевую область // Тези доп. І з'їзду гідроекологічного товариства України. — К., 1994. — С. 181.

УДК 597:594.58

Д.А. Ровнин¹, В.А. Малаховский²

¹Дирекция рыбоводных объектов управления «Одессарыбвод», г. Одесса

²Одесский национальный университет им. И.И.Мечникова, г. Одесса

СРАВНЕНИЕ НЕКОТОРЫХ ОСОБЕННОСТЕЙ РАЗВИТИЯ ВСЕЛЕНЦА-ПИЛЕНГАСА (*MUGIL SO-LUY BASILEWSKY, 1855*) В ХАДЖИБЕЙСКОМ ЛИМАНЕ

Мезогалинный Хаджибейский лиман в 1990-1998 гг. был традиционно карасево-окуневым водоемом. Сообщество рыб лимана периодически трансформируется вследствие вселения новых видов рыб, составляющих сегодня 19 видов [2], являющихся компонентом весьма продуктивной экосистемы водоема. Значительные изменения в экосистеме лимана вызвали вселение судака (*Stizostedion luciperca* L.) в 1981-1982 гг. и более позднее вселение кефали-пиленгаса в 1996-1998 гг. Если вселение судака происходило в течение двух лет и в небольшом количестве (1280 экз. молоди и производителей), что однако позволило сформировать промысловую популяцию, то пиленгасом лиман зарыбляли периодически, в течение 1995-2001 гг. Массовое количество пиленгаса было зарыблено за период 1998-2001 гг. В 1998 г. было выпущено около 15 млн. штук сеголеток и годовиков кефали-пиленгаса, а в 1999-2000 гг. выпускали 3-3,5 млн. штук молоди в год. Зарыбление пиленгасом продолжается и сегодня.

Вселение значительного количества молоди пиленгаса сказалось на кормовых ресурсах водоема. Показатели биомассы зоопланктона в 1997 году составляли 3,5 г/м³, а в 1998 г. уже — 1,6 г/м³. Ожидаемое питание сеголеток пиленгаса детритом, известное из литературных источников [4] на Хаджибее не наблюдалось. Гипертрофный лиман продуцировал значительное количество зоопланктона, предпочитаемого молодью при питании. Переход на питание детритом у пиленгаса произошёл в более поздние сроки чем мы ожидали на 2-3 году жизни. При этом массонакопление зарыбляемого пиленгаса в

ИХТИОЛОГИЯ, СТАВОВЕ, ОЗЕРНЕ ТА ЛИМАННЕ РИБНИЦТВО

год составляет 300-400 г в то время как в Шаболатском лимане, где обитает естественная популяция этого вида рост и привесы в которой гораздо выше [1] (табл.1).

Таблица 1

Возрастная размерно-массовая характеристика популяций пиленгаса Хаджибейского и Шаболатского лиманов

Название водоема	Показатели длины, см			Показатели массы, г		
	1+	2+	3+	1+	2+	3+
Хаджибейский лиман	14.0-24.5	25.3-32.0	35.5-42.0	60-150	210-400	820-1200
	21,2	28,3	38,7	120	350	870
Шаболатский лиман*	23.3-37.5	39.0-40.0	53.0-56.0	140-617	820-900	1930-2600
	32,3	39,5	54,2	418	862	2265

* — по Л.И. Старушенко (1997 г.)

Наши наблюдения показывают, что при избыточном зарыблении Хаджибейского лимана пиленгасом он растет здесь медленнее чем в Шаболатском лимане где его посадки на единицу площади не так велики. Кроме вселения искусственно выращенной молоди в Хаджибее с 1998 г. отмечен естественный нерест выросших в лимане рыб, образовавших самовоспроизводящуюся популяцию.

Значительное количество вселяемой молоди и естественнонерестующих рыб приводят по мнению Л.И.Старушенко и С.Г.Бушуева (2001 г.) к перезарыблению водоема, что наблюдалось нами в 1999 г. К 2000 г. ситуация изменилась за счет интенсивного промысла, а также любительского рыболовства; браконьерства, усилившегося с начала 90-х годов в связи с экономической ситуацией в стране. Отмеченный некоторыми авторами дефицит кормов в лимане[4], возможно связан с избыточностью посадки молоди в лимане в расчете на 1 га водной поверхности. По нашему мнению оптимальная посадка молоди пиленгаса возможна в количестве 3,5-4 млн. экз. сеголеток и годовиков в год.

Относительная тугорослость на 3-4-м году нагула пиленгаса по-видимому связана с запасами свободного детрита. Обилие черных илов, изредка с сероводородным запахом на глубинах более 5 м явно не способствует повышению кормности водоема. Нами отмечена приуроченность кормящейся молоди к береговым ценозам зарослей и плесов.

Крупные особи пиленгаса наблюдаемые в лимане в 1997-1999 г.г сейчас встречаются гораздо реже. Тем не менее мы отмечаем их значительное количество в водоеме. Скоростные качества рыб в возрасте более 4-х лет и их осторожность зачастую не дают возможность их облова имеющимися орудиями лова. Несмотря на видовые особенности рыб, вылов их в Хаджибее весьма значителен (табл. 2). При этом стаи Хаджибейского пиленгаса имеют возрастную однородность.

Таблица 2

Вылов кефали-пиленгаса по годам (1997-2000 г.)

Годы	1997	1998	1999	2000
Вылов (т)*	0,5	37,2	190,1	150,6
Вылов в % от общего улова рыб	1,1	29,4	73,6	55,5

Примечание: * — данные официальной статистики

В Хаджибейском лимане пиленгас приступает к размножению в возрасте 4-х лет, что позднее, чем в естественных популяциях, сформировавшихся на Шаболатском лимане[4], но ранее чем на его родине в Амурском заливе[3] (табл. 3).

Таблица 3

Сроки созревания и нереста пиленгаса в Хаджибейском, Шаболатском лимане и Амурском заливе

Водоем	Возраст половозрелых особей
Хаджибейский лиман	3-4
Шаболатский лиман	2-3
Амурский залив	4-5

Интересен вопрос о местах размножения пиленгаса в Хаджибейском лимане. Наши наблюдения показывают, что таковыми являются отдельные участки с повышенной минерализацией и в первую очередь Палиевский залив, где соленость достигает 15 ‰, в то время как в самом лимане соленость воды составляет от 6 до 8 ‰.

Ихтиоценоз кефали Хаджибея интересен этологическим фактом вытеснения доминирующим видом-пиленгасом других видов рыб из района их традиционного сосредоточения, что возможно ведет к снижению численности аборигенных видов и замещению их ценозом пиленгаса. Наблюдаемая ситуация, учитывая повсеместное распространение пиленгаса в бассейне Северо-западного Причерноморья нуждается в дальнейшем изучении, т.к. поликультура аборигенных и вселенных рыб предпочтительнее монокультуры.

ЛИТЕРАТУРА

1. Зайцев Ю.П., Старушенко Л.И. Пиленгас — новая промысловая рыба в Черном и Азовском морях // Гидробиол. журн. — 1985. — Т. 33, № 3. — С. 29-37.
2. Малаховский В.А. Изменения ихтиофауны Одесских лиманов в условиях их рыбохозяйственного использования // Тез. докл. Второго съезда Гидроэкологического общества Украины. — Киев, 1997. — Т. 2. — С. 21-22.
3. Рылов В.Г., Шерман И.М., Пилипенко Ю.В. Пиленгас в континентальных рыбохозяйственных водоемах. — Симферополь: Таврия, 1998. — С.7-36.
4. Старушенко Л.И., Бушуев С.Г. Причерноморские лиманы Одесщины и их рыбохозяйственное использование. — Одесса: Астропринт, 2001. — С. 87-99

УДК [597. 583. 1:639. 3]

М.В. Сабодаш, А.О. Циба, А.О. Ткаченко

Інститут зоології НАН України, м. Київ

ВИДОВИЙ СКЛАД ІХТІОФАУНИ РІЧКИ СТУГНА

Річка Стугна тече по Київській області від с. В. Снітинка (Фастівський район) на схід через Васильківський та Обухівський райони до Дніпра, вливаючись у Канівське водоймище вище м. Українка. Вона є правою притокою Дніпра довжиною 70 км. Має площу водозбірного басейну 187 км та 9 притоків. Долина р. Стугни перерізає підвищену лесову рівнину, так зване Київське плато, з родючими чорноземами і розташована в Лісостеповій фізико-географічній зоні. Природними рослинними покриттями заплави річки були ліси та луки. Зустрічаються по заплаві болота, озера і стариці [3].

Матеріали та методика

Іхтіологічні дослідження охопили 10 ділянок р. Стугни. Збір матеріалу проводився шляхом ловів риби з берега поплавковими вудками та густовічковою снастю "павук" (6 мм вічко) протягом вересня — жовтня 1999 і лютого та квітня 2000 року. Було виловлено риб у кількості 142 екземпляри, що належать до 12 видів. Збір та обробка матеріалу проводилися згідно загально прийнятої методики [2, 4].

Результати досліджень та їх обговорення

Перші відомості про рибне населення р. Стугни, знаходимо в роботі Полтавчука М. А., яку він досліджував 28 років тому [6]. З неї відомо, що до спорудження Канівського водоймища до складу рибного населення р. Стугни та її заплавної водойми входило 20 видів [6].

У числі зазначених це: тюлька — *Clupeonella delicatula* (Nordm.), плітка — *Rutilus rutilus* (L.), ялець — *Leuciscus leuciscus* (L.), в'язь — *Leuciscus idus* (L.), краснопірка — *Scardinius erythrophthalmus* (L.), білізна — *Aspius aspius* (L.), вівсянка — *Leucaspis delineatus* (Heck.), пічкур — *Gobio gobio* (L.), верховодка — *Alburnus alburnus* (L.), густера — *Blicca bjorkna* (L.), лящ — *Abramis brama* (L.), синець — *Abramis ballerus* (L.), гірчак — *Rhodeus sericeus amarus* (Bloch.), карась золотистий — *Carassius carassius* (L.), голець — *Nemachelus barbatulus* (L.), щипавка — *Cobitis taenia* L., в'юн — *Misgurnus fossilis* (L.), щука — *Esox lucius* L., окунь — *Perka fluviatilis* L., бичок-бабка — *Neogobius fluviatilis* (Pall.).

В результаті проведеного нами дослідження в річці відмічено 12 видів риб, з яких 4 є новими для іхтіофауни р. Стугни це чебачок амурський — *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel), багатоголова колючка південна — *Pungitius platygaster* (Kessl.), морська голка пухлошока — *Syngnathus abaster* Eich., йорж — *Gymnocephalus cernuus* (L.). А один вид (карась сріблястий — *Carassius auratus gibelio* (Bloch)) не був зареєстрований Полтавчуком М. А. [6] у 1971–1972 роках, однак реєструвався раніше [1].

Усі 4 нових види з'явилися у річці завдяки ландшафтоперетворюючій діяльності людини і не мають господарського значення. Їх можна охарактеризувати як невеликих за розміром риб, що живляться переважно безхребетними, тримаються слабкої течії і заростей макрофітів (крім йоржа). За винятком йоржа ці види по відношенню до умов нересту — лімнофіли. Виловлені риби були представлені також і цьоголітками. Мальків і цьоголіток йоржа не виявлено жодного екземпляру.

Місцеві популяції риб на всій довжині річки відчувають на собі великий тиск господарської діяльності людини. Цей тиск спричиняє зміни морфологічних ознак риб, велику їх елімінацію, перш за все плідників. Вплив недостатньо очищених стічних вод м. Василькова є визначальним фактором у формуванні складу та стану гідробіонтів р. Стугни. За антропогенним впливом р. Стугну можна поділити на три ділянки:

1) від витоків біля с. В. Снітинка до м. Васильків. На відрізку існує велика кількість заплавної та руслових рибничих ставів. Ставки зарибляються рослиноїдними рибами. Разом з останніми у водойми був завезений амурський чебачок. А з цих ставів він потрапив у річку.

2) від м. Васильків до с. Таценки. Характерною ознакою цього відрізка є значне забруднення водотоку за рахунок надходження в річку промислових та побутових стоків Васильківської станції аерації, молокозаводу, шкірзаводу і заводу холодильників з високим вмістом органічних речовин. Обсяги стічних вод часом перевищують стік самої річки. Біля 2-х км нижче риби не виявлено. У 25 км нижче за течією біля с. Нові Безрадичі нами були виловлені риби (верховодки та гірчаки), що зазнали зовнішніх тератогенних змін.

3) від с. Таценки до гирла річки. Зона впливу Канівського водоймища. Негативна дія стічних вод Василькова різко зменшується шляхом розбавлення у великій масі води. На цьому відрізку в заплаві розташована система заток і штучних водойм, а також цінні нерестові угіддя Канівського водоймища [7].

Висновки

1. У річці Стугні за період 1999-2000р виявлено 12 видів риб, серед яких 4 нові для іхтіофауни види (амурський чебачок, багатоголкова колючка південна, морська голка пухлощока, йорж).

2. Склад та стан іхтіофауни верхньої, середньої та нижньої течії р. Стугни досить помітно відрізняється, що пояснюється впливом на кожній ділянці різних антропогенних факторів (скид промислових та побутових стоків, надмірне зарегулювання водотоку, самовільне будівництво ставків, порушення правил експлуатації рибничих водойм, значна меліорація заплави, безповоротне водовикористання, недотримання прийомів агротехніки, надмірне розорювання, неупорядковане будівництво дачних котеджів до самого урізу води та інші).

ЛІТЕРАТУРА

1. Белинг Д. Е. Днепр и его рыбные богатства. — Киев: Издательство АН УССР, 1935. — 198 с.
2. Коблицкая А. Ф. Определитель молоди пресноводных рыб. — Москва: Легкая пром-сть, 1981. — 208 с.
3. Мальцев В. И., Зуб Л. М. План Действий как один из подходов к решению проблемы возрождения малых рек (на примере Плана возрождения р. Стугна) // Вестник экологии. — 1996. — № 1-2. — С. 137-155.
4. Маркевич О. П., Короткий І. І. Визначник прісноводних риб УРСР. — Київ: Радянська школа, 1954. — 208 с.
5. Мельничук В. П. Зообентос р. Стугна // Вестник экологии. — 1996. — № 1-2. — С. 137-155.
6. Полтавчук М. А. О рыбном населении малых рек лесостепи среднего приднепровья Украинской ССР // Сб. трудов зоологического музея — Киев: Наук. думка, 1976. — С. 43-53.
7. Цедик В. В. Рибна продуктивність Канівського водосховища // Рибне господарство. — Київ, 1999. — 184 с.

УДК [597. 15,19; 630. 907. 11]

В.М. Сабодаш

Інститут зоології НАН України, м. Київ

ОСНОВНІ ЕКОЛОГІЧНІ ПРИНЦИПИ Й НАПРЯМКИ ОХОРОНИ ТА РАЦІОНАЛЬНОГО ВИКОРИСТАННЯ ІХТІОФАУНИ ВОДОЙМ УКРАЇНИ

Національне багатство водойм України — іхтіофауна є одним з найважливіших біологічних ресурсів. Велике її значення не тільки як індикатора стану довкілля, однак і як джерела поповнення білковими продуктами населення. Разом з тим, висока антропогенна трансформація природних комплексів призводить до значних негативних змін стану водної фауни багатьох регіонів України. В цих умовах іхтіофауна, хоча і зі значними змінами все-таки зберігає видове різноманіття. Однак постійне зростання масштабів господарської дії на природні комплекси зумовлює тенденцію зниження чисельності популяцій багатьох видів риб, особливо таких родин як Acipenseridae, Mugilidae та інших [2, 3]. Встановлено зміни і в структурі просторового розподілу видів. Значне їх число належить до рідкісних та таких, що вже зникли з водойм країни [4-6]. Суттєвими причинами цього є порушення середовища існування риб екологічно безграмотними варіантами проведення осушення, меліорації, перезволожений територій, надання присадибних ділянок до самого урізу води на малих річках, сільськогосподарського навантаження, порушення технології застосування мінеральних добрив та пестицидів, забруднення скидами промислових відходів, браконьєрство, екологічна безграмотність, серйозне порушення структури популяції риб в наслідок інтенсивного вилучення статевозрілих особин як промисловим, так і аматорським рибальством. Останнє стає важливим екологічним фактором, який спричиняє все більше зростаючу їх дію на іхтіофауну водойм в різних районах держави. З втратою природних нерестовищ внаслідок зарегулювання річкового стоку, чисельність багатьох видів риб скоротилась, і вони опинилися

у розряді рідкісних, або таких, що знаходяться під загрозою зникнення: осетрові, вирезуб, шемая дунайська, марена дніпровська та багато інших [6]. Свій внесок у погіршення умов існування гідробіонтів дає і радіоактивне забруднення значної частини водойм в результаті катастрофи на чорнобильській станції [1]. Все це потребує значної зміни у відношенні до безцінних природних ресурсів і оптимізації підходів до організації охорони і раціонального використання іхтіофауни у внутрішніх водоймах. Вже є негативні результати безгосподарської діяльності в Азовському морі, де органи рибних організацій довели до того, що осетрові опинилися на межі зникнення. З 2000 року встановлено їх вилов тільки для забезпечення роботи інкубаційних цехів по штучному відтворенню і для наукових досліджень. В першу чергу доцільно враховувати важливу роль іхтіофауни в функціонуванні біосфери як цілісної системи. Слід зауважити, що згідно Всесвітньої стратегії охорони природи, однією з важливих проблем є збереження генофонду живих організмів та біологічного різноманіття, яке забезпечує підтримання колообігу органічних речовин та стійкість функціонування екосистем. Особливо необхідно зазначити, що сучасне уявлення з охорони природи нерозривно пов'язане з раціональним використанням природних ресурсів, без яких людина існувати не може. Тому одною з основних вимог є науково обгрунтоване, раціональне використання і відтворення тваринного світу, зокрема регулювання чисельності іхтіофауни. В умовах різних природних зон, типів ландшафтів, характеру і ступеню їх антропогенної трансформації необхідно визначити конкретні, специфічні, науково обгрунтовані напрямки діяльності щодо їх використання [5]. Тут треба навести приклад з використанням пелінгасу, як об'єкту акліматизації, однак не можна забувати те, що акліматизація була проведена поетапною аквакультурою. У випадку ігнорування признання пелінгаса як "культури" в Азовському басейні промисловий запас його може суттєво скоротитись, а промисел стане економічно неефективним, оскільки знизиться чисельність популяції виду, що ми зараз і маємо. Практика довела, що при сучасному рівні техніки риболовства практично всі сировинні ресурси можуть бути в недалекому майбутньому виснажені.

Зважаючи на викладене вище необхідно дотримуватись таких основних положень:

- надзвичайно важливо, щоб промисел у водоймах України вівся на науковій основі, при здійсненні в широкому масштабі заходів з відтворення промислових об'єктів, як це вимагає екологічна політика. Не врахування наявних запасів популяцій різних видів риб, як це відбувається зараз, приведе до їх швидкого виснаження. На жаль, рибалки беруть завжди стільки, скільки ловлять;

- необхідно вивчити причинно-наслідкові зв'язки в період відтворення риб, як внутривидові, між плідниками і нащадками, так і між екологічними факторами середовища, розглядаючи їх разом. Важливі такі роботи і як фундаментальні для подальших розробок теоретичних основ прогнозу акліматизації і аквакультури в цілому;

- особливо слід зазначити, що зараз відбувається інтенсивне техногенне навантаження на водні екосистеми і експлуатація рибних ресурсів, це призвело до зниження рибних запасів навіть в таких важливих річкових системах Дніпра, як Кременчуцьке та Каховське водосховища тощо. Тому зрозуміла необхідність проведення заходів, які могли б сприяти відновленню і збільшенню чисельності популяцій всіх видів риб в усіх регіонах України;

- на такій основі стане можливим використання штучного розведення не тільки промислово цінних видів, однак й непромислових видів, здатність яких до самовідтворення вже вичерпується. Наукові й практичні розробки по відновленню іхтіофауни набувають важливого значення там, де передбачається не тільки практика розведення зникаючих риб, однак й розробляється наукове обгрунтування заходів, польових досліджень, з'ясування можливостей збереження умов їх існування у природних системах;

- з метою підвищення ефективності охорони й використання рибних ресурсів повинні бути об'єднані зусилля вчених і практиків у галузі іхтіології щодо розробки заходів боротьби з незаконним добуванням і знищенням цінних видів риб, а також акліматизантів й тих, що занесені до "Червоної книги України".

ЛІТЕРАТУРА

1. Белова Н. В., Емельянова Н. Г., Макеева А. П., Веригин Б. В., Рябов И. Н. Унікальний випадок появи карликових особей білого толстолобика в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС // Вопросы ихтиологии. — 1998. — Т. 38. — С. 839-843.
2. Демьяненко К. В., Яновский Э. Г. О проблеме промышленного изъятия особей русского осетра *Acipenser queldenstaedti* и севрюги *Acipenser stellatus* с нарушением развития гонад в Азовском море // Тез. допов. 2 з'їзду Гідроекологічного товариства України. — Київ. — 1997. — С. 18-19.
3. Сабодаш В. М. Екологічний стан фауни риб родини осетрових (*Acipenseridae*) та шляхи збереження їх генофонду у водоймах України // Біологія та валеологія. — Харків. — 1998. — Вип. 2. — С. 79-82.
4. Сабодаш В. М., Смирнов А. І., Мовчан Ю. В. Видова різноманітність, екологічні особливості та можливості збагачення рибного населення Молочного лиману. — К.: НАН України, 1994. — 70 с.
5. Сабодаш В. М., Ющенко О. К., Смирнов А. І., Процан Ю. Г. Екологічна оцінка заповідного стану північного Приазов'я та шляхи збереження генофонду його біологічної різноманітності. — Київ: Алмаз, 2000. — 235 с.
6. Червона книга України. Тваринний світ. — К.: Українська енциклопедія, 1994. — 460 с.

УДК [597. 08-1131. 1:627. 8. 06] (285. 33)

Н.С. Северенчук, Л.И. Стеценко

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ПИТАНИЕ И ПИЩЕВЫЕ ОТНОШЕНИЯ МОЛОДИ РЫБ ДНЕПРОВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

Изучение питания и пищевых отношений рыб имеет большое теоретическое значение для познания продукционных вопросов и явлений биологического самоочищения водоемов. Изучение этих вопросов необходимо при разработке мероприятий по рациональному ведению рыбного хозяйства в водоемах. Питание рыб зависит от видовых, возрастных особенностей, пищевых отношений самих рыб, а также от кормовых ресурсов водоема. Приводятся данные исследований питания молоди рыб, проведенных на Каневском и Кременчугском водохранилищах в восьмидесятые и девяностые годы двадцатого столетия. Для характеристики особенностей питания молоди рыб вычислялось процентное значение отдельных пищевых компонентов в их пищевом спектре и сходство состава пищи (СП-коэффициент) [3].

Поскольку молодь леща, плотвы, густеры, синца, красноперки, окуня находится в наиболее близких экологических условиях роста, развития и питания их пищевые потребности очень сходны. В начальный период развития на стадии личинки и малька их питание зависит от таких пищевых объектов, как коловратки, мелкие веслоногие и ветвистоусые ракообразные, велигеры дрейссены, водоросли и другие мелкие организмы [1]. С возрастом рыб их пищевой спектр меняется; так, молодь леща является в основном потребителем личинок хирономид, которые составляют в разное время 27,7-65,6 в составе пищи двухлетнего и 20,1-89,6% — трехлетнего леща, другие пищевые компоненты — гаммариды, низшие ракообразные, личинки других насекомых, составляли не более 5-10% по массе пищевого комка. Пищевой спектр молоди густеры включает кроме личинок хирономид в большем количестве низших ракообразных (до 72,4%), моллюсков (до 28,6%), а также личинок других насекомых (до 29,3%). Плотва, кроме тех кормовых объектов, которые преобладают в пище молоди леща и густеры, потребляла также водоросли (до 43,9%) и мягкую водную растительность (до 20%), кроме того встречаются в ее пище гаммариды (около 5%), у двухлеток — моллюски (до 10%). В пищевом комке красноперки водоросли составляли в среднем около 70% по массе, небольшую часть составляли макрофиты и детрит (до 20%). Для молоди синца характерно потребление в основном низших ракообразных, доля которых в пищевом комке иногда превышает 90% всей поглощенной пищи. Молодь окуня при достижении массы тела 14-15г начинает довольно активно хищничать. Более мелкие особи потребляли мизид (около 5% по массе), гаммарид (до 10-20%) и личинок хирономид (до 50%). Мизиды и гаммариды реже встречаются в питании двух-трехлетней молоди других видов рыб, вероятно, молодь окуня обладает большей избирательностью и поисковой способностью по отношению к этим кормовым объектам. Нужно отметить наличие в питании двух-трехлетней молоди рыб вселенцев каспийской фауны, кроме гаммарид и мизид, также планктонтов — *Heterocore caspia* Sars. и *Cornigerius maeoticus* Pengo, которые в предыдущие семидесятые годы не были отмечены в пищевых спектрах рыб [2], а в период исследований они составляют уже до 30% в рационе молоди многих видов рыб.

По нашим наблюдениям наибольшее совпадение спектров питания молоди рыб отмечается в летний период, но это не всегда свидетельствует о напряжении в пищевых отношениях, чаще всего в этот период в водоеме наблюдается пик развития кормовой базы (средняя биомасса зоопланктона в местах нагула составляла более 2 г/м³, а мягкого бентоса более 3 г/м²) и молодь рыб достаточно обеспечена пищей, так как конкурентные отношения между рыбами возникают лишь в случае сходных пищевых потребностей и низкой обеспеченности пищей.

У молоди леща и густеры наблюдалось пищевое сходство главным образом за счет потребления низших ракообразных и хирономид. Сходство состава пищи до 60% достигает у двух-, трехлеток леща с густерой сеголетнего и старшего возраста. У леща и окуня наибольшее сходство состава пищи наблюдается в возрасте мальков, когда оба вида потребляют низших ракообразных и мелких личинок хирономид (р. *Sticoropus*). Мальки окуня более активно потребляют веслоногих ракообразных. Лещ на стадии малька и сеголетка и окунь сеголетка и двухлетка наибольшие “конкуренты” из-за личинок хирономид. Наибольшее пищевое сходство отмечено у всех возрастных групп молоди густеры с мальками и сеголетками окуня (СП — коэффициент достигает 60 %) по личинкам хирономид и низшим ракообразным. Между молодью густеры и старшими возрастными группами окуня сходство пищи снижается до 30%. Конкурентные отношения могут возникать у молоди леща и густеры с молодью плотвы в возрасте малька и сеголетки из-за низших ракообразных и мелких личинок хирономид (сходство состава пищи достигает 45-60%), но в летний период недостатка в пище не отмечалось.

Совпадение пищевых спектров отмечено у молоди плотвы и красноперки из-за водорослей представителей рр. *Oedogonium*, *Spirogyra*, *Melosira*, *Navicula*, *Pediastrum*, мягкой водной растительности и детрита. Эти кормовые объекты в местах нагула молоди рыб имеются в достаточном количестве, а потребителей их в водохранилищах немного. У молоди синца совпадение пищевых спектров с молодью других видов рыб не превышает 50%, в основном по низшим ракообразным.

Таким образом, у молоди рыб наблюдается значительное совпадение пищевых спектров. Изменения, отмеченные в составе планктона за счет вселенцев каспийской фауны, проявились и в питании рыб. Пищевые отношения молоди рыб Каневского и Кременчугского водохранилищ не напряжены. Совпадение пищевых спектров молоди промысловых и массовых видов рыб обусловлено достаточно развитой кормовой базой.

ЛИТЕРАТУРА

1. Кудринская О. И. Потребление пищи личинками судака, окуня, леща, плотвы и сазана в зависимости от ее концентраций // Гидробиол. журн. — 1970. — Т. 6, № 5. — С. 75-79
2. Мельничук Г. Л. Живлення і кормові взаємовідношення молоді риб у Кременчугському водоймищі // Біологія риб Кременчугського водоймища. — Київ. : Наук. думка, 1970. — С. 180-257.
3. Шорыгин А. А. Питание и пищевые взаимоотношения рыб Каспийского моря. — М. : Пищепромиздат. — 253 с.

УДК: 591. 69:597. 587. 9

Н.А. Скидан, І.С. Митяй

Міжвідомча лабораторія іхтіології та загальної гідробіології Мелітопольського державного педагогічного університету та Інституту біології південних морів, м. Мелітополь

ВІКОВА ЗМІНА ЕКСТЕНСИВНОСТІ ТА ІНТЕНСИВНОСТІ ІНВАЗІЇ АЗОВСЬКОЇ КАМБАЛИ-КАЛКАНА (*PSETTA MAXIMA TOROSA*) КИШЕЧНОЮ ЦЕСТОДОЮ *BOTRIACEPHALUS GREGARIUS*

Найбільш масовим паразитом камбали-калкана в Азовському морі є кишечна цестода *Botriacephalus gregarius*. Нами проаналізовано залежність ступеня зараженості в залежності від віку риб та характер впливу цих паразитів на хазяїна. Дослідження проводилися в Обіточній затоці Азовського моря (район Степанівської коси) в період з 1996 по 2000 р. Було проаналізовано 160 особин азовської камбали-калкана різних вікових груп. Матеріал оброблено за загальноприйнятими методиками повних паразитологічних розтинів [1,3].

Зараженість цією цестодою починається у особин ще з дуже малого віку. Це пояснюється тим, що калкан в перший період свого життя живиться планктоном, зокрема ракоподібними класу *Copepoda* *Acartia clausi*, *Calanus helgolandicus* та *Paracalanus parvus*, що є першими проміжними хазяїнами *B. gregarius* [4]. За нашими даними ювенільних особин калкана уражених *B. gregarius* було майже 48%. Інтенсивність інвазії складала від 1 до 9 екземплярів на особину хазяїна (середнє становить 2,8). При цьому середня довжина гельмінтів не перебільшувала 10 см. Екстенсивність і інтенсивність інвазії *B. gregarius* підвищується з віком хазяїна (камбали-калкана) (рис.).

Так у віці 2 + екстенсивність інвазії становить 75%, тоді як в 3 + вона сягає 95%. Підвищується і інтенсивність інвазії, її середні показники 4,7 та 8,1 екз. відповідно. Було помічено, що у віці 3 + відбуваються значні коливання чисельності гельмінтів. В окремих особинах їх кількість може сягати 30 екз. (у 15%), а в інших — до 10 екз. Ті гельмінти, чисельність яких складала більш 10-15 екземплярів на особину хазяїна поступаються розмірними показниками — зменшується довжина. Так при кількості гельмінтів в межах 15-41 екз. середня довжина не перебільшувала 15 см, на відміну від тих гельмінтів, які інвазірували кишечник з низькою інтенсивністю (1-3 екземпляри на особину хазяїна) у яких довжина сягала 25, 30, 40, а іноді й 60,75 см

У віці 4 + екстенсивність інвазії сягає 100%. Це можна пояснити тим, що в більш дорослому віці калкан починає живитися рибою, зокрема бичками родини *Pomatoschistus*, що є другими проміжними хазяїнами *B. gregarius*. Вони є основним об'єктом живлення калкана і сприяють його масовому зараженню. Отже процент ймовірності зараження калкана ботріоцефалюсами з кожним роком підвищується. Середнє значення інтенсивності інвазії в віці 4 + складає 19,2 екз на особину хазяїна, однак показники довжини знижуються (в середньому 13,5 см). Розміри окремих гельмінтів зменшуються в прямій залежності від збільшення інтенсивності інвазії (рис. 2). Це пояснюється тим, що коли паразит

потрапляє в певну ділянку організму, в даному випадку в травний тракт, він зустрічається там з особинами того ж виду. По мірі збільшення чисельності паразитів підвищується і тиск їх на ресурси поживних речовин, а це в свою чергу призводить до видової конкуренції [2].

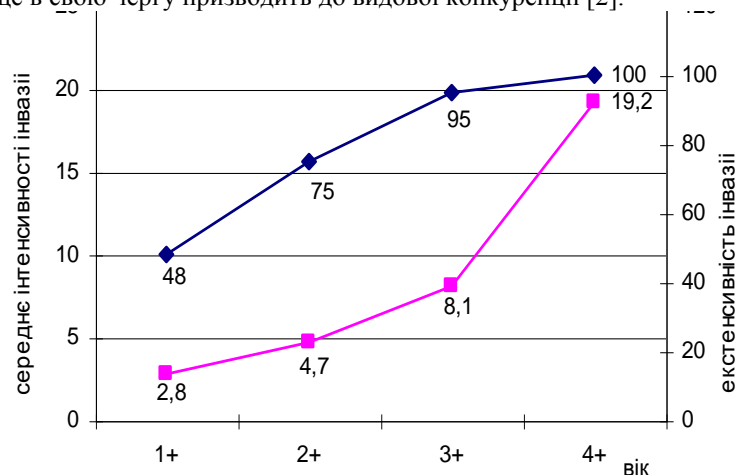


Рис. 1. Зараженість калкана різних вікових груп *B. gregarius*. 1 — EI, 2 — EI

Високі показники екстенсивності інвазії зберігаються у особин віком 5+ і 6+. Середня інтенсивність інвазії становить 5,0 та 12,3 екз на особину хазяїна. Залежність між кількістю та довжиною простежується згідно з рисунком 2.

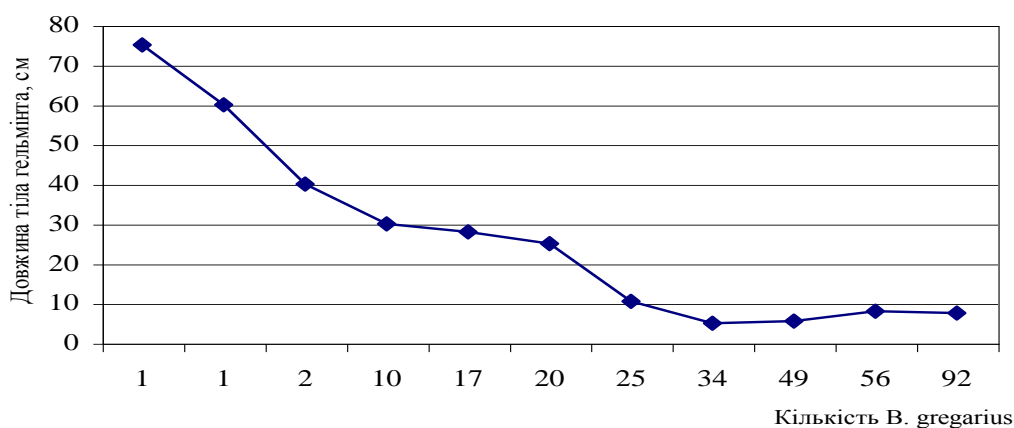


Рис. 2. Зменшення довжини тіла гельмінтів при підвищенні чисельності.

Таблиця

Вікова зміна екстенсивності та інтенсивності інвазії азовської камбали-калкана (*Psetta maxima torosa*)

Вік	Довжина зоологічна см min-max	М	±m	Вага, г min-max	М	±m	Екстенсивність інвазії, %	Інтенсивність інвазії
1 +	13. 0-23. 4	16. 6	0. 7	29. 2-187	77. 7	11	48	2,8
2 +	18. 5-35. 1	26. 6	0. 6	98-790	305. 9	30	75	4,7
3 +	29. 1-38. 0	33. 1	0. 5	260-1000	573. 4	36	95	8,1
4 +	32. 7-38. 5	38. 1	0. 4	432. — 1270	714. 0	59	100	19,2
5 +	35. 0-40. 0	39. 0	0. 4	680. — 1330	1020	47	85	5,0
6 +	39. 0-43. 0	41. 4	0. 4	830. — 1500	1271	60	100	12,3

Враховуючи вищесказане можна сказати, що зараженість азовської камбали-калкана кишечною цестодою *Botriocercaria gregarius* дуже висока і сягає 90%; значна екстенсивність та інтенсивності інвазії суттєво не впливає на життєві процеси; дане явище потребує подальшого дослідження з метою встановлення закономірностей та тенденцій зараження та впливу паразитів на риб.

При аналізі деяких фізіологічних показників встановлено, що явного погіршення життєвих процесів у риб не спостерігається, про що свідчать коефіцієнту вгодованості по Фультону. Його значення коливаються в межах 2,9-3,5 (2 + — 2,9; 3 + — 3,0; 4 + — 3,1; 5 + — 3,9; 6 + — 3,5).

ЛІТЕРАТУРА

1. Кеннеди К., 1978. Экологическая паразитология / Пер. с англ. под ред. К. М. Рыжикова и О. И. Бауера. — М.: Мир, 1978. — 233 с.
2. Солонченко А. И. Гельминтофауна рыб Азовского моря / Отв. ред. С. С. Шульман; АН СССР. Ин-т биологии юж. морей им. А.О. Ковалевского. — Киев: Наук. думка, 1982. — 152 с.
3. Быховская-Павловская И. Е. Паразитологические исследования рыб. — Л., 1969. — 108 с.
4. Кеннеди К., Экологическая паразитология: Пер. с англ. — М.: Мир, 1978. — 233 с.
5. Мусселиус В. А., Ванятинский В. Х., Вихман А. Л. Лабораторный практикум по болезням рыб. — М., 1984. — 296 с.
6. Солонченко А. И. Гельминтофауна рыб Азовского Моря / Отв. Ред. С. С. Шульман; АН СССР. Ин-т биологии юж. морей им. А.О. Ковалевского. — Киев: Наук. думка, 1982. — 152 с.

УДК 574. 65

О.М. Таран, В.Л. Долинський, Ю.В. Плігін

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

НОВІ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИСТКИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

Вплив Чорнобильської аварії на гідроекосистеми посилив актуальність розробки і впровадження високоефективних технологій очистки поверхневих вод від шкідливих речовин, зокрема, радіонуклідів. В світовій практиці відомо багато способів вилучення зазначених забруднювачів із поверхневих вод за допомогою вищих водних рослин. Однак, усі вони мають цілий ряд недоліків, які не дозволяють використовувати їх з достатньою ефективністю.

Так, застосування в якості біофільтрів безпосередньо водних рослин потребує створення штучних водойм, що пов'язано зі значними додатковими витратами. Запропоновані до впровадження в якості біофільтрів традиційні види вищої водної рослинності мають низькі показники біопродуктивності, щільності стебел, транспірації, стійкості до пересихання і, як результат, недостатню очищувальну здатність.

Зважаючи на це, нами запропоновано декілька нових перспективних технологій, які засновані на використанні нетрадиційних біофільтрів або їх комбінацій. Зокрема, очищення стічних вод може вирішуватися спрямуванням потоку крізь зарості напівводних рослин **Arundo donax**. Ці рослини мають всі необхідні біологічні якості для досягнення мети. Вони характеризуються здатністю до функціонування як у воді, так і на суходолі, що дозволяє обходитися без будівництва штучних водойм, високими показниками біопродуктивності, щільності стебел, акумуляції шкідливих речовин. Витрати по впровадженню зазначеної технології у 4,6 рази нижче у порівнянні з такими, що потребують створення спеціальних біопрудів. При цьому, показники якості води покращуються від 20,8 до 38,8%; транспірація забрудненого стоку збільшується в 2,25 рази, що в кінцевому рахунку позитивно відбивається на показниках виносу шкідливих речовин у водойми і водотоки.

Технологія може бути використана при здійсненні водоохоронних заходів в басейнах річок, а саме, для інтенсифікації вилучення із стічних вод шкідливих речовин органічного і мінерального походження. Найбільш вона прийнятна для:

1) періодичного поверхневого стоку, що характеризується нерівномірними витратами води протягом року; 2) пересихаючих і водночас забруднених водотоків; 3) забруднених стічних вод, при відсутності поблизу місць їх скиду водних макрофітів.

Для використання технології необхідно створення спрямовуючих водний потік валів, ботанічних площадок з рослинами **Arundo donax** та деревинно-чагарниковою рослинністю. Для перехоплення зависів можуть, в залежності від умов і обставин, додатково застосовуватись ґрунтоуловлюючі траншеї, або (при значній відстані від ботанічної площадки до водотоку) канали з відповідними насадженнями. З метою дотримання оптимального водного режиму на виході з каналу встановлюються автоматичні засувки.

Зазначимо, що наведена технологія може бути застосована переважно в зонах з теплим кліматом. Суть другої технології полягає в тому, що поверхневий стік на шляху свого руху фільтрується через насадження високопродуктивних напівводних рослин **Zizania latifolia**. Ці рослини менш вибагливі до

температурного режиму і мають здатність функціонувати, як в умовах короткочасного затоплення, так і в умовах тривалого обезводнення.

Заплавні водойми зони аварії на Чорнобильській АЕС акумулюють велику кількість радіонуклідів і інших шкідливих речовин. Вони, як правило, заростають малопродуктивними видами повітряно-водної рослинності. Тому перед здійсненням насаджень *Zizania latifolia* ці водойми спочатку екранують шаром глиняного ґрунту. З метою забезпечення водообміну між основною і заплавленими водоймами пропонується система каналів які також засаджують вищезгаданим видом рослинності з встановленням відповідних автоматичних засувок.

Окрім описаних, для покращання якості поверхневих вод можуть бути використані і інші технології та пристрої. Так, для поступового замулення та природного наповнення ярів рекомендується на усюму їх протязі створення культивованих насаджень з водної, напівводної та чагарникової рослинності, що акумулюють твердий стік, а отже сприяють формуванню донних намулів. З метою інтенсифікації зазначених процесів необхідне будівництво водостримуючих валів-дамб висотою близько 1м з одночасним культивуванням на їх схилах чагарникової та лугової рослинності. Подачу очищеного стоку в нижній бар'єр кожної штучної водойми, а потім і в річку, належить здійснювати за допомогою водорегуляторів. У всіх випадках яри повинні засаджуватися по периметру лісовою і чагарниковою рослинністю з попереднім створенням водоздержуючих валів, а на схилах необхідне залуження багаторічними травами з допоміжним культивуванням чагарників.

Близьким до запропонованих є спосіб, який полягає в тому, що з метою підвищення економічності процесу за рахунок скорочення площ під очисні споруди, обробку поверхневих вод здійснюють молюсками *Anodonta* та *Unio*, при цьому використовують водойми глибиною 1,5 — 2,5м, а щільність посадки зазначених гідробіонтів встановлюють у розмірі 5 — 10 особин на 1 кв. м донної поверхні.

Однак, і в цьому разі необхідний ефект не може бути досягнутий з ряду причин, а саме: 1) після фільтрації шкідливих речовин зазначеними молюсками значна частина продуктів переробки знов потрапляє у водойми, чим погіршує якість води; 2) після відмирання дорослих особин молюсків відбувається їх розклад, що також веде до погіршення якості води; 3) при низькому вмісті кисню в донних шарах водойми можливі заморні явища, що призводить до загибелі живих особин молюсків; 4) при заселенні водойм молюсками *Anodonta* та *Unio* фільтрація завислих та інших частинок здійснюється тільки в донному шарі водойми, поверхневі та середні шари практично не очищаються; 5) вторинне забруднення водойм внаслідок відмирання та розкладу молюсків обумовлює систематичне вилучення дорослих особин до початку зазначеного процесу, що навіть при розробці і впровадженні достатньо ефективних технологій призводить до тимчасових виходів з експлуатації очисних споруд, при будь-яких технологіях можливе попадання донних відкладів з винесенням радіонуклідів та інших шкідливих речовин у водні шари.

Для усунення недоліків нами запропоновано спосіб, який полягає в примусовій фільтрації стоку спочатку крізь зарості напівводних рослин *Zizania latifolia* на водоприймальній площадці, а потім крізь поселення молюсків *Dreissena polymorpha*, що розміщують в конусоподібному культиваторі з періодичним відкачуванням з нього накопиченого осаду і подачею повітря.

На вищезгадані технології нами одержані патенти України.

УДК [639.3.09]

Ю.Д. Темниханов

Институт зоологии им. И. И. Шмальгаузена НАН Украины, г. Киев

ОПУХОЛИ РЫБ ВИРУСНОЙ ЭТИОЛОГИИ

Образование многих опухолей у рыб связывают с вирусами. Вирусы, этиологическая роль которых в образовании опухолей доказана, получили название онкогенных. По характеру взаимоотношения с клетками тканей рыб все онкогенные вирусы можно разделить на две группы: вирусы, вызывающие наследственные изменения, и вирусы, приводящие к разрушению клеток. Общим для онкогенных вирусов является их широкое распространение в латентной форме. В результате разнообразных химических, физических и биологических стресс факторов латентные онкогенные вирусы могут активизироваться и вызвать специфические неопластические процессы.

Онкогенные вирусы вызывают трансформацию клеток, которые могут образовывать опухоли. С момента появления трансформированных клеток в организме животного идет динамический процесс: с одной стороны, вирус трансформирует нормальные клетки в опухолевые, а с другой, возникает

направленная иммунологическая реакция организма по их уничтожению. Если побеждают иммунные силы, то организм избавляется от трансформированных клеток — возникает резистентность. Если иммунитет слабый, то в этом случае развивается неопластический процесс. Таким образом, неопластическое заболевание может развиваться только в стадии иммунологической толерантности, что присуще малькам или взрослым особям со слабой иммунологической защитой, а также в период гормональной перестройки во время нереста. В качестве примера можно привести эпидермальный папилломатоз европейской корюшки (*Osmerus eperlanus*), когда новообразования наблюдаются в период нерестового хода и отсутствуют в другое время года [2].

В зависимости от типа нуклеиновой кислоты онкогенные вирусы делят на две группы: ДНК- и РНК-содержащие. К ДНК-содержащим онкогенным вирусам относят герпесвирусы, аденовирусы, иридовирусы, паповавирусы, некоторые вирусы группы оспы. Герпесвирусные болезни рыб включают фибросаркому судака, эпидермальную папиллому камбаловых, оспу карпов, герпесвирусную болезнь стизостедииона, эпидермальный папилломатоз европейской корюшки (таблица).

Таблица

Опухоли рыб вирусной этиологии

Опухоль	Характеристика опухоли	Семейство вируса, названия	Размеры вируса, (нм)
Оспа карпов	Плотные парафинообразные наросты на коже	Herpesviridae (Herpesvirus cyprini)	100 — 140
Эпидермальный папилломатоз европейской корюшки	Эпидермальные опухоли на голове, плавниках и жабрах	Herpesviridae	110-135
Фибросаркома судака (WDS)	Опухоли выступают над поверхностью кожи, поверхность сморщена, плотная	Herpesviridae	190 — 230
Герпесвирусная болезнь сими (OMV)	Эпителиальные опухоли	Herpesviridae (Oncorhynchus masou)	200 — 240
Эпидермальная папиллома камбалы	Беловатые припухлости на туловище	Herpesviridae	100
Герпесвирусная болезнь стизостедииона	Гиперплазия эпидермиса	Herpesviridae (Herpesvirus-1)	190 — 230
Лимфоцистис	Белая (или красная) с множеством сферических клеток	Iridoviridae	260
Эпидермальная папиллома трески	Гиперплазированный эпителий	Adenoviridae	77
Лимфосаркома щуковых	Опухоль грибовидной формы розового оттенка	Retroviridae C типа	105
Саркома кожи стизостедииона	Опухоль гладкая, округлая, белого или красного цвета	Retroviridae	135
Стоматопапиллома угрей	Опухоли на челюстях угрей, вначале — беловато-розовые, позже — темно-серые	Rhabdoviridae, Herpesviridae, Papovaviridae	75 — 160 30 — 55
Эпидермальная гиперплазия судака	Бляшки эпидермиса	РНК — вирус	80
Эпидермальная папиллома сома	Опухоль состоит из массы сосочковидных узелков		
Меланома судака (выбухающая дерматосаркома судака)	Опухоль диффузного строения, наличие бурого пигмента	?	

К РНК-содержащим относят ретровирусы. Они выделены при лимфосаркоме щук, саркоме кожи стизостедииона, дискретной эпидермальной гиперплазии стизостедииона, дермальной саркоме сома. А при стоматопапилломатозе угрей выделены вместе с ДНК — содержащими (папова- и герпесвирусами) также РНК-содержащие — (рабдовирусы) [3]. Репликация вирусных частиц этой группы происходит в цитоплазме, а образование зрелых форм вируса — на клеточной оболочке. Наружная оболочка образуется из материала пораженной клетки при выходе вирусной частицы.

Ретровирусы обладают свойствами как РНК-, так и ДНК-содержащих вирусов. В вирионе ретровирусов содержится РНК, однако внутри клетки они существуют в виде ДНК, интегрированной с геномом клетки-хозяина. По существу, РНК этих вирусов, проникая в клетку, превращается в её гены, которые могут передаваться потомкам в виде стабильных интегрированных молекул ДНК. Ретровирусы размножаются почкованием, подобно другим РНК-вирусам, поддерживают продуктивную инфекцию, не вызывая гибели клетки-хозяина. Процесс превращения РНК-вирусов в ДНК-гены называется обратной транскрипцией, ибо здесь направление потока биологической информации изменено на обратное.

Онкогенные вирусы хорошо размножаются в нормальных и трансформированных культурах клеток, а также тканях восприимчивых животных. Зрелый вирус отпочковывается от клетки и не вызывает её разрушения. Вирусы поражают чувствительные клетки, в результате чего возникает трансформация (малигнизация) — стойкое изменение морфологии, обмена веществ и повышенной пролиферативной способности с автономным характером роста. Такие клетки иногда приобретают способность прорасти в нормальные ткани и метастазировать по кровеносным и лимфатическим

сосудам. Механізм дії онкогенних вірусів вивчений недостатньо. Немає єдиного погляду на молекулярні механізми неопластического процесу під впливом онкогенних вірусів.

Розповсюджені 3 теорії, що пояснюють канцерогенне дієвство онкогенних вірусів: 1 — вегетативні форми вірусів — необхідний компонент злоякісної клітини; 2 — віруси діють як мутантні агенти; 3 — віруси вносять додаткову генетичну інформацію в геном клітини, змінюючи її нормальний генетичний баланс. Вірусно-генетична концепція Л. А. Зильбера про спадковий перетворення нормальної клітини в опухливу під впливом нуклеїнової кислоти онкогенними вірусами знаходить все більше підтвердження в експериментальних роботах на рівні клітин і організмів [1].

Для всіх ДНК- і РНК-содержащих онкогенних вірусів найбільш типовим є взаємодія вірусу з вразливою клітиною, коли він вносить в її геном додаткову генетичну інформацію, залишаючись одночасно активним епігенним фактором. Під впливом онкогенних вірусів відбувається порушення регуляторних функцій клітинного геному, в зв'язі з інактивіацією інгібітора, відповідального за ріст потенціал клітин. Клітини втрачають здатність підкорятися гомеостатическим регулюючим системам і набувають властивість неограниченного росту.

Такі захворювання як: епідермальна папілома соматического і меланома судака також мають ознаки вірусної етіології, але таксономіческі дослідження цих вірусних агентів не проведені.

ЛІТЕРАТУРА

1. Лурия С., Дж. Дарнелл, Балтимор Д., Кэмпбелл Э. Общая вирусология. — М: Мир, 1981. — 680 с.
2. Anders K., Moller H. Spawning papillomatosis of smelt, *Osmerus eperlanus* L., from the Elbe estuary // J. Fish Dis. 1985. — Vol. 8. — P. 233-235.
3. Ahne W., Schwanz-Pfützner I., Thomsen I. Serological identification of 9 viral isolates from European eels (*Anguilla anguilla*) with stomato-papilloma by means of neutralization tests // J. Appl. Ichthyol. — 1987. — Vol. 3. — P. 30-32.

УДК 597. 15. 19. 116

В.О. Ткаченко, В.М. Сабодаш

Інститут зоології ім. І. І. Шмальгаузена НАН України, м. Київ

ЗНАЧЕННЯ САСИЦЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ДЛЯ ФОРМУВАННЯ ІХТІОФАУНИ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ

Іхтіофауну Сасицького водосховища і пониззя Дунаю вивчали у період 1981-1995 рр. Матеріал збирали і обробляли за загальноприйнятими методиками [3].

Результати та їх обговорення

На місці морського лиману (естуарію рр. Когильник і Сарата) шляхом опріснення було створено водосховище, сполучене самоточним каналом з Дунаєм. У результаті цього процесу відбулася радикальна реконструкція іхтіофауни — морські види елімінували, а натомість з'явилися прісноводні риби. Упродовж дослідницького періоду в Сасицькому водосховищі зареєстровано 47 видів риб, що належать до 12 родин:

Acipenseridae — *A. gueldenstaedti* Brandt, *A. stellatus* Pallas. Clupeidae — *Alosa pontica pontica* (Eichw.), *A. caspia nordmanni* (Antipa), *Clupeonella cultriventris* (Nordm.). Cyprinidae — *Rutilus rutilus* L., *Leuciscus idus* (L.), *Scardinius erythrophthalmus* (L.), *Ctenopharyngodon idella* (Valenc.), *Aspius aspius* (L.), *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel), *Gobio gobio* (L.), *Barbus barbus* (L.), *Alburnus alburnus* (L.), *Blicca bjoerkna* (L.), *Abramis brama* (L.), *A. sapa* (Pallas), *A. ballerus* (L.), *Vimba vimba* (L.), *Pelecus cultratus* (L.), *Rhodeus sericeus* (Pallas), *Carassius carassius* (L.), *Carassius auratus gibelio* (Bloch), *Cyprinus carpio* L., *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenc.). Cobitidae — *Cobitis taenia* L., *Misgurnus fossilis* (L.). Esocidae — *Esox lucius* L. Siluridae — *Silurus glanis* L. Salmonidae — *Hucho hucho* (L.). Gasterosteidae — *Gasterosteus aculeatus* L., *Pungitius platygaster* (Kessl.). Syngnathidae — *Syngnathus abaster* Eichw. Atherinidae — *Atherina bojeri* Eichw. Percidae — *Stizostedion lucioperca* (L.), *S. volgensis* (Gmelin), *Perca fluviatilis* L., *Gymnocephalus cernuus* (L.), *G. schraetser* (L.). Gobiidae — *Knipowitschia longicaudata* (Kessl.), *Neogobius melanostomus* (Pallas), *N. eurycephalus* (Kessl.), *N. kessleri* (Gunter), *N. fluviatilis* (Pallas), *N. gymnotrachelus* (Kessl.), *Proterorhinus marmoratus* (Pallas), *Benthophilus stellatus* (Sauvage).

З наведеного списку випливає, що іхтіофауна водоймища є вельми різноманітною і подібна до такої у Дунаї, однак з меншою кількістю видів. Масове занесення личинок і мальків риб з ріки забезпечило формування водосховищної іхтіофауни, а унікальна біопродуктивність цієї водойми — високоефективний нагул. Після сформування місцевих стад плідників та фітоценозів (як нерестового субстрату) зростає позитивна роль Сасикського водосховища у відтворенні прісноводних риб. Тут спостерігається велика кількість мальків, якісний склад яких кращий ніж у Дунаї (молодь промислових риб складає більше 80% від її загальної чисельності) [5]. Високі темп росту, вгодованість та жирність характерні не тільки для мальків, а і для старшої молоді та плідників [6].

Аналіз промислової статистики кінця ХІХ і початку ХХ століть, у порівнянні з теперішнім часом, указує на значне якісне і кількісне збіднення прісноводної іхтіофауни у Кілійській дельті Дунаю. За даними О. О. Грімма [1, 2] загальне добування прісноводної риби у той час становило 490, 0 тонн. Середній багаторічний вилов найбільш цінних видів — коропа і сома дорівнював 87,1 і 45,0 тоннам відповідно, а максимальний — сягав 354,9 і 79,0 тонн відповідно. Подібний стан зберігався до початку 1960-х рр., а саме до тих пір поки Дунай мав свою первісну гідрологічну сітку і цінні види риб (короп, сом, щука, судак, лящ) складали більше 80% від загального улову. У наступні десятиліття, після одамбування дунайської заплави і зарегулювання озер, добування коропа, сома та інших риб різко зменшилося. Разом з тим чисельність сріблястого карася почала збільшуватись завдяки зарибленню придунайських озер його молоддю (разом з мальками коропа), хоча до 1950-х рр. цей вид навіть не згадувався у промисловій статистиці (рис.).

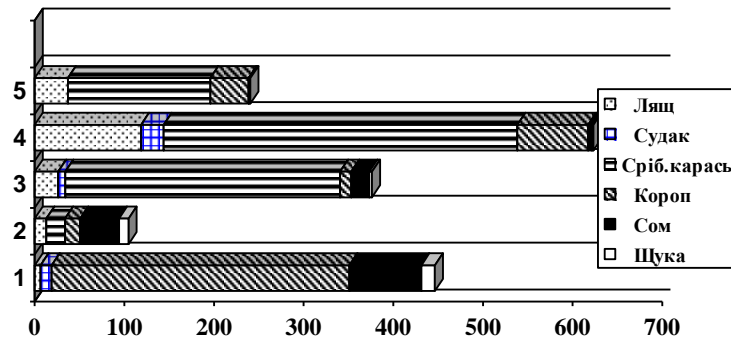


Рис. Середні улови (тонн) основних прісноводних промислових риб в українській ділянці Дунаю по періодах (1 — 1954-1963; 2 — 1964-1973; 3 — 1975-1984; 4 — 1985-1989; 5 — 1990-1995).

З перших років існування Сасицького водосховища були зареєстровані масові міграції риб із нього в Дунай, а саме цьогорічок дунайського оселедця — восени, а дворічної чехоні, плідників плітки, ляща, судака та інших — навесні, що посприяло збагаченню іхтіофауни Кілійської дельти Дунаю. Так якщо до цього часу у промислі чехоня реєструвалася тільки у прилогах, то у 1983 р. її було упіймано 6, 2 тонн, улови плітки, Одночасно, досягли 64, 8 тонн. Трохи пізніше тут з'явилися лящі незвично великих розмірів, що відрізнялися від типово дунайських дуже високими вгодованістю і жирністю. Середньорічний вилов ляща в українському секторі Дунаю у період 1985-1989 рр. підвищився до 118, 6 тонн (мін. — 36 т, макс. — 258 т), що у 4, 5 рази більше ніж у 1975-1984рр. і у 10 разів більше ніж у 1964-1973 рр. У порівнянні з 1974-1984 рр. збільшилися улови судака (в 1,8 рази) і коропа (у 6,2 рази). Добування прісноводних риб загалом зросло в середньому у 2,0 рази.

Отже Сасицьке водосховище, у деякій мірі, компенсувало втрату придунайських озер і заплави. Завдяки його унікальним можливостям підвищилася ефективність відтворення популяцій риб у пониззі Дунаю. Мальки, як занесені з ріки так і місцевих генерацій, знайшли у водосховищі сприятливі умови для інтенсивного нагулу і частина їх, з набуттям статевої зрілості, мігрувала магістральним каналом у Кілійську дельту Дунаю, збагачуючи іхтіофауну. Після обладнання у 1989 р. каналу Дунай-Сасик рибозагоджувачем, міграції плідників і молоді риб між водоймищем і рікою припинилися. Водосховище стає пасткою для личинок і мальків, що негативно відбилося на стані популяцій риб Кілійської дельти.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гримм О. А. О рыболовстве в Килийской дельте Дуная // Вестник рыбопром. — Санкт-Петербург, 1895. — Т.10. — С. 423-439.
2. Гримм О. А. К вопросу о рыболовстве на Дунае // Вестник рыбопром. — Санкт-Петербург, 1906. — Т. 21. — С. 82-85.
3. Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб. — М. : Пищевая пром., 1966. — 376 с.
4. Ткаченко В. А. Динамика видового и количественного состава молоди рыб Сасыкского водохранилища // Аквакультура в условиях антропогенного пресса. — Киев, 1994. — Т. 2. — С. 242-243

УДК369.371.2

О.М. Третяк¹, А.В. Пекарський², П.В. Андрійшин²

¹Інститут рибного господарства УААН, м. Київ; ²ВАТ “Сумирибгосп”, м. Суми

ПІДРОЩУВАННЯ ЛИЧИНОК ВЕСЛОНОСА В ПЛАВУЧИХ САЖАЛКАХ

В експериментах з підрощування личинок веслоноса, проведених у першій декаді травня 2001 р. на базі рибцеку “Суми” ВАТ “Сумирибгосп”, використовували плавучі сажалки об'ємом 1 м³ (1,5х1х0,7 м), виготовлені з капронового сита з розміром вічка 0,7-0,8 мм. Сажалки розміщували в спеціально підготовленому ставу площею 0,8 га на плавучих дерев'яних рамках, закріплених у прибережній зоні на глибині 1,2-1,3 м. З метою розсіювання прямого сонячного проміння, зверху сажалки (на 2/3 площі) вкривали марлевими кришками.

Вільних ембріонів веслоноса (2,5 тис.екз.) у віці 5-6 діб (середня довжина 14,2 мм, середня маса 16,1 мг) перевезли автотранспортом з рибгоспу “Гірський Тікич” (ВАТ “Черкасирибгосп”) у герметично закритому поліетиленовому пакеті об'ємом 30 л на ¹/₂ заповненому водою та киснем. Транспортування (8 годин) за температури води 19⁰С пройшло з 100% виживанням передличинок.

Щільність посадки вільних ембріонів в сажалках становила 1,2-1,3 тис.екз./м³. Перехід личинок на змішане живлення визначали візуально за виходом з кишечника пігментної пробки. Годівлю розпочинали за її відсутності (у 10-15% личинок) на наступну добу після перевезення. Добовий раціон поступово збільшували з 10-15 до 30-40%. Личинок годували живими зоопланктонними організмами (переважно гіллястовусими рачками), відфільтрованими через капронове сито № 22-25. Біомасу кормових зоопланктерів в сажалках постійно підтримували на рівні не менше 8-10 мг/л.

Температура води в період підрощування личинок коливалась в межах 13-19⁰С. Вміст розчиненого у воді кисню змінювався в межах 4,5-6,7 мг/л.

Після 7-добового підрощування середня маса личинок збільшилась до 31,5 мг, виживання їх — близько 80%. На ріст личинок не могло негативно вплинути зниження температури води за межі сприятливих величин в останні три дні підрощування.

УДК 576.8 (28):639.311

М.І. Хижняк

Інститут рибного господарства УААН

МІКРОБІОЛОГІЧНИЙ РЕЖИМ ЕКСПЛУАТОВАНОГО РЕАБІЛІТОВАНОГО СТАВУ

Внаслідок аварії на Чорнобильській аварії перестали існувати рибні господарства потужністю 5.2 тис.т рибопродукції щорічно. За час, що минув після аварії, радіаційна ситуація на територіях ряду ставів покращилась і склались передумови для реабілітації деяких ставів. В результаті проведення спеціальних досліджень Інститутом рибного господарства УААН та Інститутом гідробіології НАНУ зроблено експертний висновок щодо можливості ведення меліоративних та рибоводних робіт на ставу площею 600 га ладжицької ділянки Іванківського рибкомбінату с.Теремці. Одним із перспективних напрямків використання реабілітованих ставів є вирощування в них рибопосадкового матеріалу для зариблення водосховищ [1]. Джерелом водопостачання даного ставу є дніпровський відріг Київського водосховища. За літературними джерелами відомо, що гідрохімічні характеристики Київського водосховища суттєвого впливу від аварії на ЧАЕС не понесли [2].

Мікробіологічні дослідження ставів, які знаходяться на території рибних господарств, що зазнали радіоактивного забруднення від аварії на ЧАЕС, раніше не проводились.

Методика досліджень

Дослідження проводили в вегетаційному періоді 1998 р. у реабілітованому ставу, площею 600 га, середньою глибиною 1.2м, який використовувався як вирощувальний став другого порядку. Водопостачання ставу примусове. Став зариблений наприкінці квітня — на початку травня річниками коропа і рослиноїдних риб (гібрид білого товстолобика з строкатим). Загальна щільність посадки риби — 1.0 тис.екз/га. Біля 70% полікультури складала рослиноїдні риби. Вирощування риби проводили за випасною технологією. Для стимулювання розвитку природної кормової бази застосовували органічні добрива з розрахунку 0.5 т/га, які вносили по мерзлому ложу ставу рано навесні. Крім того, добрим органічним добривом слугувала залита водою вища трав'яна рослинність.

Проби для мікробіологічних досліджень відбирали з поверхневого горизонту ставу, посезонно, протягом вегетаційного періоду на 9 станціях трьох створів (південного, що прилягає до дамби, глибоководного, з інтенсивною циркуляцією води; середнього, де відбувається стабілізація гідродинамічних процесів та північного, що характеризується мілководністю, хорошим прогріванням водяних мас, значною кількістю затоплених вищих трав'янистих рослин, незначною циркуляцією води). Для вивчення основних структурних і функціональних показників бактеріопланктону використовували загально визнані в водній мікробіології методи [3]. Експериментальні роботи проводились безпосередньо в ставу.

Результати досліджень

Дослідженнями встановлено, що рівень розвитку бактеріопланктону в воді реабілітованого ставу досить високий. Загальна кількість бактерій протягом вегетаційного періоду коливалась в межах від 3.25 до 13.08 млн. кл/мл і складала в середньому по ставу навесні — 6.87 млн. кл/мл, влітку — 9.87 млн.кл/мл і восени — 3.94 млн.кл/мл. Показники бактеріальної біомаси були також високими. Бактеріопланктон представлений в основному кулястими (70.5 — 80.3%) і паличковидними формами, що характерно для рибницьких ставів з різним ступенем інтенсифікації [4]. Збільшення кількості паличковидних форм спостерігали восени, що ймовірно пов'язано з посиленням деструкційної діяльності бактерій в зв'язку з мінералізацією важкодоступної органічної речовини. Інші морфологічні групи бактерій зустрічались в незначній кількості. Частка сапрофітних бактерій в компонентному складі бактеріопланктону невелика, в середньому по сезонам вегетаційного періоду коливалась від 0.023 до 0.13%, збільшуючись восени. В сезонному аспекті максимальні показники чисельності бактеріофлори, в т.ч і сапрофітної, спостерігалися влітку, що обумовлено максимальним прогріванням води, стабілізацією гідрологічного режиму та доволі високим вмістом в воді органічної речовини автохтонного походження. В цей же період відмічалась і висока активність розмноження бактерій. Час генерації бактерій складав в середньому 16.42 год., що свідчить про формування в ставовій екосистемі мікробних ценозів з високою функціональною активністю. Крім цього, інтенсивне виїдання бактеріопланктону організмами зоопланктонного угруповання в цей період посилює процеси розмноження бактерій. Значна кількість бактеріопланктону в воді реабілітованого ставу свідчить про високий самоочисний потенціал водойми. Показники добового дихання бактеріопланктону, які забезпечують деструкцію органічної речовини в досліджуемий період коливались в межах від 1.56 до 3.12 мгО₂/л.доб. Інтенсивність дихання бактерій в основному визначалась наявністю засвоюємих органічних речовин і температурою води. На початку періоду вирощування риби процеси деструкції органічної речовини переважали над процесами продукції. Високий рівень розкладу органічних речовин характерний для нових ставів, де є доволі значна кількість легкодоступних органічних речовин (початкові етапи розкладу залитої водою вищої рослинності і використання органічних добрив). Найвища дихальна активність бактеріопланктону відмічалась влітку. Питоме споживання кисню змінювалось від 0.11·10⁻⁹ мгО₂/л доб до 0.48·10⁻⁹ мгО₂/доб, складаючи в середньому за сезонами вегетаційного періоду 0.22, 0.38 та 0.20·10⁻⁹ мг О₂/л доб відповідно навесні, влітку і восени. Ці дані в якійсь мірі відрізняються від аналогічних, отриманих для рибницьких ставів з інтенсивною та випасною технологією вирощування риби в полікультурі [5]. Проте слід врахувати, що дана водойма для вирощування риби використовується вперше і її мікробіологічний режим знаходиться в процесі становлення. Отриманні показники питомого споживання кисню бактеріями в реабілітованій водоймі близькі до аналогічних отриманих Д.З.Гак для бактерій дніпровських водосховищ [6].

В середньому за вегетаційний період планктонним угрупованням споживалось 2.7 мгО₂/л за добу, частка бактерій при цьому складала 87.4%.

Отже, отримані нами характеристики розвитку та деструкційної спроможності бактеріопланктону свідчать про його високу функціональну активність, яка забезпечує інтенсивну деструкцію органічної речовини і сприяє самоочищенню реабілітуємого рибоводного ставу.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гринжевський М.В., Андрищенко А.І., Микитюк П.В., Курочкін І.О., Курганський С.В. Рекомендації до технології вирощування риби на радіоактивно забруднених територіях. — Київ, 1998. — 12 с.
2. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. — Киев.: Наук. думка, 1992. — С.16.
3. Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. — М., 1989. — 285 с.
4. Хижняк М.І. Кількісний розвиток бактеріопланктону нагульних ставів при вирощуванні коропа в полікультурі з рослинодними рибами // Рибне господарство. — Київ, 1999. — Вип. 51. — С.73-85.
5. Хижняк М.І. Вплив технології вирощування риби в полікультурі на формування бактеріопланктону та його функціональну активність в рибницьких ставах: Автореф. дис. ... канд.с.-г. наук. — Київ, 1997. — 25 с.
6. Гак Д.З. Бактериопланктон и его роль в биологической продуктивности водохранилищ. — М.: Наука, 1975. — 254 с.

УДК 597. 554. 3-15:574. 5

Ю.М. Худіяш

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ВПЛИВ N-ОКСИДУ 2, 6–ДИМЕТИЛПІРИДИНУ НА ЖИТТЄЗДАТНІСТЬ ІКРИ КОРОПА

На даний час в Інституті біоорганічної хімії та нафтохімії НАН України створено нові ефективні регулятори росту рослин N-оксиди похідні піридину. Ці сполуки є аналогами фітогормонів і за своїми властивостями здатні при малих концентраціях призводити до значних змін у рості і розвитку рослин, включатися в обіг речовин, в результаті чого активізуються біохімічні процеси, що призводять до підвищення рівня життєздатності рослин. Однак за місцем їх використання можлива часткова міграція в біоценозах з ймовірністю потрапляння у водойми. Літературних даних щодо впливу N-оксидів похідних піридину на гідробіонтів майже немає. Тому нашим завданням було дослідити вплив цих речовин на ранні стадії онтогенезу риб. Один з таких регуляторів росту рослин є N-оксид 2,6 диметилпіридин (комерційна назва “Івін”). Цей синтетичний препарат є аналогом фітогормонів ауксинової природи. В процесі використання препарату на сільськогосподарських полях України він з ґрунтовими та дощовими водами може потрапити в природні водойми. Тому важливо було б дослідити вплив N-оксиду на іхтіофауну, а саме його дію на ембріональний, більш чутливий до дії ксенобіотиків період розвитку риб.

Вивчення впливу N-оксиду проводили на Білоцерківській гідробіологічній експериментальній станції Інституту гідробіології НАНУ. Матеріалом для дослідження була ікра і личинки коропа. Вплив N-оксиду досліджували на ікрі в межах концентрацій 0,001 — 700 мг/л. Отримані результати показали, що в концентраціях 100-700 мг/л життєздатність ікри коропа була нижча на 15% в порівнянні з контролем. На стадії розвитку закінчення гастрюляції, розвиток ікри зупинився і через деякий час (12 год.) ікра повністю загинула. В експериментах з концентраціями 0,1-5,0 мг/л кількість життєздатної ікри майже не відрізнялася від контролю. Тільки на стадії розвитку дрібноклітинної морули спостерігали тенденцію до підвищення життєстійкості ікри. При концентраціях N-оксиду 0,001-0,01 мг/л відмічено тенденцію до незначного підвищення життєздатності ікри коропа. При цьому стимулюючий ефект в низьких концентраціях починався зі стадії розвитку закінчення гастрюляції і зберігався протягом всього подальшого розвитку ікри.

При біохімічних дослідженнях, які проводились на стадії очних келихів, під впливом концентрацій 100-5-00 мг/л, вміст ДНК в ікрі коропа був нижчий в порівнянні з контролем. Це свідчить про зупинку поділу клітин, а звідси і розвитку ікри. Вміст РНК і білків також був малий в порівнянні з контролем. Це свідчить про зниження синтетичних процесів в клітинах зародку, що в свою чергу також підтверджує факт зупинки розвитку ембріонів.

В концентраціях 0,001-5,0 мг/л вміст ДНК в клітинах майже не відрізнявся від контролю, а кількість РНК і білка в незначній мірі була нижча за контроль. В експериментах з випробуванням низьких концентрацій (0,01-0,001 мг/л) вміст препарату нуклеїнових кислот в ікрі також майже не відрізнявся від контролю.

Згідно проведених досліджень можна зробити висновки, про те, що N-оксид 2,6 диметилпіридин є малотоксичною речовиною. В невисоких концентраціях (0,001-0,01 мг/л) препарат викликає незначний стимулюючий ефект на життєздатність ікри. Концентрації “ Івіну “ в межах 100-700 мг/ л були токсичними для ікри коропа розвиток якої під дією препарату зупинився на стадії розвитку закінчення гастрюляції.

УДК 591.139:597 [(262.5): (1-16)]

С.А. Хуторной

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

МАССОВЫЙ ЗАМОР РЫБЫ У БЕРЕГОВ ОДЕССЫ ЛЕТОМ 2000 г.

Массовые заморы гидробионтов на северо-западном шельфе Черного моря происходят регулярно с 1973 г. Как правило, в прибрежной части моря этому явлению предшествует продолжительное действие ветров сгонного направления, в результате чего компенсаторное течение приносит к берегу холодную и слабо насыщенную кислородом глубинную воду. Обычно подобная ситуация становится причиной выхода на мелководье большого числа различных видов рыб, часть из которой погибает от асфиксии и температурного шока. В той или иной степени это явление повторяется ежегодно, но в сентябре 1997, июле 1999 и летом 2000 гг. оно имело наиболее крупномасштабный характер. Летом 2000 г. наблюдался самый массовый, продолжительный и крупномасштабный замор рыбы на северо-западном побережье Черного моря за последние 10 лет.

Данные морской Биофизической лаборатории Одесского гидрометеорологического института свидетельствуют о том, что возникновению заморных явлений 2000 г. в Одесском заливе и прилегающих участках моря во многом способствовала гидрометеорологическая ситуация, сложившаяся в этом районе к середине июня.

Продолжительные ветры сгонных направлений (48 % повторяемости) отжали в открытое море тонкий поверхностный слой теплой воды с низкой соленостью. В результате компенсационного подхода к берегу вод из придонных слоев с пониженным содержанием растворенного кислорода температура воды понизилась до +11-12 °С, а соленость повысилась до 16-16,5 ‰, по сравнению с +20° С и 13 ‰ в начале месяца.

Снижение волновой активности препятствовало вертикальному перемешиванию и аэрации нижележащих слоев воды. Это привело к образованию стойких гипоксических зон с содержанием кислорода до 1,8 мг/л и менее. В течение всего лета на глубинах свыше 7 м. придонный слой воды постоянно имел температуру 12-14° С.

Все вышперечисленное стало причиной возникновения серии крупномасштабных заморов ихтиофауны в прибрежном районе моря на глубинах от 1 до 5 м. Первый массовый выход рыбы на прибрежное мелководье был отмечен 11 июня в районе биостанции Одесского госуниверситета. На глубинах 1,5-3 м отмечалось скопление камбалы-калкана, глоссы и морского языка с плотностью до 3-5 экз/м². Ситуация несколько стабилизировалась к 13 июня и основная масса рыбы отошла на глубину 4-7 м.

В дальнейшем, примерно до середины июля в узкоприбрежной зоне наблюдалось постепенное увеличение численности различных видов бычков (преимущественно кругляка), которые периодически на глубине 1,5 — 3 м образовывали массовые скопления до 50 экз/м². В течение двух месяцев (июнь — июль) в акваториях городских пляжей было зарегистрировано 34 вида рыб, в том числе такие редкие виды как скорпида *Scorpaena porcus* L., ошибень *Ophidion rochei* Muller, смарида *Spicara smaris* (L.), морской галим *Gaidropsarus mediterraneus* (L.) и барбуня *Mullus barbatus ponticus* Essipov. На песчаном дне у мыса Большой Фонтан за 1 час подводных наблюдений насчитывалось до 17 экз. малой морской мыши *Callionimus risso* Le Sueur, исчезнувшей у берегов Одессы более 20 лет назад.

С 1 по 3 августа на морском побережье у устья Григорьевского лимана наблюдался сильный сгон, сопровождавшийся массовой гибелью рыбы. При этом наблюдалось аномальное поведение и распределение ихтиофауны. Около 97 % рыбы было сконцентрировано на прибрежном мелководье от зоны заплеска до глубины 1 м. Наибольшие скопления живой рыбы (до 200 экз/м²) образовывались у подводных камней.

В углублениях и выемках грунта под воздействием течений и волнового воздействия формировались скопления погибшей рыбы толщиной до 10 — 15 см и площадью до 0,5 м². Значительное количество мертвой рыбы было выброшено волнами на берег. У прибрежных камней на один погонный метр побережья можно было насчитать до 40 — 50, на песчаном берегу — до 10 свежих трупов рыб.

Для изучения видового и размерного состава погибшей рыбы в местах ее массовой концентрации было отобрано 6 донных рамок (10 x 10 см). Низкая температура воды и небольшой промежуток времени с момента смерти (не более суток) способствовали хорошему сохранению трупов рыб, что в значительной мере облегчило видовую идентификацию. В ходе анализа обработано 282 экз. рыб, 276 из которых определены до вида.

Из представленной таблицы видно, что основную массу погибшей рыбы (87 %) составляют бычки, самыми многочисленными из которых были бычок — цуцик и бычок — кругляк (табл. 1). Вместе с тем, по массе они составляют всего около 40 % из-за того, что большинство особей попадают в размерную группу от 2 до 5 см (табл. 2).

Таблиця 1

Процентное и массовое соотношение погибшей рыбы

Вид	% численности	% массы
<i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pallas)	45	24
<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas)	28	17
<i>Gobius niger joso</i> L.	14	17
<i>Parablennius tentacularis</i> (Brunnich)	4	6
Другие виды	9	36

Кроме вышеуказанных видов гибели также мерланг, атерина, калкан, глосса, морской язык, бычок — рыжик, бычок — ротан, бычок — кнут, морские иглы и др. Они были немногочисленны, но составляли 36 % по массе от общего количества погибшей рыбы, т. к. были представлены размерными группами от 10 до 30 см. Обращает на себя внимание тот факт, что основная масса бычка — кругляка (76 %) представлена размерной группой от 2 до 5 см. У бычка—цуцика 78 % составляли особи размерной группы 3,6-4,5 см (табл. 2).

Таблиця 2

Процентное соотношение размерных групп погибшей рыбы.

Вид	Размерная группа, см				
	2,5 — 3,5	3,6 — 4,5	4,6 — 5,5	5,6 — 6,5	6,6 — 7,5
<i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pallas)	7	78	15	-	-
<i>Gobius niger joso</i> L.	-	28	30	24	18
<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas)	41	35	11	5	8
<i>Parablennius tentacularis</i> (Brunnich)	-	-	-	80	20

Во время заморных явлений, сопровождавшихся выходом рыбы на прибрежное мелководье имел место массовый вылов рыбы многочисленными отдыхающими. До 90 % уловов составляли глосса, калкан и морской язык, которых ловили при помощи остроги. Рыба была настолько вялой и ослабленной, что с легкостью ловилась руками и сачком. За 1 час без всяких приспособлений в прибрежных камнях можно было наловить до 10-15 кг бычков. По имеющимся данным в период с 11 июня до 15 августа 2000 г. заморные явления различного масштаба и интенсивности происходили на участке побережья от Тузловских лиманов до о. Тендра.

УДК [597.08: 504.45] (282)

П.Г.Шевченко¹, Ю.М.Ситник², В.І.Матейчик³

¹Національний аграрний університет, м.Київ; ²Інститут гідробіології НАН України, м.Київ;

³Шацький національний природний парк, с. Світязь Волинської обл.

ВИВЧЕННЯ СКЛАДУ ІХТІОФАУНИ МЕЖИРІЧЧЯ ПРИП'ЯТІ ТА СТОХОДУ

У збереженні, охороні та відтворенні риби озер та річок України особливо велике значення мають національні природні та регіональні ландшафтні парки (РЛП). На цих акваторіях є можливість зберегти практично незаймані заплавно-руслові комплекси.

Матеріали та методи

Під час роботи комплексної експедиції під керівництвом к.б.н., ст.н.співр. М.І.Клестова в серпні 2000 р. в межиріччі Прип'яті та Стоходу вивчали видовий склад іхтіофауни. Дослідження проводили за стандартними іхтіологічними методиками [1, 2].

Результати та обговорення

У водоймах РЛП “ Прип'ять — Стохід” було зафіксовано 18 видів риб, що належали до 6 родин (табл. 1). Серед них найбільш чисельними були коропові (12 видів) — лящ, плоскирка, плітка, ялець, в'язь, лин, краснопірка, верховодка, карась сріблястий, пічкур, гірчак та верховка. Усі інші родини риб

ІХТІОЛОГІЯ, СТАВОВЕ, ОЗЕРНЕ ТА ЛИМАННЕ РИБНИЦТВО

представлені тільки 1-2 видами: окуневі (окунь, йорж), шукові (щука), тріскові (миньок), в'юнові (щипавка) та колючкові (колючка 3-х голкова). За результатами проведених контрольних ловів, найбільша кількість видів риб (та їх молоді) була виявлена у річці Стохід (16), а у річці Прип'ять (13), озерах Люб'язь (13) та Нобель (10) зафіксовано менше видів.

Таблиця 1

Видовий склад риби у водоймах РПЛ "Прип'ять — Стохід" влітку 2000 року

№	Родини риб / види риб	Водойми РПЛ "Прип'ять — Стохід"				
		р. Стохід	р. Прип'ять	оз. Люб'язь	оз. Нобель	В цілому
	Cyprinidae — коропові					
1.	Abramis brama (L.) — лящ	+	+	+	+	+
2.	Blicca bjoerkna (L.) — плоскирка	+	+	+	+	+
3.	Rutilus rutilus (L.) — плітка	+	+	+	+	+
4.	Leuciscus leuciscus (L.) — ялець	+	-	-	-	+
5.	Leuciscus idus (L.) — в'язь	+	+	-	-	+
6.	Tinca tinca (L.) — лин	+	-	+	-	+
7.	Scardinius erythrophthalmus (L.) — краснопірка	+	+	+	+	+
8.	Alburnus alburnus (L.) — верховодка	+	+	+	+	+
9.	Gobio gobio (L.) — пічкур	+	+	+	+	+
10.	Rhodus sericeus (L.) — гірчак	+	+	-	-	+
11.	Carassius auratus gibelio (Bloch) — карась сріблястий	-	-	+	-	+
12.	Leucaspis elineatus (L.) — верховка	+	-	-	-	+
	Percidae — окуневі					
13.	Perca fluviatilis L. — окунь	+	+	+	+	+
14.	Acerina cernua (L.) — йорж	-	+	+	+	+
	Esocidae — шукові					
15.	Esox lucius L. — щука	+	+	+	+	+
	Gadidae — тріскові					
16.	Lota lota (L.) — миньок	+	-	+	-	+
	Cobitidae — в'юнові					
17.	Cobitis taenia L. — щипавка	+	+	+	+	+
	Gasterosteidae — колючкові					
18.	Gasterosteus aculeatus L. — колючка трьохголкова	+	+	-	-	+
Всього:		16	13	13	10	18

Молодь ляща мала довжину тіла 5 — 21 см, плітки — 3,8 — 13,5 см, в'язя — 9–10 см, окуня — 4 — 11 см, щуки — 11–21 см.

За чисельністю у більшості досліджуваних водойм домінуючими промисловими видами є верховодка та плітка. В меншій кількості зустрічалися краснопірка, окунь та лящ. Серед непромислових видів найбільш чисельними були пічкур та гірчак.

Аналіз чисельності молоді риб вказує на те, що у водоймах в межах РПЛ «Прип'ять — Стохід», кількісні та якісні показники вищі, у порівнянні з водоймами, що знаходяться за ними. Тобто в цих водоймах спостерігається більший відсоток молоді промислових видів риб (р.Стохід), значно вищі величини відносної та абсолютної чисельності цих видів (р.Прип'ять, озера Люб'язь та Нобель). Мінімальною чисельність молоді риб була на ділянках річок Стохід та Прип'ять, що знаходилися вище по течії від межі парку, відповідно 1,07 та 0,52 шт./м². У акваторіях парку чисельність молоді риб значно зростала: найменші показники притаманні русловій частині Стоходу та Прип'яті (1,79 та 1,22 шт./м²), а найбільші — заплавному озерам Люб'язь та Нобель (2,72 та 7,09 шт./м²). Лінійний ріст риб водойм РПЛ "Прип'ять-Стохід" в цілому відповідає стандартним показникам довжини тіла риб, що населяють однотипні річки та озера інших регіонів України. У молоді ляща (0⁺) найвищі показники довжини тіла спостерігалися у р.Стохід та оз.Люб'язь (6,5 см), у плітки — у р.Стохід (8,7 см) та оз.Нобель (7,9 см). у верховодки — у оз.Люб'язь (6,3 см) і у щуки — в оз.Нобель (18,5 см).

При контрольному лові риби ставними сітками (а = 32 мм) в заплавно-русловій частині р.Прип'ять було виловлено 5 промислових видів риб, За чисельності 25 екз., загальна маса улову складала 2,8 кг. При цьому довжина тіла виловлених риб знаходилася в межах 12–23 см, а їх вік становив від 2⁺ до 8⁺ (окунь) років. По чисельності в улові домінували плітка (52,0 %) та плоскирка (28,0 %), а по масі — плітка (53,5%) та плоскирка (17,9 %).

Висновки

Отримані в результаті проведених досліджень матеріалісвідчать про надзвичайно важливу цінність та унікальність заплавно-руслових комплексів річок Стохід та Прип'ять для збереження та відтворення багатьох видів риб, особливо це стосується фітофагів.

ЛІТЕРАТУРА

1. Мареквич О.П., Короткий І.І. Визначник прісноводних риб УРСР. — К.: Радянська школа, 1954. — 209 с.
2. Правдин Н.Ф. Руководство по изучению рыб. — М.: Изд-во АН СССР, 1966. — 278 с.

УДК [597.08: 504.45] (285.3)(477-25)

П.Г. Шевченко¹, Ю.М. Ситник², Р.М. Семенюк¹, В.В. Степура¹

¹ Національний аграрний університет, м. Київ; ² Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ДО ПИТАННЯ ПРО ВИВЧЕННЯ ІХТІОФАУНИ ВОДОЙМ МІСЬКОЇ ЗОНИ КИЄВА

Проблема раціонального рибогосподарського використання багаточисельних водойм, які розташовані в зоні впливу великих та малих міст має надзвичайно важливе значення. Особливо це стосується належної організації відпочинку населення, що проживає поблизу урбанізованих озер, ставів, річок, струмків та інших акваторій. Останнє можливе в повній мірі завдяки організації спортивного та аматорського рибальства, а також завдяки постійному проведенню іхтіологічного моніторингу водойм з метою регулювання складу іхтіофауни, чисельності риб, періодичного зариблення акваторій та багато іншого. За уточненими даними в сучасних умовах в межах м. Києва знаходиться більше 430 водних об'єктів, більшість з яких можливо і необхідно використовувати в рибогосподарських цілях [1].

Найбільш оптимальними для існування риб є озера, які зв'язані з поймою Дніпра. Серед них озера Тельбін, Малинівка, Райдужне, Вирлиця та інші. Дещо менш важливими для існування риб є водойми рекреаційної зони, як в самому м. Києві так і поблизу нього, розташовані в межах існуючих чи раніше існувавших річок. Як приклад, можуть бути Оболонські озера площею біля 320 га.

Значно менший видовий склад риб та їх чисельності відомий в різноманітних ставах, що розкидані по всій території міста. Одні з них (Голосіївські стави) мають ще значні потенційні можливості, в той час як інші (Совські стави) майже повністю деградовані [3]. Всі інші водойми суттєвого значення для відтворення та існування рибного населення не мають або воно є зовсім незначним.

Іхтіофауна озера Вирлиця. Озеро виникло на місці бувшого заплавної озера. Його площа складає біля 130 га, а середня глибина — 10-12 м. ідовий склад озера в сучасних умовах налічує близько 30 видів риб та їх молоді [4]. У цій водоймі рибалки — аматори виловлюють судака, щуку, лина, сома, сазана, білизну, окуня, плітку, ляща, карася та інших риб. Слід зауважити, що озеро неодноразово зариблювали білим амуром та білим товстолобом, лящем, коропом, срібним карасем і навіть фореллю. Тільки у період 1988 — 1990 рр. в озеро було вселено 53300 цьоголіток карася та 51500 цьоголіток коропа.

Внаслідок досліджень проведених влітку 1991 року у озері виявлено 21 вид молоді риб, що належали до 7 родин. Найпоширенішими були коропові — лящ, плоскирка, плітка, короп, головень, в'язь, краснопірка, верховодка, ялець, лин, верховка, гірчак. Окуневі були представлені окунем та судаком, а бичкові — пісочником, цуциком і гонцем. Серед інших представників — щука, тюлька, щіпавка та колючка 9 — ти голкова.

Як у мілководній так і у глибоководній частинах озера виявлено однакову кількість видів молоді риб (по 14 таксонів). Однак, деякі зустрічалися по всій акваторії водойми (плітка, плоскирка, краснопірка, верховодка), інші (короп, лин) — у мілководній, а решта (лящ, судак) — у глибоководній. Проведений аналіз розподілу і чисельності риб озера Вирлиця свідчить про нагул цьоголіток протягом вегетаційного сезону у затоках мілководної частини водойми. Домінуючими видами серед цієї вікової групи риб були плоскирка (45,2%), верховодка (32,1%) та гірчак (20,5%). Серед старшої молоді риб чисельно переважала також плоскирка (46,9%), верховодка (20,7%), плітка (14,7%), лящ (6,3%) і судак (5,2%). Мілководна зона озера має надзвичайно велике значення для фітофільної групи риб, яка за чисельністю та кількістю видів є домінуючою. Ця зона займає площу в 14 га (10%), а кількість молоді фітофільних риб за питомою вагою досягає 80%. Наприкінці слід зауважити, що за своїм видовим складом риб озеро Вирлиця є унікальним по кількості видів та за чисельністю не поступається кращим рибопродуктивним ділянкам інших водойм України.

Іхтіофауна озер Вербне та Опечень — верхне. Ці озера розташовані безпосередньо біля жилого масиву «Оболонь». Озеро Опечень — верхне має площу 19 га та середню глибину до 12 м. Іхтіофауна досить різноманітна. У водоймі виявлені такі промислово — цінні види риб, як лящ, синець, плітка, плоскирка, срібний карась, в'юн, окунь, щука, а також краснопірка, гірчак, бичок — піщаник та колючка 3-х голкова. В кінці зими 1996 р. наведені поодинокі випадки вилу вугра. В озері відбувається досить

інтенсивний аматорський вилов риби, особливо в зимовий період [2]. Очевидно, що при високому рівні техногенного забруднення, озеро досить багате на кількісний та якісний склад риби. В озері Вербне лов риби відбувався тільки разово в осінній період, що позначилось на видовому складі рибного населення. З усіх видів риби, що виявлені (а їх значно більше у водоймі) найважливіше значення мали лящ, плітка, плоскирка та окунь, а також колючка 3-х голкова, чисельність якої в знаряддях лову була досить високою. В осінній період 1983 р. озеро Вербне було зариблене цьоголітками білого товстолоба, білого амура, коропа та срібного карася в кількості 1200 кг. Слід зауважити, що на стан іхтіофауни Оболонських озер значний вплив має велике техногенне навантаження, які зазнають постійно ці водойми [2].

Іхтіофауна Голосіївських ставків. Загальна площа чотирьох обстежених ставів, що розташовані в Голосіївському парку, складала біля 6 га. Встановлено, що за ступенем забруднення ці водойми перебувають у критичному стані, тому якісний та кількісний склад їх рибного населення досить одноманітний та бідний. В цілому в Голосіївських ставках виявлено 8 видів риби, які відносяться до 3 родин. Найчисельнішою родиною є карася золотий, плітка, товстолоб білий, амур білий, верховка і пічкур [3]. Інші родини мають тільки по одному представнику — колючка 3-х голкова та бичок — гонець. Найбільш різноманітний видовий склад риби був у ставку № 1, де були виявлені усі перераховані види риби (став розташований безпосередньо поблизу Голосіївської площі). Він є місцем активного відпочинку людей та значного аматорського вилову риби, особливо в зимовий період.

Враховуючи важливість цієї водойми для рекреаційних цілей, став у 1983 р. було зариблено спочатку річниками білого товстолоба в кількості 8000 екз., пізніше — підрощеними личинками білого товстолоба та білого амура в кількості 200000 штук (вселення проводилося в меліоративних цілях Інститутом гідробіології НАН України). В інших ставках, окрім карася золотого, верховки та колючки 3-х голкової, які чисельно домінували, вище перерахованих риби не виявлено. За виключенням найбільшого ставу (№1), іхтіофауна всіх інших водойм є досить одноманітною та представлена в масі смітними та непромисловими і малоцінними рибами (карася золотий). За чисельністю провідне місце в умовах належало верховці (92,7%). Карася золотий зустрічався значно рідше (5,5%). Усі інші види риби мали питому вагу по відносній чисельності від 0,1% до 0,9%.

Слід зауважити, що масові за чисельністю види риби (верховка та золотий карася) мають низькі розмірно — вагові показники. Найбільший виловлений карася мав довжину тіла 14, 1 см та масу 96 г. З уловів видно, що вселені нами річниками білого товстолоба успішно прижились у водоймі. Сказане стосується і підрощених личинок, рухомі зграйки яких спостерігаються візуально постійно.

Підсумки

Проведений аналіз літературних даних по видовому складу, розмірно — вагових показниках, чисельності риби, які населяють водні об'єкти, що розташовані в м. Києві дозволяє зробити висновок про малий обсяг досліджень та обстежень. Для деяких водойм з великої їх кількості відомий видовий склад риби. Біологічні особливості риби взагалі вивчалися тільки в окремих водоймах. Для розробки науково — біологічних обґрунтувань рибогосподарського чи інших форм використання водних об'єктів м. Києва необхідні комплексні дослідження науковців. Маючи дані досліджень гідрохімічного та токсикологічного складу води, стану існування і розвитку гідробіонтів, що є кормовими організмами риби, чисельності, розмноження та продуктивності різних видів риби, можливо розробити науково — обґрунтовані рекомендації по покращенню якості водного середовища та підвищенню продуктивності рослин і тварин (включаючи і рибу), що їх населяють.

ЛІТЕРАТУРА

1. Афанасьев С.А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоемов города Киева // Вестник экологии. — 1996. — № 1-2. — С. 98-109.
2. Афанасьев С.А., Колесник М.П., Давиденко Т.В., Сидерский А.В., Шатохина А.В., Осадчая Н.Н., Фриновская Т.В., Тарасова О.Г., Садовская С.Н., Цветкова А.М. Санитарно-гидробиологическое состояние озер и заливов жилого массива Оболонь г. Киева. / Гидробиологические проблемы внутренних водоемов Украины. Сб. научн. трудов. — К.: Наукова думка, 1991. — С. 98-109.
3. Колесников В.М., Шевченко П.Г. Состав ихтиофауны Голосеевских прудов // Гидроэколог проблемы внутрен. водоемов Украины. — К.: Наук. думка, 1991. — С. 110-114.
4. Шевченко П.Г., Коваль Н.В., Колесников В.М. Сучасний стан іхтіофауни озера Вирлиця та можливі його зміни при будівництві метрополітену // Рибне господарство. — К.: Урожай, 1994. — Вип. 48. — С. 55-59.

УДК 639.31: 574.583

І.М. Шерман, Г.П. Краснощок, Ю.В. Пилипенко, Л.В. Борткевич, С.В. Кутішев

Херсонський державний аграрний університет, м. Херсон

ПОЛІПШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ ВОДОЙМ ЗОНИ ІРИГАЦІЇ ЗАСТОСУВАННЯМ ПАСОВИЩНОЇ АКВАКУЛЬТУРИ

Іригаційні водойми, виконуючи своє основне функціональне призначення, акумулюють поверхневі шари ґрунту, органо-мінеральні добрива, втрачені внаслідок вимивання, стоки тваринницьких ферм та підприємств переробки продуктів агропромислового комплексу, які завдяки водно-вітровим ерозивним процесам концентруються в них, надходячі з відповідних площ водозбору. Підвищення ефективності експлуатації зрошувальних систем та поліпшення екологічної ситуації у водоймах зони іригації пов'язані з оптимізацією їх функціонування та розширення комплексності використання водних ресурсів. Серед ряду проблемних аспектів нормалізації роботи зрошувальних систем на півдні України особливу увагу привертають якість води, складових компонентів водно-господарського комплексу, динаміки процесів у зв'язку з терміном використання.

Один з перспективних напрямків меліорації малих водосховищ полягає у їх рибогосподарській експлуатації — виробництві товарної риби, спрямуванні перебігу продукційних процесів на трансформацію біогенних речовин у високоякісну рибну продукцію та вилученню її із колообігу. Водойми у зоні іригації накопичують воду для потреб зрошення, приймають скидні води і за своїми фізико-хімічними показниками придатні для вирощування широкого спектру традиційних видів ставових риб і нових об'єктів рибництва. Переважна більшість цих водойм має суттєвий біопродуктивний потенціал внаслідок евтрофування, викликаного надходженням біогенних речовин, використовуваних у сільськогосподарському виробництві, та побутовим або природним забрудненням. Регулювання динаміки та інтенсивності розвитку біомаси гідробіонтів в іригаційних малих водосховищах за рахунок вселення бажаних консументів — високопродуктивних видів риб, споживачів відповідних кормових ресурсів, сприятиме поліпшенню показників якості води та одержанню цінної рибної продукції без застосування штучних кормів.

Обґрунтування видового складу новостворюваних іхтіоценозів та щільності зариблення водойм здійснюється на основі даних про розвиток біомаси кормових гідробіонтів та їх продукції упродовж вегетаційного сезону. Досліджуючі режим малих іригаційних водосховищ різних зрошувальних систем Криму, основну увагу спрямували на вивчення фітопланктону, його видового складу та первинної продукції (табл. 1).

Таблиця 1

Розвиток біомаси фітопланктону і первинної продукції іригаційних малих водосховищ Криму

Назва водойм	Багаторічні дані		1999 рік	
	середньо-сезонна біомаса, г/м ³	продукція, кг/га	середньо-сезонна біомаса, г/м ³	продукція, кг/га
Альмінське	15,2	27360	12,4	22320
Балановське	-	-	4,7	8460
Бахчисарайське	12,8	23040	10,3	18540
Белогорське	8,1	14580	6,5	11700
Кутузівське	-	-	3,3	5940
КВО "Титан"	4,6	8280	2,8	5040
Міжгірне	9,7	17460	11,7	21060
Михайлівське	14,9	26820	12,5	22500
Сімферопольське	26,8	48240	18,4	33120
Тайганське	7,2	12960	3,6	6480
Феодосійське	6,8	12240	4,8	8100
Черемисівське	-	-	4,2	7560

Для досліджених водойм властива висока здатність до самоочищення, про що свідчить слабкий розвиток біомаси фітопланктону навесні та його рясна вегетація влітку під час антропогенного навантаження, коли якість води значно погіршується. Відсутність серед аборигенної іхтіофауни активних споживачів фітопланктону, спроможних регулювати його розвиток орієнтує на вселення у ці водойми планктодетритофагів, в основному білого та строкатого товстолобиків, з щільністю зариблення в межах 1,0 тис. шт./га, що дозволить суттєво поліпшити якість води за рахунок виносу органічної речовини та отримати цінну товарну рибну продукцію.

ІХТІОЛОГІЯ, СТАВОВЕ, ОЗЕРНЕ ТА ЛИМАННЕ РИБНИЦТВО

При порівнянні інтенсивності розвитку природної кормової бази у водоймах різних типів Березанської зрошувальної системи спостерігається залежність між щільністю зариблення товстолобиками та біомасою планктонних асоціацій. Про це свідчить високий рівень розвитку основних компонентів природної кормової бази недозариблених водойм внаслідок браку рибопосадкового матеріалу товстолобиків (табл. 2)

Таблиця 2

Природна кормова база водойм Березанської зрошувальної системи у 2000 р. (середньосезонні показники)

Назва водойм	Фітопланктон		Зоопланктон		Зообентос	
	млн.кл/га г/м ³	продукція, кг/га	тис.екз/м ³ г/м ³	продукція кг/га	екз./м ² г/м ²	продукція кг/га
Адресьво- зоринський став	<u>348,9</u> 43,9	63216	<u>190,0</u> 3,7	888	<u>1900</u> 0,700	42,0
Болгарське водосховище	<u>313,4</u> 47,5	68400	<u>300,0</u> 5,6	1344	<u>200</u> 0,002	0,12
Нечаянське водосховище	<u>863,2</u> 39,0	70200	<u>462,0</u> 4,2	1260	<u>300</u> 0,010	0,6

Невикористані кормові ресурси водойм, які експлуатуються Березанським рибгоспом, можуть забезпечити нагул додатково від 1,5 до 2,0 тис. шт/га товстолобиків і збільшити вилов товарної риби на 500-700 кг/га без витрат комбікорму.

У причорноморських розпріснених озерах, в які надходять скидні води Краснознам'янських зрошувальних масивів, спостерігається широкий спектр мінералізації і сольового складу води. У деяких відзначена солоність до 17 г/м та строкаті показники розвитку кормової бази (табл. 3).

Таблиця 3

Природна кормова база розпріснених приморських озер у зоні Краснознам'янської іригаційної системи

Назва озер	Фітопланктон		Зоопланктон		Зообентос	
	млн.кл/л г/м ³	продукція, кг/га	тис.екз/м ³ г/м ³	продукція, кг/га	екз./м ² г/м ²	продукція, кг/га
Довге	<u>83,309</u> 20,520	36936	<u>165,5</u> 4,9	1470	<u>141</u> 0,75	45
Кругле № 1	<u>390,956</u> 53,058	95504	<u>127,5</u> 5,1	1530	<u>123</u> 0,80	48
Кругле № 2	<u>47,331</u> 12,925	15510	-	-	<u>366</u> 2,05	123
Тафія	<u>272,500</u> 51,769	93184	<u>177,1</u> 11,6	3480	<u>832</u> 4,60	276

Добір продуктивних споживачів для вселення у розпріснені водойми здійснюватиметься за їх відношенням до солоності води і включатиме ставові, солонуватоводні та морські види риб. Попередні розрахунки дозволяють прогнозувати вихід рибної продукції від використання фітопланктону 50-320 кг/га, зоопланктону 50-120 кг/га. Загальна рибопродукція в них за рахунок тільки планктону може скласти від 170 до 430 кг/га. Одночасно буде досягнутий біомеліоративний ефект, компенсовані втрати добрив, які застосовувалися у рослинництві, та поліпшені екологічні умови водойм, що дозволить розширити комплексність їх використання.

МЕТОДОЛОГІЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ. УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ. МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ

УДК 504:574

А.Д. Андреев

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

КОНЦЕПЦИЯ РЕЗИСТЕНТНОСТИ ЭКОСИСТЕМ С ПОЗИЦИЙ ОХРАНЫ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Особенностью современного состояния экологии как науки является доминирование в ней эмпирического знания, характер которого обусловлен имеющимися в распоряжении эколога инструментальными возможностями (алгоритмами) регистрации конкретных биологических, а вместе с тем и экологически значимых показателей. Как неизбежное следствие такой тенденции — отбор, обработка и интерпретация огромнейшего массива экологических данных, накопленного в результате многочисленных наблюдений носит “сиюминутный” и крайне неупорядоченный характер. При этом исследования обобщающего характера в экологии, к сожалению, оказались в стороне. Вместе с тем совершенно ясно, что без должного внимания к теоретическим подходам и концептуальным обобщениям, многие экологические исследования неизбежно падают до уровня рутинных наблюдений, сопоставимых с деятельностью сети Госгидромета.

Для решения указанных проблем привлекают методы количественного моделирования, которые апробируют для формализации разную степень детализации описываемых экологических процессов и, соответственно, математические модели разного уровня сложности. При этом, ввиду особенностей экологии как науки, вполне объяснимо стремление разработчиков моделей к максимальной скрупулезности описания в процессе моделирования. Однако такая установка экологов-заказчиков, не давая заметных результатов, как оказалось лишь порождает заранее непридвиденные проблемы методологического и математического характера. Так, для численной реализации сложных многоуровневых моделей необходимы точные данные об особенностях функционирования отдельных компонентов моделируемой экосистемы, которые, как известно, не всегда доступны, а иногда — методически невыполнимы в рамках современных методов регистрации экологических параметров. Кроме того, алгоритмы решения систем большого числа нелинейных уравнений, как показывает опыт практических расчетов, имеют неустранимую тенденцию к неустойчивости при их реализации на ПЭВМ. При этом большое количество параметров конкретной экологической модели приводит к дополнительной проблеме — некорректности самой математической процедуры верификации (как этапа моделирования) и выбора подходящего численного значения нерегистрируемых параметров. В самом деле, согласно нашему опыту моделирования, разные наборы параметров (особенно, в рамках достаточно неточных и отрывочных экологических данных) могут обеспечивать одинаковую (сравнимую) точность модельного описания реальных экологических процессов. В связи с этим отнюдь не парадоксальным выглядит утверждение, основанное на сравнительном анализе разных модельных исследований: уровень сложности (детальности) моделей не коррелирует с прогностической ценностью получаемых из них результатов.

МЕТОДОЛОГІЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ. УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ. МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ

В связи с этим в экологии более актуальны модельные подходы, в которых функционирование экосистем изначально рассматривают с обобщенных позиций. Признанным направлением таких исследований выступают разрабатываемые в экологии концепции “емкости”: *экологическая* (Поликарпов, Егоров; Лаврик и др. ; Протасов), *ассимиляционная* (Израэль, Цыбань), *буферная* (Камшилов; Никаноров, Лапин), *радио* (Агре, Корогодин; Кутлахмедов) и другие. Основная идея указанных работ состоит в том, чтобы, путем введения интегрального показателя, в общем виде описать возможности конкретной экосистемы как целого “противостоять” определенному внешнему (обычно: антропогенному) воздействию. Вместе с тем приходится признать, что для приведенных понятий, имеющих простой и наглядный смысл при обычном в биологических исследованиях вербальном описании, пока не установлено строгой и однозначной дефиниции и, в частности четкого количественного выражения. Указанное, естественно, сдерживает практическое применение концепций “емкости” для решения задач природоохранной деятельности, а их значение в экологической науке ограничено теоретическими обсуждениями.

Принимая во внимание изложенное (при этом некоторые аспекты остались вне обсуждения) мы предложили для решения указанной задачи экологии воспользоваться строгим понятием “резистентности системы”, которое принято в математической теории динамических систем для описания особенностей реакции системы на внешнее воздействие. Так, под резистентностью конкретной системы X , испытывающей конкретное внешнее воздействие фактора f , по определению, следует понимать свойство системы X сохранять (не изменять) свое состояние x при изменении воздействия f . При этом величина резистентности r имеет и количественную форму, которая определяется так: $r = df/dx$.

Наш анализ показал эвристичность такого подхода для экологической проблематики. Так, установлено, что если в качестве внешнего воздействия на водную экосистему с размерной характеристикой V выбрано поступление определенного вещества (произвольной природы), а для обобщенной количественной характеристики состояния этой экосистемы (или ее участка) принято усредненное содержание (концентрацию) C этого вещества, тогда можно по аналогии ввести понятие резистентности экосистемы R , которое описывает реакцию экосистемы R на определенный поток F заданного вещества со следующим количественным выражением для R : $R = dF/dC$. Показано также, что в случае непрерывного поступления конкретного вещества (величина потока: F_C), состояние экосистемы стремится к “квазиустойчивому” состоянию C^* , которое определяется такой формулой: $C^* = F_C / R$. Причем указанное состояние экосистемы определяет совместное действие всех внутриэкосистемных абиотических и биологических процессов. В частности, если суммарную интенсивность этих процессов обозначить через A , то для величины R установлена следующая оценка: $R = \langle A \rangle^* \langle V \rangle$, где $\langle \rangle$ — математическая операция усреднения по времени. При этом интенсивность перехода экосистемы к состоянию C^* удобно описывать временем релаксации T , определяемой по формуле: $T = 1/A$.

Таким образом, понятие *резистентность экосистемы* строго определено, имеет количественное выражение и адекватно описывает реакцию экосистемы на поступление конкретного вещества. Для рассмотрения одновременного поступления в экосистему нескольких веществ резистентность выступает многоэлементной величиной $R = \{R_i\}$, $i = 1, 2, \dots, n$. Тем самым разработанный концептуальный подход позволяет строго решать традиционные задачи охраны окружающей среды. Сформулируем их кратко.

1. Для конкретной экосистемы: сравнение поступающих веществ по реакции этой экосистемы на них (т. е. ранжирование веществ по степени их “опасности” для экосистемы).
2. Для определенного вещества: сравнение конкретных экосистем по их реакции на данное вещество (т. е. ранжирование экосистем по их “устойчивости” к поступлению определенного вещества).
3. При выборе экосистемы и определенного потока вещества: оценка диапазона изменений концентрации данного вещества в конкретной экосистеме.
4. В условиях п. 3: оценка интенсивности поступления конкретного вещества в данную экосистему по известному диапазону изменений концентрации этого вещества в экосистеме (“обратная задача”).

ПРИРОДООХРАННЫЕ АСПЕКТЫ КОММЕРЧЕСКОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ТРОСТНИКА В ДУНАЙСКОМ БИОСФЕРНОМ ЗАПОВЕДНИКЕ

Тростник обыкновенный (*Phragmites australis* Trin. ex Steud) — активный производитель кислорода и органического вещества является основным средообразующим видом в дельте Дуная. Обладая высокоэффективной фильтрующей способностью, тростник ежегодно накапливает значительное количество токсичных веществ, содержащихся в дунайской воде. Разложение этой органической массы, особенно в летний период в условиях недостатка кислорода, является одной из причин вторичной эвтрофикации и загрязнения водоемов, а также деградации самого тростника [7]. Таким образом, в целях оптимизации экологической ситуации возникает необходимость частичного изъятия его биомассы.

В Дельте Дуная традиционно управление тростниковыми зарослями осуществлялось путем среднезимнего выжигания. Особенно активно и в больших масштабах оно проводилось в период 1959-1989 гг. в румынской части дельты [4, 6] и, частично, в украинской [3]. Другими, менее масштабными методами управления были сенокосение и зимняя заготовка тростника в качестве строительного материала и бытового топлива. С созданием в 1981 году в приморской зоне украинской дельты заповедника на его территории применение огня было прекращено. Сенокосение и зимняя заготовка тростника, в силу экономических причин, также сократилось. Все это привело к определенным негативным последствиям [3]. На неуправляемой территории происходит накопление органики и постепенное вторжение кустарниковой растительности, сопровождающиеся процессами олуговения [2]. Эти же процессы стали характерными и для румынской части дельты Дуная [4]. Стихийно возникающие пожары, особенно в весенний период, стали носить катастрофический характер для всей растительности, включая прирусловый плавневый лес и кустарниковые заросли приморских кос.

Экспериментальные исследования в Дунайском биосферном заповеднике (ДБЗ) показали, что периодическое изъятие воздушной части биомассы тростника является одним из наиболее эффективных способов сохранения сообществ *Phragmites communis* [2, 8]. Это нашло свое подтверждение и в исследованиях тростниковых зарослей румынской части дельты Дуная, проведенных в рамках проекта Euroreed II [5, 6]. С 1999 года на территории ДБЗ управление тростниковыми зарослями осуществляется с использованием традиционных методов, выработанных вековым опытом живущих в дельте людей: применение огня в зимний период, выпас скота, летняя (сенкосение) и зимняя заготовка тростника.

В настоящее время зимняя заготовка тростника переходит в разряд ведущих форм менеджмента в экологических и экономических целях [1]. Впервые в Украине на территории заповедника осуществляется заготовка тростника, идущего на экспорт (в основном в Голландию и Германию) для устройства крыш жилых зданий. Для этих целей используется тростник высотой 1,5-1,8 м с диаметром стебля до 5,0 мм. Чистые заросли тростника с такими параметрами в дельте Дуная произрастают преимущественно на относительно небольших площадях приморских участков с песчано-илистым грунтом. Сроки проведения работ, а также территорию, объемы и технологию заготовок тростника определяются заповедником исходя из приоритетов природоохранных целей.

Исследования показали, что в условиях охраняемых природных территорий дельты Дуная выкос тростника в зимний период является экологически наиболее приемлемым способом утилизации накапливающейся и ежегодно отмирающей растительной органики, к тому же имеющим огромное экономическое значение. Однако с целью предотвращения возможных отрицательных экологических последствий и поддержания экономического потенциала дельтовых угодий при зимней заготовке тростника необходимо учитывать ряд факторов:

1. Особенности почвы и гидрологического режима;
2. Близость залегание минерализованных вод;
3. Превышение в регионе испарения над осадками в 2 и более раз.

При заготовке, вывозе и складировании тростника в водно-болотных угодьях недопустимо применение тяжелой техники и постоянных маршрутов ее передвижения. В противном случае происходит уплотнение почвы, что ведет к ее засолению и деградации тростника. Места длительного складирования тростника должны находиться за пределами мест его произрастания. В связи с вышеизложенным выкос тростника предпочтительно осуществлять ручным способом. Механическая

МЕТОДОЛОГІЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ. УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ. МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ

уборка допустима лише технікою с давлением на грунт не более 100 г/см кв. [6] при тщательном комплексом мониторинге используемых территорий.

Наиболее предпочтительной является уборка тростника в зимний период при ледоставе или мерзлом грунте. В этом случае не происходит повреждение зимующих пикулей (молодых побегов) тростника. Несоблюдение этого приводит к уплотнению почвы, измельчению тростника и постепенной его деградации.

Для поддержания высокого биологического разнообразия плавневых экосистем ежегодно должно оставаться нетронутыми не менее 25% конкретных участков зарослей тростника — важных местообитаний птиц, насекомых, рептилий, млекопитающих и других представителей фауны тростниковых сообществ.

Выкос тростника должен осуществляться вдали от мест гнездования колониальных птиц — не менее 500 м от их колоний.

Для предупреждения негативных изменений в плавневых экосистемах под влиянием выкоса тростника нами используются мониторинговые площадки 10x10 м в разных частях дельты, отличающихся по экологическим параметрам на выкашиваемых и контрольных участках.

ЛИТЕРАТУРА

1. Волошкевич А.Н., Жмуд М.Е. Тростник в дельте Дуная // Экологическое значение и возможности хозяйственного использования. — Одесса, 1999.
2. Жмуд Е.И. Сингенетические и экзогенные смены растительности Дунайского биосферного заповедника: Автореферат дис... канд. биол. наук: 03.00.05. — К., 2001. — 21 с.
3. Жмуд М.Е. Оптимизация режима охраны и использования заповедника “Дунайские плавни” // Тез. доп. міжн. наук.-практ. конф. — Рахів, 1993. — С. 31-33.
4. Рудеску Л. Биологические и гидромелиоративные принципы, связанные с комплексным использованием водных и земельных ресурсов // Одиннадцатая конференция по Дунаю. — Киев: Наук. думка, 1967. — С. 137-140.
5. Bonnie E. Nevel, Jenica Hanganu, Curtice R. Griffin Reed harvesting in the Danube Delta, Romania: Is it sustainable? // Wildlife Society Bulletin. — 1997. — Vol. 25 (1). — P. 117-124.
6. Hanganu J., Mihail G., Coops H. Responses of ecotypes of *Phragmites australis* to increased seawater influence: a field study in the Danube Delta, Romania // Aquatic Botany. — 1999. — Vol. 64. — P. 351-358.
7. Kufel I., Kufel L. Heavy metals and mineral nutrients budget in *Phragmites australis* and *Typha angustifolia* // Heavy Metals Water Organ. — Budapest, 1989. — P. 61-66.
8. Zhmud E. Reed management of the secondary delta of the Danube Kilian arm the Danube Biosphere reserve // International Conference on *Phragmites*-dominated wetlands, their functions and sustainable use. — Trebon, 1999. — P. 97.

УДК 574. 5:581. 526. 32

П. Гориан¹, В. И. Мединец²

¹Проект ЕС-Тасис WW SCRE 1/ No. 1 “Придунайские озера: устойчивое сохранение и восстановление естественного состояния и экосистем”, г. Одесса; ²Одесский национальный университет им. И.И. Мечникова, г. Одесса

ИНТЕГРИРОВАННЫЙ ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРИДУНАЙСКИХ ОЗЕР И БАССЕЙНА ИХ ВОДОСБОРА: СТРАТЕГИЯ, ПРОГРАММА И МЕТОДОЛОГИЯ

Кратко описаны цели и задачи проекта ЕС-Тасис “Придунайские озера: устойчивое сохранение и восстановление естественного состояния и экосистем”. Представленный доклад посвящен одной из главных целей проекта — созданию системы долговременного интегрированного экологического мониторинга экосистем Придунайских озер и бассейна их водосбора. Основными целями проводимых исследований и мониторинга является получение всеобъемлющей высококачественной информации для решения и выполнения основных задач, этапов и требований технического задания проекта, направленных на создание эффективно действующей системы экологического мониторинга, подготовки обзора о современном состоянии природной среды озер и их бассейна, для создания модели и системы раннего предупреждения о критических экологических ситуациях в Придунайских озерах, создания ГИС-базы данных, которые должны явиться научно-обоснованной базой для создания программы и плана действий по сохранению и восстановлению экосистем Придунайских озер и бассейна их водосбора.

МЕТОДОЛОГИЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ. УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ. МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ

Обоснована постановка задачі розробки стратегії і програми довгочасного інтегрованого екологічного моніторингу екосистем озер і басейна їх водосбору, яка обумовлена тим, що існуючі регіональні програми моніторингу обмежені узковедомственными інтересами і не використовують інтегрований системний підхід в дослідженнях стану екосистем озер і басейна їх водосбору.

Описується розроблена західними і місцевими експертами і випробувана в нинішнє час схема і методологія проведення моніторингу екосистем Придунайських озер і басейна їх водосбору.

Розглядаються і обговорюються основні процеси і явища, впливаючі на стан екосистем озер. Сформульовані пріоритети по організації і використанню даних моніторингу і досліджень в період проекту, основними з яких є:

1. Підготовка огляду про сучасному стані екосистем озер і басейна їх водосбору.

2. Розробка сімейства моделей, які будуть являтися основними елементами системи раннього попередження про екологічні критичні ситуації:

а) модель водно-солевого балансу;

б) модель круговороту біогенних речовин з можливістю прогнозування процесів евтрофікації;

в) модель продукування і круговороту органічного речовини з можливістю прогнозування первинної продукції і інших біологічних параметрів, які будуть використовуватися як вхідні дані для іхтіологічної моделі оцінки і прогнозування стану рибних ресурсів;

г) модель прогнозування і управління станом рибних ресурсів озер.

3. Створення бази історичних і високоякісних сучасних даних.

Для виконання всіх вищеперелічених пріоритетних завдань заплановано проведення наступних робіт:

а) виконання в період півтора років ежеквартальних гідроекологічних експедиційних досліджень екосистем всіх п'яти озер з максимально можливою частотою станцій практично по всіх основних гідрологічних, гідрохімічних, гідробіологічних, мікробіологічних і токсикологічних параметрах, які повинні бути прив'язані до іхтіологічних з'ємок і періодів, пов'язаних з гідротехнічними заходами водного менеджменту (весною — до заповнення озер, літом — після заповнення озер, восени — перед скиданням води з озер, восени — зимою після закінчення попуску).

б) в період календарного року місячні з'ємки озер Ялпуг і Кугурлуй по обмеженому числу найбільш важливих параметрів по більш рідкій сітці станцій, ніж в пункті а).

в) ежедекадні з'ємки по основним гідрологічно-гідрохімічним і найбільш основним гідробіологічним і мікробіологічним параметрам в окремих постійних точках озер.

Інформація, отримувана відповідно до пп. б) і в) буде використовуватися для створення і перевірки моделі і системи раннього попередження про виникненні стресових екологічних ситуацій в екосистемах озер.

г) метеорологічні і гідрологічні спостереження на мережі діючих і знову створюваних гідрологічних постів і метеостанцій, розташованих в басейні озер Ялпуг-Кугурлуй.

д) щорічне картирування водної рослинності і макрофітобентосу на всіх озерах.

е) вимірювання потоків расходної і приходної частини водно-солевого балансу і потоків біогенних, органічних і забруднюючих речовин в каналах і водотоках.

ж) вимірювання рівнів водної поверхні озер Ялпуг-Кугурлуй.

Окрема підпрограма присвячена дослідженню стану рибних ресурсів і іхтіофауни.

Крім того, в басейні водосбору будуть проводитися дослідження хімії осаду, випарів, підрахунок і інвентаризація птахів, картирування і дослідження ґрунтового і рослинного покриву і др.

Нами отримані оригінальні результати аналізу проведених в 2000-2001 гг. експедиційних досліджень, які суттєво змінюють уявлення про стан екосистем озер і причини їх деградації. Результатом проведених досліджень є включення в програму досліджень таких додаткових робіт, як-то:

А. Проведення батиметричної з'ємки озер Ялпуг і Кугурлуй.

Б. Картирування донних осаду системи Ялпуг-Кугурлуй

В. Картирування всіх джерел забруднення в басейні водосбору.

Обґрунтовано, що для отримання високоякісних даних на озерах необхідно, як мінімум, в період одного року реалізувати програму інтегрованого екологічного моніторингу. Описані програми проведених експедицій, які включали в себе гідрологічні, гідрохімічні,

МЕТОДОЛОГІЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ. УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ. МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ

микробиологические, гидробиологические, токсикологические, ихтиологические и ряд других исследований.

Приведено краткое обоснование необходимости создания ГИС-базы исторических и современных данных для использования в процессе моделирования и менеджмента водных ресурсов на основе имеющихся в Одесской области ресурсов и наработок.

Описано участие в проекте и соответствующие вклады украинских научных организаций и органов местной власти. Сформулированы принципы сотрудничества с украинскими организациями.

УДК [504. 453. 054: 5] (282)

Й.В. Гриб

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

КОНЦЕПЦІЯ УПРАВЛІННЯ СТАНОМ ПОРУШЕНИХ РІЧКОВИХ МЕГАЕКОСИСТЕМ

У гідроекологічних дослідженнях річкової мережі все більшого поширення набуває дискретно-континуальний принцип вивчення ценотичних змін річкової біоти як за трофічним ланцюгом так і за профілем річки [Афанасьев С. О., 2000]. Однак, тут необхідно врахувати вплив антропогенної трансформації поверхні водозбору та її наслідки для водного середовища. Нами виділені наступні об'єкти цього впливу: а) поверхня водозбору: заміна природних високопродуктивних за органічною речовиною біогеоценозів на штучні ценози з низькою біопродуктивністю та значними енергетичними затратами, осушення боліт та перезволожений земель з деградацією торф'яників, зміна структури природних біогеоценозів і зменшення зовнішньої буферної ємності порушених територій щодо антропогенних домішок; б) заплава річки: знищення заплавної насаджень та розорювання луків, знищення природних нерестилищ та заплавної озера і стариць, знищення шляхів нерестових міграцій аборигенної іхтіофауни між руслом і заплавою під час повені; в) русло річки та водне середовище: зміна гідрологічного режиму річки (підпір водосховищ, одностороннє регулювання на скид та пропуск паводку у бровках русла, перекриття русла шлюзами та греблями, явища стагнації та евтрофікації), постійне скидання не досить очищених господарсько-побутових та зливових вод, аварійні скиди стічних вод, погіршення самоочисної здатності річкових вод та якості води, її споживчих характеристик, підвищення бактеріальної і токсикогенної патогенності річкових вод [1,3,4].

Тобто під впливом наслідків екологічно невиваженої господарської діяльності людини відбулись зміни часових, біопродукційних, гідрологічних, енергообмінних характеристик ценозів поверхні водозбору та русла. Формалізовано це можна записати, що якість води річки (I_e) прямо пропорційна масі домішок (P) та обернено пропорційна витратам води (Q) або прямо пропорційна приросту маси органічної речовини (B) за певний проміжок часу (τ) та її поглинальній здатності $I_e = P / Q = CB / \tau$.

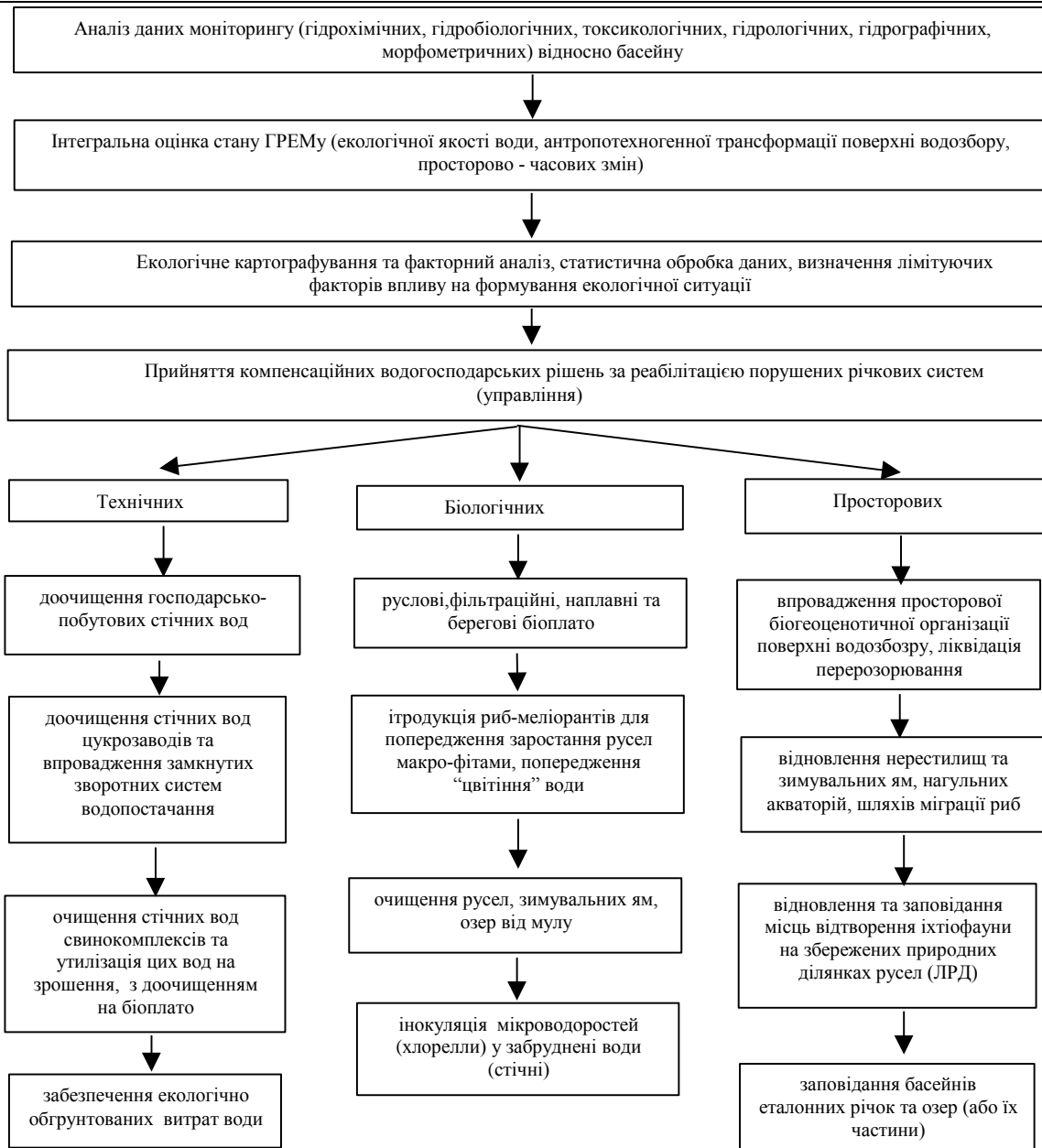
При існуючому стані використання річкової мережі суспільство вимушене зробити все можливе для компенсації наслідків антропогенного втручання у річкові мегаекосистеми. Маркерами такої відновної гідроекологічної політики можуть бути наступні критерії: якість води, біопродуктивність та видове різноманіття ценозів, естетична та соціально-виховна цінність річково-долинних ландшафтів. Тобто, формується нова гідроекологічна наука — созіологія поверхневих вод — як наука збереження нетрансформованих басейнів річок і озер, комплексної оцінки стану, визначення лімітуючих факторів впливу та визначення першочергових заходів за оздоровленням довкілля.

В основі управління станом порушених річкових мегаекосистем лежить другий закон термодинаміки щодо розсіювання поступаючої у екосистему енергії, її трансформації та відведення. Накопичення внутрішньої енергії (ентропії) веде до зростання ризику виникнення кризових ситуацій. Як показали дослідження річкової мережі, більше як 50,0% точкових забруднень вносять житлово-промислові комплекси. Друге місце у внесенні домішок займають агроландшафти. Відповідно, з 232 створів, де визначалась ступінь забруднення, переважна частина віднесена до забруднених і брудних. В основі засобів управління, відповідно, лежать технічні, біологічні, просторові, як такі, що переносять процес доочищення поза межі водного середовища [2] (схема 1).

Схема 1

Стратегія прийняття рішень за реабілітацією порушених генералізованих мегаекосистем (ГРЕМів)

МЕТОДОЛОГІЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ. УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ. МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ



Технічні засоби передбачають доукомплектування біологічних ставів системами очищення стічних вод ставами для вирощування та інокуляції мікробіодоростей і організмів-фільтраторів. Цій же меті служать автономні біофільтраційні системи на основі штучного субстрату та системи анаеробно-аеробного очищення стічних вод цукрозаводів на спеціальних дренах та біоплато. Біологічні засоби передбачають можливість використання фотосинтезуючої здатності суходільних та водних біоценозів. Для оцінки переробної здатності біоценозів поверхні водозбору запроваджені нами термін "гідроекологічна валентність", як відношення об'єму поверхневого стоку за сезон вегетації до маси синтезованої за цей період органічної речовини. У непорушених річкових басейнах вона складає 40-70 м³ на одну тону фітомаси, у порушених — у 2-3 рази вищою, тобто спостерігається процес перенесення навантаження за домішками на русло річки. Звідси — необхідність реалізації компенсаційних заходів — влаштування біоплато, попередження проникнення у водний об'єкт чинників, вселення риб-меліорантів, тощо.

Просторові засоби передбачають оптимізацію складу ценозів поверхні водозбору — лісу, луків, боліт, водних об'єктів та порушених територій, збереження або відновлення шляхів міграції риб, місць їх природного відтворення. Враховуючи нестабільність гідроекологічного режиму порушених річкових басейнів, передбачене виявлення і збереження окремих ділянок річок із природними умовами рибовідтворення — т. зв. локальних рибовідтворювальних ділянок з високою якістю води, температурним і гідроекологічним режимом, високою кормовою базою. Такі ділянки повинні носити статус заповідних, як і еталонні річки з непорушеними басейнами.

МЕТОДОЛОГІЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ. УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ. МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ

Проекти автоматизованого управління станом річкових мегаекосистем, витратами води на каскадах водосховищ можливі (басейни великих річок), однак нереальні через значну їх чисельність і при складності врахування усіх факторів формування гідроекологічного режиму. Тому і управління станом річкових мегаекосистем повинно бути багатфакторним у відповідності до впливу антропогенних чинників, їх величини та вартості. Реалізація політики сталого розвитку та екологічно обґрунтоване природокористування повинно змінити на краще ситуацію у річковій мережі.

ЛІТЕРАТУРА

1. Аполлов Б. А. Ученье о реках. — М. : МГУ, 1951. — 521 с.
2. Гриб Й. В., Клименко М. О., Сондак В. В. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем. — Рівне: Волинські береги, 1999. — Т. 1. — 347 с.
3. Гриб Й. В., Ткачук М. Г. Патогенність поверхневих вод в порушених річкових басейнах // Аграрна наука і освіта. — 2001. — № 2. — С. 48-56.
4. Малі річки України / За ред. А. В. Яцика. — К. : Урожай, 1993. — С. 93-100.

УДК 621. 311. 21 (556. 551:627. 1)

С.С. Дубняк, К. М. Цапліна, О. О. Кузько

Київський університет імені Тараса Шевченка, м. Київ
Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ВПЛИВ ПОПУСКІВ ГЕС НА КИСНЕВИЙ РЕЖИМ МІЛКОВОДЬ РІЧКОВИХ ДІЛЯНОК ВОДОСХОВИЩ

Мілководдя річкових ділянок водосховищ (акваторії з глибинами до 3,5 м при НІР) інтенсивно заростають вищими водними рослинами, які в процесі своєї життєдіяльності істотно змінюють вміст розчиненого кисню у воді. Баланс та динаміка розчиненого у воді кисню (як і будь-якої іншої розчиненої або завислої речовини) залежить від водообмінних процесів у водоймі. На річкових ділянках водосховищ водообмін між мілководдями і глибоководдями здійснюється переважно під дією попусків води через греблі вищерозташованих гідровузлів і тому може штучно регулюватись.

Метою наших досліджень було виявлення ролі водообміну, обумовленого попусками ГЕС, у формуванні кисневого режиму мілководь річкових ділянок водосховищ. Для реалізації цієї мети нами було використано розрахункове рівняння (8), яке дозволяє оцінити баланс розчинених речовин у окремій водоймі або її частині. З певними модифікаціями, що враховують специфіку досліджуваної нами речовини — розчиненого у воді кисню, дане рівняння має вигляд: $S_k = S_0 + B(S_{np} - S_0) + \Delta S_b - \Delta S_x - \Delta S_a$, де S_0 і S_k — концентрації кисню на досліджуваній ділянці відповідно в початковий і кінцевий момент часу; S_{np} — концентрація кисню на прилеглих глибоководдях; B — коефіцієнт зовнішнього водообміну як відношення об'єму води, що надходить на дослідну ділянку під час підйому рівня води і виходить при його спаді, до загального об'єму води; ΔS_b , ΔS_x , ΔS_a — зміни середньої концентрації кисню у водоймі відповідно: за рахунок біохімічних процесів, внаслідок витрат кисню на хімічне окислення і завдяки атмосферній аерації.

Для визначення особливостей кисневого режиму мілководь нами були проведені дослідження верхньої ділянки Канівського водосховища, що найбільше піднижується під вплив роботи Київської ГЕС. Були виділені ділянки, що заросли фітоценозами занурених рослин. Домінували рдесник пронизанолістий (*Potamogeton perfoliatus* L.), кушир темнозелений (*Ceratophyllum demersum* L.), різуха морська (*Najas marina* L.), елодея канадська (*Elodea canadensis* L.), водопериця колосиста (*Myriophyllum spicatum* L.). Дослідження на ділянках були виконані протягом вегетаційного періоду 1999 року.

Визначали динаміку фітомаси занурених рослин та нитчастих водоростей (3), чисельність та біомасу перифітону та фітопланктону, виділення та поглинання кисню зануреними рослинами (1,5), перифітоном на рослинах (4), фітопланктоном в заростях (2). Динаміку розчиненого у воді кисню досліджували як у фітоценозах занурених рослин, так і на ділянках без рослин (5-7 м від краю заростей).

ΔS_b визначали за різницею первинної продукції та деструкції органічної речовини за методикою (6). Первинна продукція та деструкція органічної речовини фітопланктону, перифітону, нитчастих водоростей та занурених рослин була розрахована на основі натурних спостережень на дослідних ділянках за окремі проміжки часу. Для розрахунків первинної продукції та деструкції органічної

МЕТОДОЛОГІЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ. УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ. МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ

речовини фітобентосу були використані середні дані по біомасі та питомих величинах віділення та поглинання ними кисню, одержані для Канівського водосховища (7). Бактеріальну деструкцію перифітону розраховували за допомогою коефіцієнта бактеріальної деструкції (10) залежно від вмісту у воді легкодоступної органічної речовини.

З метою верифікації розрахункової схеми, прийнятої у цій роботі, було проведено порівняння розрахункових та зареєстрованих показників вмісту кисню у воді дослідної ділянки за 4 серпня 1999 р. Заміри та розрахунки були прив'язані до певних циклів водообміну, обумовлених попусками Київської ГЕС: ранкового попуску (з 8 до 16 год), періоду стабільного стояння рівня води (з 16 до 20 год), та вечірнього попуску (з 20 до 4 год). Розраховані величини ΔS_b для вказаних проміжків часу склали відповідно 6,10, 0,20 та $-2,96$ мг $O_2/дм^3$.

Коефіцієнт зовнішнього водообміну на момент спостережень становив 1,1. Оскільки хімічне споживання кисню в літній період незначне, то компонент розрахункового рівняння ΔS_x не брався до уваги. Компонентом ΔS_a , який залежить від динамічних характеристик водної товщі, також можна знехтувати, оскільки швидкості течій на досліджуваній ділянці не перевищували кількох сантиметрів за секунду. Розрахунок S_k виконували на кінець кожного циклу водообміну. Отримана величина приймалася за S_0 для наступного циклу. Результати розрахунків і вимірювань наведені в таблиці.

Таблиця

Добова динаміка вмісту розчиненого кисню у воді (мг $O_2/дм^3$) та зміни відносного рівня води (см) у затоці "Собаке гирло"(серпень 1999 р.).

	Години						
	8	12	16	20	24	4	8
Зарості (дані спостережень)	5,8	7,4	12,4	12,8	6,8	6,0	6,4
Зарості (дані розрахунків)	5,8	-	11,1	11,3	-	5,0	-
Ділянки без рослин	5,0	6,4	8,0	8,3	5,0	5,0	5,0
Рівень води	10	42	23	20	50	10	10

Як видно з таблиці, розрахунки дали величини, близькі до спостережених, що свідчить про придатність обраної розрахункової схеми і можливість її використання для прогнозування динаміки розчиненого у воді кисню за будь-який проміжок часу.

Згідно наших розрахунків роль біологічного (ΔS_b) та водообмінного (B) компонентів буде різною протягом доби. Під час ранкового попуску, коли різниця між S_0 і S_{np} незначна (див. табл.), а інтенсивність фотосинтезу автотрофів максимальна, провідну роль відіграє ΔS_b . В період стояння рівня води водообмін взагалі не здійснюється і насиченість води киснем збільшується тільки за рахунок ΔS_b . Протягом вечірнього попуску виникає значна різниця між S_0 і S_{np} і тому на перший план виступає водообмінний компонент.

Отже, виконані розрахунки і спостереження показали, що на мілководдях річкових частин водосховищ водообмін, обумовлений попусками ГЕС, суттєво впливає на баланс розчиненого у воді кисню, особливо в період вечірнього попуску. Прийнята в даній роботі схема розрахунку в поєднанні з методикою визначення водообміну між основним руслом та додатковою мережею (9) дає змогу прогнозувати та регулювати кисневий режим як на мілководдях, так і на річкових ділянках водосховища в цілому при різних режимах роботи гідроелектростанцій.

ЛІТЕРАТУРА

- Астапович Н. Г. Фотосинтез макрофітов в неглибоких водоемах // Тр. Белар. НИИ рыб. хоз. — 1972. — Т. 8. — С. 88-94.
- Винберг Г. Г. Первичная продукция водоемов. М.: Наука, 1934. — 389 с.
- Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. — Л.: Наука, 1981. — 185 с.
- Кузько О. А. Эпифитные группировки водорослей в каналах и их значение для формирования качества воды // Гидробиол. журн. — 1988. — Т. 24, № 6. — С. 25-28.
- Покровская Т. А. Экологические условия фотосинтеза литоральных гидрофитов // Антропогенное эвтрофирование озер. — М.: Наука, 1976. — 119 с.
- Оксинок О. П., Стольберг Ф. Управление качеством воды в каналах. — 1986. — 171 с.
- Оксинок О. П., Тимченко В. М. и др. Состояние экосистемы Киевского участка Каневского водохранилища и пути его регулирования. — Киев, 1999. — 58 с.
- Тимченко В. М. Эколого-гидрологические исследования водоемов северо-западного Причерноморья — К.: Наук. думка, 1990. — 236 с.
- Тимченко В. М., Дубняк С. С. Экологические аспекты водного режима Киевского участка Каневского водохранилища // Гидробиол. журн. — 2000. — Т.36, № 3. — С. 57-67.
- Якушин В. М. Роль перифитона высших водных растений в деструкции органического вещества // Гидробиол. журн. — 1996. — Т. 32, № 2. — С. 41-47.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ПЕРЕМЕЩЕНИЯ ГРУНТОВ НА АБИОТИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ И КАЧЕСТВО ВОДЫ ДНЕПРОВСКО- БУГСКОГО ЛИМАНА

Херсонский морской канал пересекает Днепровско-Бугский лиман с востока на запад. На всем своем протяжении он заливается, поскольку подвержен воздействию стоковых и ветровых течений, поэтому для поддержания необходимых для судоходства глубин требуется постоянное дноуглубление. Изъятие грунтов из канала и перевозка их на свалки, расположенные в различных районах лимана, сопровождается повышенным количеством взвешенных веществ, снижением прозрачности, изменением гидрохимических характеристик, что отрицательно сказывается на жизнедеятельности гидробионтов.

Исследования, проведенные в 1999-2000 гг. в восточном и центральном районах Днепровско-Бугского лимана показали, что прозрачность воды в лимане зависит от таких факторов, как режим поступления речных вод, характера интенсивности водообмена с морем, волновых явлений, распределения глубин, интенсивности "цветения" и др. По многолетним данным она колеблется в пределах 0,8-3,0 м, причем максимальные показатели /2,5-3,0 м/ характерны для восточного района. В местах забора грунтов прозрачность колебалась от 0,6 до 1,5 м, а в 150 — 200 м от этих мест: 1,6-1,8 м. На свалках грунтов прозрачность составляла 0,6-1,25 м, а в 150-200 м от места свалки: 1,3-1,8 м.

В канале непосредственно на участках изъятия грунтов в придонных слоях воды на глубине 5-8 м количество взвешенных веществ /ВВ/ почти в 20 раз превышает максимальные естественные показатели /604,0-1388,0 г/м против 10-50 г/м³/, в поверхностных слоях воды их количество тоже превышает естественные показатели: 50-80 г/м³. На расстоянии 150-200 м от места изъятия грунтов количество взвешенных веществ практически близко к естественным.

На участках свалки грунтов /район о. Янушев и с. Геройское/ количество ВВ на глубине 3-5 м превышает естественные показатели в 5-8 раз, на поверхности это увеличение незначительно. По своему фракционному составу сбрасываемые на свалках грунты на 80-85% состоят из мелких илистых частиц /0,05-0,15 мм/, которые легко растекаются по дну и могут течениями переноситься на большие расстояния, поэтому дно в районе свалок довольно ровное. В результате изучения распределения глубин и толщины слоя илов установлено, что на свалках возле о. Янушев преобладающими глубинами являются 4,9-5,2 м, а в районе с. Геройского: 3,5-5,0 м. Толщина слоя ила колеблется в пределах 0,35-0,70 м.

В распределении илов наблюдается тенденция увеличения толщины его слоя с увеличением глубин, отмечена положительная корреляция между толщиной слоя ила и глубиной: $r = 0,43$. Проведенные гидрохимические исследования показали, что дноуглубительные работы в первую очередь отражаются на уровне насыщения растворенного в воде кислорода и солености воды. Так, в районе работы землечерпалки концентрация растворенного в воде кислорода составила в придонном слое 21,1%, в то время как в поверхностном — оно было достаточно высоким /124,5%/. В 150 м от места дноуглубления содержание растворенного в воде кислорода в толще воды изменялось в пределах 114,8-94,5% насыщения, а в 500 м от места дноуглубления: 123,5-106,5% насыщения. В местах свалки грунта существенных изменений в концентрации кислорода по сравнению с другими участками лимана не отмечалось.

В районе дноуглубительных работ отмечено повышенное содержание хлоридов в придонном слое. При этом, в месте работы землечерпалки в момент отбора проб концентрация хлоридов составила в поверхностном слое 1171,5 мг/дм³, у дна — 2458,4 мг/дм³. В 150 м от места дноуглубления концентрация хлоридов в водной толще незначительно снизилась, но все же оставалась повышенной: 958,5-2050,1 мг/дм³, а в 500 м от места работ она уменьшилась в 4-6 раз. В месте свалки грунта в районе о. Янушев она была в таких же пределах, в то время как естественная соленость воды в лимане в этом районе составляла 79,9-106,5 мг/д³.

Изменения в гидролого-гидрохимических показателях, вызванные перемещением грунтов в восточном и центральном районах Днепровско-Бугского лимана отрицательно повлияли на качество воды. Согласно эколого-санитарной классификации поверхностных вод суши, на участках изъятия грунтов и их свалки по показателям прозрачности, количеству взвешенных веществ, насыщению воды

кислородом и другим, вода соответствует разрядам "весьма грязная" и "предельно грязная", а на прилегающих участках — "предельно чистая" и "вполне чистая".

УДК [574:556. 55](28)(477. 41)

Е.П. Плазий, О.В. Тимченко

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ТРАНСФОРМАЦИЯ ПОПУСКОВЫХ ВОЛН ГЭС КАК ФАКТОР ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМ РЕЧНЫХ УЧАСТКОВ ДНЕПРОВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

К основным элементам водного режима, которые имеют решающее значение для функционирования экосистем речных участков днепровских водохранилищ, относятся внутрисуточные колебания расходов и уровней воды [1]. Гидроузлы большую часть года работают в пиковом режиме, что приводит к формированию в их нижних бьефах прямых длинных волн. Проходя по речному участку водохранилища, волны расплываются, в результате чего амплитуда колебания уровня уменьшается.

Трансформация волн попусков изучалась на Киевском участке Каневского водохранилища в 70-х годах специалистами УкрНИГМИ [4]. В результате этих исследований была получена зависимость, описывающая затухание амплитуды волн попусков по длине участка:

$$A = A_L/A_{ГЭС} = e^{-0,062L}(1 + 0,0075L), \quad (1)$$

где: A — амплитуда колебания расходов в рассматриваемом створе, выраженная в долях от амплитуды их колебаний в створе ГЭС; A_L — амплитуда колебания расходов в рассматриваемом створе; $A_{ГЭС}$ — амплитуда колебания расходов в нижнем бьефе Киевской ГЭС; L — расстояние от ГЭС до рассматриваемого створа; e — основание натурального логарифма.

В 80-х годах трансформация волн попусков исследовалось на участке Днепра ниже Каховской ГЭС [3]. С учетом колебаний, генерируемых в устье реки морем, уравнение трансформации получено было в виде:

$$\Delta H_L = \Delta H_K \cdot e^{-0,023L} + \Delta H_M \cdot e^{-0,020(93-L)}, \quad (2)$$

где: ΔH_L , ΔH_K , ΔH_M — интенсивность колебания уровня воды (см/ч) соответственно в заданном створе, в нижнем бьефе Каховской ГЭС и в устье Днепра.

В середине 90-х годов специалистами отдела гидрологии и управления водными экосистемами Института гидробиологии НАН Украины были возобновлены натурные исследования трансформации попусковых волн Киевской ГЭС для оценки их влияния на экосистему речного участка Каневского водохранилища в летний межень период [1,2]. В результате этих исследований построена эмпирическая кривая:

$$A_L = A_{ГЭС} \cdot e^{-0,03L}, \quad (3)$$

где A_L — амплитуда колебания уровня воды в заданном створе; $A_{ГЭС}$ — амплитуда колебания уровня воды в нижнем бьефе Киевской ГЭС; L — расстояние створа от ГЭС.

Материалы двух экспедиций летом 2000 года, проведенных с участием авторов на речном участке Кременчугского водохранилища, а также результаты указанных выше работ, позволили усовершенствовать формулу (3) путем учета морфометрических характеристик речной системы. Хорошую сопоставимость рассчитанных и наблюдаемых значений амплитуд колебания уровня воды в двух створах (устья рек Роси и Ольшанки) удалось получить при использовании данных о ширине водной системы (B). Расчетное уравнение трансформации амплитуды колебания уровня при этом имеет вид:

$$A_L = A_{ГЭС} \cdot e^{-(0,0032B + 0,0276)L}. \quad (4)$$

Приведенное соотношение позволяет количественно оценивать процессы водообмена в водной системе речных участков каскадных водохранилищ, к которым относятся и днепровские, в первую очередь в их придаточной сети (пойменных озерах, заливах, протоках, старицах и т. д.).

ЛИТЕРАТУРА

1. Оксенок О. П., Тимченко В. М., Давыдов О. А. и др. Состояние экосистемы Киевского участка Каневского водохранилища и пути его регулирования. — Киев: Ин-т гидробиологии НАНУ, 1999. — 60 с.
2. Тимченко В. М., Дубняк С. С. Экологические аспекты водного режима киевского участка Каневского водохранилища // Гидробиол. журн. — 2000. — Т.36, № 3. — С. 57-67.

МЕТОДОЛОГІЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ. УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ. МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ

3. Тимченко В. М., Ярошевич А. Е., Колесник М. П., Гильман В. Л. Внешний водообмен пойменных водоемов устьевого участка Днепра // Гидробиол. журн. — 1989. — Т. 25, № 5. — С. 62-65.
4. Шерешевский А. И. Натурные наблюдения и результаты расчетов распространения волн попусков в нижнем бьефе Киевской ГЭС // Там же. — 1972. — Вып. 116. — С. 60-78.

УДК 639. 2/3

О.М. Таран, В.Л. Долинський, Ю.В. Плігін

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

НОВІ ТЕХНОЛОГІЇ ПІДВИЩЕННЯ РИБОПРОДУКТИВНОСТІ ВОДОСХОВИЩ

Сьогодні внаслідок різкого коливання рівня води водосховищ, постійної дії хвиль і стокових течій берега багатьох водосховищ зазнають значного впливу абразійних процесів, що, в кінцевому рахунку, негативно відбивається на функціонуванні кожної окремої гідроекосистеми і природно-економічної системи в цілому.

При цьому, суспільству наносяться такі збитки:

- від скорочення загальної рибогосподарської площі водоймищ, зокрема, нерестової і нагульної;
- від загибелі кормових для риб організмів внаслідок обвалів ґрунту абразійних берегів водосховищ;
- від порушення шляхів міграції гідробіонтів;
- від втрати і виходу з сільськогосподарського обігу плакорних земель в місцях зсуву ґрунту у водосховище;
- від втрати і виходу з народногосподарського обігу інших земель лісгосподарського, природоохоронного, соціального і іншого призначення.

Для запобігання вказаних збитків суспільству нами запропонована технологія, яка призначена для:

- підвищення рибопродуктивності водосховищ за рахунок створення допоміжних нерестових і нагульних площ з насадженнями вищої водної та чагарникової і деревинної рослинності;
- запобігання розмиву абразійних берегів і скороченню загальної рибогосподарської площі водосховищ, в тому числі площі нерестовищ;
- створення водойм, що добре прогриваються і мають багату кормову базу;
- створення певних конструкцій нерестовищ риб, елементи яких одночасно виконують берегозахисну роль в гідроекосистемі.

Запропонована нами технологія базується на створенні впритул до абразійних берегів переривчастих намивів ґрунту, площа мілководь яких разом з існуючими нерестовищами становить 10-15% від загальної площі водосховища. По периметру зазначених намивів культивують вищу водну, чагарникову і деревинну рослинність, яка виконує берегозахисну і в одночас нерестову функцію в гідроекосистемі.

Затоки між намивами є місцями нересту дорослих риб і зонами нагулу їх молоді. Дослідно-промислова перевірка першого рішення технології здійснена біля одного з абразійних берегів Кременчуцького водосховища. На зазначену технологію нами одержано патент України [2]. Для зменшення витрат по намиванню вздовж абразійних берегів мілин і підвищення рибовідтворення нами запропонована і інша технологія. Суть її полягає в тому, що перпендикулярно переважаючому напрямку хвиль у абразійних берегів до ізобати 2,0-2,5 м здійснюють намиви і культивують по їх схилах вищу водну, чагарникову і деревинну рослинність. При цьому, площа мілководь між вказаними намивами разом з існуючими нерестовищами в цілому повинна становити 10-15% від загальної площі водосховища.

Створення вздовж абразійних берегів намивів, що чергуються, з посадками вищої водної рослинності дозволяє скоротити об'єми ґрунту, що виймається з водосховищ з одночасним зменшенням збитку від гідромеханізованих робіт, утворити керовані нерестові зони між намивами, значною мірою збільшити нерестові і нагульні площі для риб, збільшити звивистість берегової лінії водосховищ, що веде, зрештою, до підвищення рибопродуктивності. На зазначену технологію нами одержано рішення про видачу патенту України.

Відомо, що гирлові ділянки річок, що впадають у водосховища, мають велике значення у формуванні якості води і рибопродуктивності гідроекосистем. Для активізації їх функціонування нами запропонована технологія, яка базується на розширенні екотонних зон шляхом створення певного

МЕТОДОЛОГІЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ. УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ. МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ

імпульсно-стабілізаційного режиму роботи водосховищ гідроелектростанцій і буферних гірлових водосховищ річок, що в них впадають [1].

Запропонована технологія реалізується за допомогою пристрою, який включає вищерозташоване водосховище, греблю, гідроелектростанцію з водоскидними засувками, основне водосховище, річку, що взнижується в основне водосховище, буферне водосховище з засувками для скиду річкового стоку, нижчерозташоване водосховище з греблею і водоскидними засувками. Один раз на добу здійснюють одночасний скид води з вищерозташованого і буферного водосховищ до максимально можливого і екологічно безпечного рівня при замкнених водоскидних засувках нижчерозташованого водосховища. Після закінчення зазначеного скиду водоскидні засувки вищерозташованого і буферного водосховищ зачиняють на 10-12 годин, після чого відкривають аналогічні засувки нижчерозташованого водосховища для доведення рівня води в гірловій ділянці річки до мінімального і екологічно безпечного. В результаті щодобового створення імпульсно-стабілізаційного режиму, межі екотонних зон розширюються, що веде до підвищення показників біологічної продуктивності, самоочищувальної здатності і видового розмаїття в гірлових ділянках річок і основного водосховища в цілому.

Зазначена технологія дозволяє:

- підвищити очистку стоку річок, що впадають у основне водосховище за рахунок збільшення потенціалу біофільтра їх гірлових ділянок;
- розширити екотонні зони гірлових ділянок річок;
- створити щільну гідрографічну мережу рукавів з одночасним створенням нових островів, заплавної водойми, нових фітоценозів і т. п. ;
- покращити водообмін в гірлових ділянках річок і водосховищах в цілому;
- підвищити показники біорізноманіття видів як фітоценозів, так і зооценозів;
- створити природні резервати окремих видів рослинного і тваринного світу.

Для всіх зазначених технологій у міжнерестовий період передбачається науково обгрунтоване вилучення фітомаси вищої водної рослинності [3], яке дозволяє:

- забезпечити нормальне функціонування водних екосистем і їх рибопродуктивність;
- запобігти розвитку процесів заболочування на мілководних ділянках водосховищ;
- забезпечити шляхами міграції гідробіонтів, зокрема їхтіофауни у нерестовий період;
- запобігти забрудненню нерестових площ внаслідок відмирання і розкладу вищих водних рослин.

ЛІТЕРАТУРА

1. Патент України № 38932А, МПК7 А01К6/00. Спосіб очищення поверхневого стоку в гірлових ділянках річок. О.М. Таран, В.Л. Долинський, Ю. В. Плігін та ін // Промислова власність. — Київ, 2000. — № 7.
2. Патент України № 31255А, МПК6 С 02F3/32. Спосіб підвищення рибопродуктивності водосховищ. О.М. Таран, В. Л. Долинський, С. О. Афанасьєв та ін // Промислова власність. — Київ, 2001. — № 3.
3. Якубовський К. Б., Таран О. М., Мережко О. І. та ін. Методичні рекомендації по вилученню і використанню вищих водних рослин у якості кормів для сільськогосподарських тварин. — Київ: Інститут гідробіології АН УРСР, 1984. — 35 с.

УДК [574.5:621.311.21](477)

В.М. Тімченко, С.І. Поташник, О.Л. Оксіюк, К.В. Воцинський

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

АГК «Дніпрогідроенерго», м. Вишгород

ЕКОЛОГІЧНА ОПТИМІЗАЦІЯ РЕЖИМУ РОБОТИ КИЇВСЬКОЇ ТА КАНІВСЬКОЇ ГЕС

В 1996-2001 рр. за ініціативою і при підтримці гідроенергогенеруючої компанії «Дніпрогідроенерго», на верхніх водосховищах Дніпровського каскаду (Київському, Канівському та Кременчуцькому) було проведено цикл гідроекологічних досліджень. Основна їх мета — визначення впливу Київського та Канівського гідровузлів на стан екосистем водосховищ і якість води, а також розробка методології і конкретних важелів екологічної оптимізації роботи ГЕС. Остання передбачена Національною програмою оздоровлення басейну Дніпра і поліпшення якості питної води і припускає забезпечення екологічно безпечного функціонування дніпровського каскаду водосховищ.

Проведені дослідження показали, що існуючий режим роботи Київської та Канівської ГЕС у цілому сприятливий для екосистем трьох водосховищ — Київського, Канівського і Кременчуцького і позитивно впливає на процеси формування якості води в них. Найбільш залежними в екологічному

МЕТОДОЛОГІЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ. УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ. МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ

відношенні від роботи зазначених гідровузлів є так звані річкові ділянки Канівського та Кременчуцького водосховищ. Їх екосистеми стабілізувалися відносно типового режиму роботи ГЕС, що характеризується двохрановими протягом доби попусками більшу частину року і високим, порівняно рівномірним скидом в період весняної повені.

Разом з тим, на річкових ділянках Канівського і Кременчуцького водосховищ періодично виникають серйозні проблеми, пов'язані з погіршенням стану їх екосистем та якості води. Причиною цього є як природні фактори, зокрема надходження води низької якості з розміщених вище водосховищ, так і сильний антропогенний вплив, обумовлений забрудненими стічними водами та рекреаційним навантаженням.

Діючим засобом поліпшення несприятливих екологічних ситуацій на цих водних об'єктах, як показали дослідження, може бути регулювання *режиму* роботи Київського та Канівського гідровузлів. Отримані матеріали дозволили установити основні екологічно значимі параметри водного режиму, що обумовлені роботою ГЕС, інтегральні показники стану екосистем та якості води річкових ділянок Канівського і Кременчуцького водосховищ, а також критичні періоди їх погіршення.

Вирішальними елементами водного режиму, які значною мірою визначають екологічний стан і якість води, виступають проточність руслової системи та інтенсивність її водообміну з придатковою мережею (протоками, затоками, старицями, водоймами, заплавою та ін.). Проточність у цілому залежить від об'ємів попусків ГЕС, а водообмін з придатковою мережею — від діапазону внутрішньодобових коливань рівня води в руслі, тобто від нерівномірності попусків.

Ключовим інтегральним показником стану екосистем та якості води на річкових ділянках Канівського і Кременчуцького водосховищ, як показали дослідження, є кисневий режим, котрий визначає перебіг процесів самоочищення і самозабруднення. Важливими показниками варто вважати також вміст легкоокиснюваної органічної речовини (по БСК_{повн}) та біомасу фітопланктону.

Критичний стан екосистем річкових ділянок Канівського та Кременчуцького водосховищ спостерігається в літню та зимову межень. У ці періоди вміст кисню у воді зменшується до 38-50% і нижче. Погіршується стан екосистем та якість води, виникають заморні явища. Основними складовими кисневого балансу екосистем річкових ділянок Канівського та Кременчуцького водосховищ є атмосферна і фотосинтетична аерація, поглинання кисню при деструкції органічної речовини, а також витрати кисню на хімічне окиснення органічних і неорганічних сполук.

Розроблена методика розрахунків вмісту кисню у воді річкових ділянок водосховищ, яка базується на кількісному визначенні окремих складових та в цілому кисневого балансу в елементарному (що надходить через створ ГЕС за добу) об'ємі води в міру його переміщення по ділянці. Вона дозволяє оцінювати, моделювати і прогнозувати вплив роботи ГЕС на стан екосистем річкових ділянок Канівського і Кременчуцького водосховищ та якість води в них у будь-яких гідрометеорологічних умовах. Розрахункова модель верифікована на матеріалах натурних спостережень.

Результати розрахунків по моделі показують, що в суворі по температурі повітря зими на Київську ділянку Канівського водосховища надходить вода, збіднена киснем — його вміст звичайно коливається в межах від 0,5-1,3 мг О₂/дм³ при низьких попусках ГЕС до 1,2-2,7 (рідко більше) мг О₂/дм³ — при високих. У межах ополонки, що утворюється в нижньому б'єфі, відбувається деяке збільшення вмісту розчиненого кисню, однак, як правило, воно не досягає нормативної величини — 4 мг О₂/дм³.

У середні зими вміст розчиненого кисню на Київській ділянці у вихідній воді при низьких попусках складає близько 2,0-2,4, при високих — 3,0-5,7 мг О₂/дм³. Його концентрація на початку Київської ділянки в межах ополонки збільшується, однак при низьких попусках залишається нижче нормативної, при середніх і високих попусках практично знаходиться на рівні ГДК чи трохи перевищує його. У м'які зими кисневий режим Київської ділянки Канівського водосховища в цілому сприятливий при всіх обсягах попусків ГЕС. Ситуація на річковій ділянці Кременчуцького водосховища аналогічна.

Ефективним засобом поліпшення кисневого режиму на річкових ділянках водосховищ у зимовий період може бути чергування протягом тижня високих попусків, що формують значну довжину ополонки, з низькими попусками, що забезпечують необхідний час перебування води в межах цієї ополонки.

У літній період на Київську ділянку Канівського водосховища при низьких і середніх попусках також надходить вода збіднена киснем (до 4-5 мг О₂/дм³), що істотно знижує інтенсивність процесів самоочищення. На початку ділянки концентрація кисню різко збільшується в основному за рахунок надходження води з р. Десна і водних об'єктів придаткової мережі, де вміст кисню вищий. В другій половині ділянки концентрація розчиненого кисню істотно знижується за рахунок його споживання при самоочищенні від антропогенного забруднення. При високих витратах кисневий режим на ділянці по всій його довжині цілком сприятливий.

МЕТОДОЛОГІЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ. УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ. МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ

На річковій ділянці Кременчуцького водосховища влітку відбувається поступове збільшення вмісту розчиненого кисню при будь-якій водності. Це обумовлено в основному істотним впливом придаткової мережі і незначним антропогенним забрудненням на ділянці.

Необхідно підкреслити дуже важливу екологічну роль попускового (нерівномірного) режиму роботи гідровузлів. Генеруючи коливання рівня води в нижніх б'єфах і в цілому на річкових ділянках водосховищ, що розташовані нижче, нерівномірні попуски ГЕС забезпечують істотний водообмін між основним руслом та придатковою мережею. Остання в літній період має великі потенційні можливості збагачення води основного русла киснем.

Розроблено конкретні рекомендації щодо забезпечення екологічно обгрунтованого режиму роботи Київської та Канівської ГЕС:

- у зв'язку з тим, що сучасний режим роботи Київської та Канівської ГЕС в цілому сприятливий для функціонування екосистем Київського, Канівського та Кременчуцького водосховищ, рекомендується при нормальних гідрометеорологічних умовах такий режим зберігати;

- безумовно обов'язковим елементом екологічної оптимізації режиму роботи Київської та Канівської ГЕС необхідно вважати організацію екологічного моніторингу, який включає, як мінімум, періодичне визначення концентрації розчиненого кисню у воді та його біохімічного споживання (БСК);

- в літньо-осінній період рекомендується витримувати максимально можливу амплітуду добових коливань витрат (рівнів) в нижніх б'єфах Київської та Канівської ГЕС, для чого необхідно:

- а) внести корективи в Правила експлуатації дніпровських водосховищ, які зобов'язували б Київську та Канівську ГЕС підтримувати в нижніх б'єфах неусталений режим стоку;

- б) внести зміни в "Правила експлуатації дніпровських водосховищ" в частині обмеження добового регулювання потужності Київської ГЕС в літньо-осінній період;

- в зимовий період для покращення кисневого режиму в Канівському та Кременчуцькому водосховищах при концентрації розчиненого кисню в створах Київської та Канівської ГЕС нижче 4 мг $O_2/дм^3$ рекомендується чергування протягом тижня високих і низьких попусків.

ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРІВ

Збірник "Наукові записки. Серія: Біологія", що видається в Тернопільському державному педагогічному університеті ім. Володимира Гнатюка, включає наступні розділи:

Ботаніка
Зоологія
Фізіологія рослин і генетика
Анатомія і фізіологія людини і тварин
Загальна біологія і валеологія
Екологія і біотехнологія
Біохімія
Огляди
Історія науки. Пам'ятні дати
Втрати освіти і науки
Теоретичні питання
Загальні проблеми
Повідомлення, рецензії, хроніка

Статті у збірнику друкуються українською мовою. До статті додається авторська довідка, в якій вказується:

- 1) прізвище, ім'я, по-батькові автора (авторів);
- 2) науковий ступінь авторів, вчене звання, посада;
- 3) адреси і телефони (робочі і службові);
- 4) якщо авторів кілька, вказати, з ким із них вести переписку.

До статті додається рекомендація установи (кафедри) про можливість опублікування наукових результатів дослідження, висновок експертної комісії про можливість опублікування статті, а також рецензія від доктора наук у даній галузі. Статті аспірантів та пошукувачів повинні супроводжуватися відгуком наукового керівників. Редакційна колегія збірника просить авторів дотримуватись єдиних правил при оформленні та поданні матеріалів до друку:

1. Матеріали подаються на дискеті 3.5" (яка після переписування файлів повертається авторам), або надсилаються електронною поштою на адресу: **nz@tspu.edu.ua**. Текст подається у вигляді файлу (MS Word версій 6.0–8.0). Малюнки подаються додатково у вигляді окремих файлів форматів TIFF, BMP або PCX. Графіки і діаграми подаються додатково у вигляді окремих файлів: MS WordGraf, CorelDRAW! або Adobe Illustrator.

2. До редакції подаються 2 примірники статті, надрукованої через 1.5 інтервали шрифтом Times New Roman (кегель – 14 пт.) на одному боці паперу формату А4. Друк повинен бути чітким. Поля: зверху – 2.5 см, знизу – 2.5 см, зліва – 2.5 см, справа – 2.5 см.

3. Об'єм статті не повинен бути меншим ніж 5 і не більшим ніж 12 сторінок машинопису.

4. Статті, оформлені не за правилами, редакцією не приймаються.

5. Редакційна колегія залишає за собою право редагувати прийняті матеріали. Відхилені статті повертаються авторам.

ЗАГАЛЬНИЙ ПОРЯДОК РОЗМІЩЕННЯ МАТЕРІАЛУ

УДК.

Ініціали, прізвище автора (авторів), наприклад:

Т.Х. Олексик, О.С. Сидор

Назва установи та її адреса

НАЗВА СТАТТІ

Ключові слова (не більше 10-ти)

Власне текст.

ЛІТЕРАТУРА

Резюме англійською мовою

Для статей експериментального характеру передбачаються такі розділи:

Вступ, Матеріали і методика (Матеріал і методика досліджень), Результати досліджень та їх обговорення, Висновки, Література. Резюме англійською мовою з вказанням назви статті та її автора (авторів).

ОФОРМЛЕННЯ ТЕКСТУ

Всі особливі знаки, а також літери грецького та інших алфавітів, необхідно чітко віддрукувати відповідним знаком, або написати від руки.

Малюнки і текстові таблиці слід нумерувати арабськими цифрами, в порядку першої згадки писати скорочено: мал. 1, табл. 1 і т.д. Якщо малюнок один чи таблиця одна, то в тексті пишеться: **ДИВ. таблицю, див. малюнок.**

Латинські назви таксономічних одиниць наводяться за найновішими джерелами (це не стосується розуміння меж таксонів). Повні латинські назви видів та прізвища авторів слід називати лише один раз при першій згадці, далі за текстом подається скорочений варіант, наприклад:

Типовим видом для даного угруповання є *Fragaria vesca* L. *F. vesca* може траплятись... і т.д.

Посилання на літературу подаються у квадратних дужках за номером у списку літератури — [].

ОФОРМЛЕННЯ ЛІТЕРАТУРИ

Оформлення бібліографічного списку робляться згідно вимог ВАК України до списку літератури у дисертаціях. В алфавітному порядку спочатку наводяться роботи, опубліковані українською, російською та ін. мовами (кирилицею), потім у порядку латинського алфавіту друковані праці англійською, німецькою та ін. мовами (латиною). Ініціали авторів пишуться після прізвищ. Для журнальних статей послідовно наводяться прізвища авторів, ініціали, назва статті, назва журналу з прийнятим для даного видання скороченням після відповідного значка (/), рік, том, випуск (чи номер) арабськими цифрами, сторінки (перша–остання).

ОФОРМЛЕННЯ ІЛЮСТРАЦІЙ

Формат ілюстрацій не повинен перевищувати розмірів аркушу А4. Штрихові рисунки повинні бути чіткими, виконані тушшю чорного кольору на білому папері, або роздруковані лазерним принтером із найвищою якістю; всі позначення бажано подавати на окремому листку. Малюнок при можливості повинен бути розвантажений від підписів, всі умовні позначення повинні пояснюватись у тексті.

Матеріали слід подавати до редакційної колегії збірника (секретарю – Мшанецькій Н.В., на кафедрі ботаніки Тернопільського державного педагогічного університету). Після розгляду матеріалів на засіданні редакційної колегії Вам буде повідомлено про включення публікації до відповідного номера збірника та про оплату.

Адреса редакційної колегії збірника:
46027 Тернопіль,
вул. М. Кривоноса, 2
Тернопільський державний педуніверситет,
хіміко-біологічний факультет,
редакційна колегія збірника
"Наукові записки ТДПУ. Серія: Біологія"

ЗМІСТ

РАДІОЕКОЛОГІЯ

<i>А.С. Белоконь, А.И. Дворецкий, О.А. Новицкая, Т.В. Лаврова</i> ХАРАКТЕРИСТИКА РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ АБИОТИЧЕСКИХ И БИОТИЧЕСКИХ КОМПОНЕНТОВ ЭКОСИСТЕМЫ ЗАПОРОЖСКОГО (ДНЕПРОВСКОГО) ВОДОХРАНИЛИЩА	3 3 3
<i>В.В. Беляев, Е.Н. Волкова</i> РОЛЬ КОМПОНЕНТ ВЫВЕДЕНИЯ ^{137}Cs В ФОРМИРОВАНИИ РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЫБ В ПРИДОННЫХ УСЛОВИЯХ	4 4
<i>Е.Н. Волкова, В.В. Беляев, З.О. Широкая, О.Л. Зарубин, Ю.М. Сытник, П.Г. Шевченко, А.Е. Каглян, В.А. Караныш</i> РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ИХТИОФАУНЫ УКРАИНЫ НА СОВРЕМЕННОМ ЭТАПЕ	6 6
<i>Д.И. Гудков, В.В. Деревец, М.И. Кузьменко, А.Б. Назаров</i> РАДИОНУКЛИДЫ ^{238}Pu , $^{239} + ^{240}\text{Pu}$ И ^{241}Am В КОМПОНЕНТАХ ОЗЕРНЫХ БИОЦЕНОЗОВ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС	8 8
<i>О.Л. Зарубин, А.А. Залисский, Д.В. Лукашев, Л.А. Головач, В.А. Лактионов</i> НЕРАВНОМЕРНОСТЬ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ОСНОВНЫХ КОМПОНЕНТАХ РЕКИ ПРИПЯТЬ НА ТЕРРИТОРИИ 30-КМ ЗОНЫ ЧАЭС	11 11
<i>О.С. Каглян, В.Г. Кленус, В.В. Беляев, Ю.Б. Набиванець, Л.І. Яблонська, Л.П. Юрчук</i> НАКОПИЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ ГІДРОБІОНТАМИ — МОЛЮСКАМИ ТА РИБОЮ В ВОДОЙМАХ ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ	12 12
<i>О.С. Каглян, В.Г. Кленус, В.В. Беляев, Ю.Б. Набиванець, М.І. Кузьменко, Л.І. Яблонська, Л.П. Юрчук</i> ДИНАМІКА ВМІСТУ ^{137}Cs І ^{90}Sr В ГІДРОБІОНТАХ: ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИНАХ ВОДОЙМ 30-ТИ КМ ЗОНИ ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ АЕС	14 14
<i>В.Г. Кленус, Ю.М. Сытник, О.С. Каглян, В.В. Беляев</i> РАДІОЕКОЛОГІЧНЕ ВИВЧЕННЯ ВОДОЙМ МІСЬКОЇ ЗОНИ КИСВА	17 17
<i>М.І. Кузьменко, Д.І. Гудков, І.В. Паньков</i> РАДІОНУКЛІДИ ТА ЇХ ЕКОЛОГІЧНЕ ЗНАЧЕННЯ У ВОДОЙМАХ УКРАЇНИ	19 19
<i>М.Г. Мардаревич, Д.І. Гудков, В.В. Беляев</i> МОДИФІКУЮЧИЙ ВПЛИВ ^{90}Sr НА ДІО Pb^{2+} В УМОВАХ ЕКСПЕРИМЕНТУ З ВИКОРИСТАННЯМ ГІЛЛЯСТОВУСИХ РАКОПОДІБНИХ <i>Daphnia magna</i> STRAUS	21 21
<i>Д.П. Марчолене, Д.Е. Монтвидене</i> РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ И ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ РАСТЕНИЙ В ПРЕСНОВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЕ	24 24
<i>А.О. Чернышева</i> РЕАКЦИЯ ТКАНЕВЫХ И КЛЕТОЧНЫХ СТРУКТУР ПЛАНАРИЙ НА ХРОНИЧЕСКОЕ ОБЛУЧЕНИЕ МАЛОЙ МОЩНОСТИ	25 25
<i>Н.Л. Шевцова</i> ОЦЕНКА ДОЛЕВОГО УЧАСТИЯ РАДИОНУКЛИДНОГО И ХИМИЧЕСКОГО КОМПОНЕНТОВ ПРИ ИХ КОМПЛЕКСНОМ ВЛИЯНИИ НА ПРЕСНОВОДНЫЕ ВОДОРΟΣЛИ	27 27
<i>З.О. Широка, О.М. Волкова, В.В. Беляев, В.А. Караныш</i> РОЗПОДІЛ ДОВГОЖИВУЧИХ РАДІОНУКЛІДІВ МІЖ НАДЗЕМНОЮ ТА ПІДЗЕМНОЮ ЧАСТИНАМИ ПОВІТРЯНО-ВОДНИХ РОСЛИН	28 28
<i>В.И. Щербак</i> ФИТОПЛАНКТОН И ЕГО РОЛЬ В МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ЭКОСИСТЕМАХ С ПОВЫШЕННЫМ РАДИОАКТИВНЫМ ЗАГРЯЗНЕНИЕМ	30 30

ФІЗІОЛОГІЯ, БІОХІМІЯ І БІОФІЗИКА ВОДНИХ ТВАРИН

<i>Л.В. Анцупова, В.К. Головенко, Е.М. Руснак</i> БИОХИМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ЧЕРНОМОРСКОЙ МИДИИ ИСКУССТВЕННЫХ И ЕСТЕСТВЕННЫХ СУБСТРАТОВ И ИХ СРЕДЫ ОБИТАНИЯ	32 32
---	----------

<i>В.О. Арсан</i> ВМІСТ АДЕНОЗИННУКЛЕОТИДІВ У ТКАНИНАХ КОРОПА ЗА ДІЇ ЙОНІВ МІДІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА.....	33
<i>Д.А. Вискушенко, М.Є. Минюк, Т.В. Черномаз, О.М. Василенко</i> ВПЛИВ ІНВАЗІЇ НА ДЕЯКІ ТЕСТ-ФУНКЦІЇ МОЛЮСКІВ.....	35
<i>В.В. Грубінко</i> СИСТЕМНА ОЦІНКА МЕТАБОЛІЧНИХ АДАПТАЦІЙ У ГІДРОБІОНТІВ	36
<i>О.Н. Давыдов, Н.М. Исаева, Л.Я. Куровская, Ю.Д. Темниханов, Р.Е. Базеев</i> ПРОЦЕСС КАНЦЕРОГЕНЕЗА У ГИДРОБИОНТОВ (ОСНОВНЫЕ ИТОГИ И ПРОБЛЕМЫ ИЗУЧЕНИЯ).....	39
<i>О.Н. Давыдов, Н.М. Исаева, Л.Я. Куровская, Ю.Д. Темниханов, Р.Е. Базеев</i> РОЛЬ ГИДРОБИОНТОВ В ОНКОЭКОЛОГИЧЕСКОМ МОНИТОРИНГЕ	41
<i>Р.П. Кандюк</i> СТЕРИНЫ НЕКОТОРЫХ РАКООБРАЗНЫХ И ПЕРСПЕКТИВЫ ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ	42
<i>Г.Є. Киричук, А.А. Ленартович</i> ОСОБЛИВОСТІ ЛОКОМОЦІЇ ВІЙОК МИГОТЛИВОГО ЕПІТЕЛІУ У ПРІСНОВОДНИХ МОЛЮСКІВ.....	44
<i>Г.Є. Киричук, І.О. Першко</i> ОСОБЛИВОСТІ КУМУЛЯЦІЇ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ОРГАНІЗМІ ПРІСНОВОДНИХ МОЛЮСКІВ.....	45
<i>В.Ф. Коваленко, Л.С. Кіпніс, О.В. Миролюбова</i> ВПЛИВ КАЛЬЦІУ НА СТІЙКІСТЬ ОРГАНІЗМУ РИБ ДО ДІЇ ТОКСИЧНИХ РЕЧОВИН У ВОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ.....	47
<i>В.Ф. Коваленко, Н.О. Могилевич, О.В. Миролюбова</i> КІЛЬКІСНЕ СПІВВІДНОШЕННЯ ПРОЦЕСІВ ОБМІНУ РЕЧОВИН — БІОЛОГІЧНИЙ ТЕСТ ФУНКЦІОНАЛЬНОГО СТАНУ ГІДРОБІОНТІВ	49
<i>В. О. Коваль, Б. В. Яковенко</i> ГЛЮКОЗО-6-ФОСФАТАЗНА АКТИВНІСТЬ В ПЕЧІНЦІ ТА БЛИХ М'ЯЗАХ КОРОПА В ПЕРІОД ЗИМОВОГО ГОЛОДУВАННЯ ТА ПІД ВПЛИВОМ ТОКСИКАНТІВ	51
<i>В.В. Кривошиша, А.О. Жиденко</i> СЕЗОННІ ОСОБЛИВОСТІ ФУНКЦІОНАЛЬНОЇ АКТИВНОСТІ НЕРВОВОЇ ТКАНИНИ КОРОПА.....	52
<i>А.В. Романенко</i> ВИТАМИН В ₁ ВОДНОЙ СРЕДЫ И ЕГО НЕЙРОТРОПНАЯ РОЛЬ У ГИДРОБИОНТОВ.....	54
<i>О.В. Романенко</i> АКТУАЛЬНІСТЬ ВИВЧЕННЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ В СИСТЕМІ ФАХОВОЇ ПІДГОТОВКИ ЛІКАРЯ.....	55
<i>Л.К. Себах, Т.М. Панкратова, О.А. Петренко</i> КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОД И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ КЕРЧЕНСКОГО ПРЕДПРОЛИВЬЯ ЧЕРНОГО МОРЯ.....	57
<i>Н.А. Сидоров, А.А. Алексеенко, Д.И. Балачук</i> СТАНДАРТНЫЙ ОБМЕН АМПУЛЯРИИ.....	59
<i>Ю.А. Силкин, Е.Н. Силкина</i> ВЛИЯНИЕ ГИПОКСИИ НА ПОКАЗАТЕЛИ КРОВИ У МОРСКИХ РЫБ С РАЗНОЙ ПЛАВАТЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТЬЮ.....	60
<i>А.С. Смольский</i> ПОСТТРАНСЛЯЦИОННЫЕ МОДИФИКАЦИИ БЕЛКОВ КРОВИ РЫБ ПРИ ЭКСТРЕМАЛЬНЫХ ВОЗДЕЙСТВИЯХ ФАКТОРОВ ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ	61
<i>Я. Шивокене, Л. Мицкене, Г. Воверене, Р. Янкаускаене</i> МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ В ЭКОСИСТЕМЕ ПИЩЕВАРИТЕЛЬНОГО ТРАКТА ГИДРОБИОНТОВ.....	62
<i>Г.Е. Шульман</i> ФИЗИОЛОГО-БИОХИМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ЧЕРНОМОРСКИХ ГИДРОБИОНТОВ НА РУБЕЖЕ XXI СТОЛЕТИЯ.....	64
<i>Л.М. Янович, Г.Є. Киричук, Р.Р. Тарасюк, А.Б. Джигора, Н.М. Бовсунівська</i> АКТИВНІСТЬ ФЕРМЕНТІВ ПЕРЕАМІНУВАННЯ У ОРГАНІЗМІ МОЛЮСКІВ	65

ФІЗІОЛОГІЯ, БІОХІМІЯ ТА БІОФІЗИКА ВОДНИХ РОСЛИН І МІКРООРГАНІЗМІВ

<i>І. Башмакова</i> СУЧАСНИЙ СТАН БІОРІЗНОМАНІТТЯ ТА СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА БАКТЕРІОПЛАНКТОНУ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ	68
<i>О.В. Борисова, Н.Я. Тиберкевич</i>	

ОСОБЛИВОСТІ РОЗВИТКУ БАКТЕРІЙ-СУПУТНИКІВ В ПРОЦЕСІ РОСТУ КУЛЬТУРИ ВОДРОСЛІ <i>SCENEDESMUS ACUTUS MEYEN</i> IBASU A-251	69
<i>Д.В. Бородин</i> К ВОПРОСУ О МЕТОДИКЕ СТИМУЛЯЦИИ БИОЛЮМИНЕСЦЕНЦИИ ДИНОФИТОВЫХ ВОДРОСЛЕЙ	71
<i>Н.А. Давидович</i> СОЧЕТАНИЕ ИНБРЕДНОГО И АУТБРЕДНОГО СКРЕЩИВАНИЯ В СИСТЕМЕ РАЗМНОЖЕНИЯ ДИАТОМОВОЙ ВОДРОСЛИ <i>NITZSCHIA LONGISSIMA</i>	72
<i>Ю.П. Зайцев, Д.А. Нестерова, Е.М. Руснак</i> КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ СООТНОШЕНИЯ «ХЛОРОФИЛЛ — ФИТОПЛАНКТОН» В ЕВТРОФНЫХ ВОДАХ ЧЕРНОГО МОРЯ	73
<i>Г.А. Карпова, Т.Н. Середа</i> ВЫСШАЯ ВОДНАЯ РАСТИТЕЛЬНОСТЬ И ФИТОПЛАНКТОН Р. ДЕСНА И ВОДОЕМОВ ЕЕ ПОЙМЫ (ТРАНСГРАНИЧНЫЙ УЧАСТОК).....	75
<i>Н.И. Кирпенко, Е.И. Комаренко</i> МОРФОЛОГИЧЕСКАЯ И БИОХИМИЧЕСКАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ <i>SPIRULINA PLATENSIS</i> (NORDST.) GEITL.	76
<i>Н.В. Кондратьева</i> О ПОДХОДАХ К ОТБОРУ ВИДОВ ВОДРОСЛЕЙ УКРАИНЫ, ПОДЛЕЖАЩИХ ПЕРВООЧЕРЕДНОЙ ОХРАНЕ	78
<i>М.Н. Косенко</i> СЕЗОННЫЕ РЯДЫ ФУНКЦИОНАЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ МАКРОФИТОВ ОДЕССКОГО ЗАЛИВА	79
<i>А.В. Курейшев, Н.И. Кирпенко, К.П. Калениченко</i> К ВОПРОСУ О МЕХАНИЗМАХ ФОРМИРОВАНИЯ РОВ	81
<i>В.А. Медведь, П.Д. Клоченко</i> ОЦЕНКА ВЗАИМОСВЯЗИ МЕЖДУ СОДЕРЖАНИЕМ ОБЩЕГО АЗОТА ВО ВЗВЕСЯХ И КОЛИЧЕСТВЕННЫМИ ХАРАКТЕРИСТИКАМИ ФИТОПЛАНКТОНА КРЕМЕНЧУГСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	83
<i>Д.В. Микулич, Л.И. Бойко, Л.В. Анцупова</i> ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ШТОРМОВЫХ ВЫБРОСОВ ГИПЕРГАЛИННОГО ФИТОПЛАНКТОНА СИВАША — РЕАЛЬНЫЙ ФАКТОР ПРЕДОТВРАЩЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО УЩЕРБА.....	84
<i>Г.Г. Миничева</i> ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ МОРФОФУНКЦИОНАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ	85
<i>Н.В. Миронова</i> ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ГРАЦИЛЯРИИ (ОБЗОР)	87
<i>А.П. Ольштынская</i> РАЗНООБРАЗИЕ И ПАЛЕОЭКОЛОГИЯ ДИАТОМОВЫХ ВОДРОСЛЕЙ В НЕОГЕНОВЫХ БАСЕЙНАХ ЧЕРНОМОРСКОГО РЕГИОНА	88
<i>Е.М. Руснак</i> ДИНАМИКА ХЛОРОФИЛЛА “А” ФИТОПЛАНКТОНА ОДЕССКОГО ПОБЕРЕЖЬЯ	90
<i>О.Й. Сакевич, О.В. Кристаль</i> МЕТАБОЛИТИ АЛКАЛОЇДНОЇ ПРИРОДИ ДЕЯКИХ ВИДІВ ПРІСНОВОДНИХ ВОДРОСТЕЙ.....	91
<i>И.М. Серикова</i> ИЗУЧЕНИЕ МЕХАНИЗМОВ ФОРМИРОВАНИЯ ТОНКОЙ СТРУКТУРЫ ПОЛЯ БИОЛЮМИНЕСЦЕНЦИИ В РАЙОНЕ ПОДВОДНОЙ ВОЗВЫШЕННОСТИ.....	93
<i>Л.Я. Сіренко, Т.В. Паршикова</i> ДОСВІД ЗАСТОСУВАННЯ КЕРОВАНОГО ФОТОСИНТЕЗУ НА ОСНОВІ МІКРОВОДРОСТЕЙ	94
<i>О.П. Сорочинський, Л.Я. Сіренко, Е.Л. Звенигородський</i> НОВИЙ МЕТОД ДИСТАНЦІЙНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ЕКОСИСТЕМ ВОДНИХ РОСЛИН НА БАЗІ ВИДІЛЕННЯ ТОРСІОННОЇ КОМПОНЕНТИ АЕРОКОСМІЧНИХ ЗНІМКІВ.....	96
<i>О.М. Усенко, О.Й. Сакевич</i> ФОТОСИНТЕЗУЮЧІ ГІДРОБІОНТИ ЯК ЧИННИК ФОРМУВАННЯ ЕКЗОГЕННИХ ФЕНОЛЬНИХ СПОЛУК ВОДОСХОВИЩ ДНІПРА	97

АКВАКУЛЬТУРА, МАРІКУЛЬТУРА. КУЛЬТИВУВАННЯ ВОДНИХ ОРГАНІЗМІВ

<i>Е.Г. Воля, В.Е. Рыжко</i> ПИТАНИЕ ЛИЧИНОК КЕФАЛИ ПИЛЕНГАСА В ПЕРИОД ПРОХОЖДЕНИЯ МЕТАМОРФОЗА.....	100
<i>В.И. Губанов, Е.А. Куфтаркова, Н.П. Ковригина, Н.П. Клименко</i>	

ОСОБЕННОСТИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА РАЙОНОВ МАРИКУЛЬТУРЫ.....	102
<i>Ю.Г. Крот, Т.И. Леконцева</i> ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ РАБОТЫ БИОФИЛЬТРА С ВОДНЫМИ МАКРОФИТАМИ ПРИ ВЫРАЩИВАНИИ РЫБ	102
<i>Ю.Г. Крот, С.М. Малина</i> ТЕХНІКО-ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ РЕГУЛЬОВАНИХ СИСТЕМ ЖИТТЄЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ДЛЯ ШТУЧНОГО ВІДТВОРЕННЯ РИБ.....	104
<i>В.И. Лисовская, Г.В. Иванович, В.В. Адобовский</i> БИОХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ, ПИЩЕВАЯ И ЛЕЧЕБНО-ПРОФИЛАКТИЧЕСКАЯ ЦЕННОСТЬ МИДИЙ, ВЫРАЩЕННЫХ В СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ	106
<i>І.М. Шерман, В.Ю. Шевченко, В.О. Корнієнко</i> СУЧАСНИЙ СТАН, ПЕРСПЕКТИВИ ВПРОВАДЖЕННЯ В АКВАКУЛЬТУРУ УКРАЇНИ ВЕСЛОНОСА ТА ПОПЕРЕДНІ РЕЗУЛЬТАТИ ЙОГО ВІДТВОРЕННЯ	108

САНІТАРНА ТА ТЕХНІЧНА ГІДРОБІОЛОГІЯ. ЯКІСТЬ ВОДИ

<i>А.Ю. Акулов, Д.В. Леонтьев</i> ПРОБЛЕМЫ ИДЕНТИФИКАЦИИ НИЗШИХ ГРИБОПОДОБНЫХ ГИДРОБИОНТОВ	110
<i>С.А. Афанасьев, С.Д. Щербак, Ю.Ф. Громова</i> РАЗРАБОТКА ТЕХНОЛОГИИ БОРЬБЫ С БИОПОМЕХАМИ НА ИРПЕНСКОЙ НАСОСНОЙ СТАНЦИИ.....	112
<i>С.А. Баздёркина, Г.П. Емец</i> БАКТЕРИОПЛАНКТОН — ПОКАЗАТЕЛЬ КАЧЕСТВА СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ.....	113
<i>Н.А. Берлинский, Ю.И. Богатова, Г.П. Гаркавая</i> О РАЗВИТИИ ГИПОКСИИ В СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ В СОВРЕМЕННЫЙ ПЕРИОД.....	114
<i>М.В. Борисюк</i> ФИТОПЕРИФИТОН АЗОВСКОГО МОРЯ И ЕГО БИОИНДИКАЦИОННЫЕ ОСОБЕННОСТИ	116
<i>Л.П. Бучацький</i> КОНЦЕПЦІЯ ГІДРОБІОНТНИХ ОСЕРЕДКІВ ІНФЕКЦІЙНИХ ХВОРОБ.....	118
<i>Н.Ю. Васильева, Н.Н. Панченко</i> ИЗМЕНЕНИЯ САПРОБНОСТИ ВОДЫ ДНЕСТРОВСКОГО ЛИМАНА.....	119
<i>А.Ю. Варигин</i> ИЗМЕНЧИВОСТЬ СООТНОШЕНИЯ МЕЖДУ МАССОЙ МЯГКИХ ТКАНЕЙ И МАССОЙ РАКОВИНЫ У ЧЕРНОМОРСКИХ МИДИЙ.....	120
<i>Н.М. Гаранько</i> АНАЛІЗ ЦИТОГЕНОТОКСИЧНОЇ ДІЇ ВОДНИХ РОЗЧИНІВ ОРГАНІЧНИХ ТА НЕОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН ЗА ДОПОМОГОЮ МІКРОЯДЕРНОГО ТЕСТУ ТА ЯДЕРЦЕВОГО БІОМАРКЕРУ	121
<i>М.В. Гельмбольдт</i> ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ МОРСКИХ КЛЕЩЕЙ (HALACARIDAE:ACARI) НЕКОТОРЫХ ЛИМАНОВ СЕВЕРНОГО ПРИЧЕРНОМОРЬЯ	122
<i>Н.П. Гришичева</i> ГИДРОИДЫ, КАК ЭПИБИОНТЫ МОРСКОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ.....	123
<i>Н.Е. Гуляков, С.Ю. Косенко</i> О ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ РАНГОВОЙ КОРРЕЛЯЦИИ КОЭФФИЦИЕНТА (Ps) СПИРМЕНА ПРИ АНАЛИЗЕ КАЧЕСТВА ПРИБРЕЖНЫХ ВОД ПО ДИАТОМОВЫМ ОБРАСТАНИЯМ	124
<i>Т.В. Догадина, О.С. Горбулин, И.В. Оксинчук</i> САНИТАРНОЕ СОСТОЯНИЕ ЖУРАВЛЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО ДАННЫМ АЛЬГОФЛОРИСТИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ (1977-1999 гг.).....	126
<i>С.Е. Дятлов, А.Г. Петросян</i> ТОКСИКОДИАГНОСТИКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ УКРАИНСКОГО УЧАСТКА Р. ДУНАЙ ЦИАНИДАМИ И ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ ВЕСНОЙ 2000 г.	127
<i>С.Е. Дятлов</i> МИКРОБИОТЕСТЫ: НОВЫЙ ПОДХОД В ОЦЕНКЕ ТОКСИЧНОСТИ ВОДНОЙ СРЕДЫ	128
<i>А.П. Золотницкий</i> О СООТНОШЕНИИ ГЕНЕРАТИВНОЙ ПРОДУКЦИИ И РЕПРОДУКТИВНОГО УСИЛИЯ У МОРСКИХ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ	130
<i>П.Я. Килочицкий, О.В. Полковенко</i> МИКРОСПОРИДИИ ЦИКЛОПОВ КИЕВСКОЙ И ЧЕРНИГОВСКОЙ ОБЛАСТЕЙ	131

<i>О.М. Коцар, Ю.Г. Крот, Л.С. Кінніс, Т.І. Леконцева</i> ВИКОРИСТАННЯ ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИН ДЛЯ КОНДИЦІОНУВАННЯ ЗВОРОТНИХ ВОД В ЗАКРИТОМУ БІОПЛАТО ГІДРОПОННОГО ТИПУ	133
<i>Д.В. Леонтьев</i> БИОИНДИКАЦИЯ СОСТОЯНИЯ КОНТИНЕНТАЛЬНЫХ ВОДОЕМОВ УКРАИНЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ЗОЛОТИСТЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ.....	134
<i>Г.В. Лосовская</i> ХАРАКТЕРИСТИКИ ЗООБЕНТОСА КАК ИНДИКАТОРЫ КАЧЕСТВА СРЕДЫ ЧЕРНОГО МОРЯ.....	136
<i>Д.В. Лукашов</i> ВПЛИВ ТЕМПЕРАТУРНОГО РЕЖИМУ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ АЕС НА ІНТЕНСИВНІСТЬ ФІЛЬТРАЦІЙНОЇ АКТИВНОСТІ ДВОСТУЛКОВИХ МОЛЮСКІВ	137
<i>Р.К. Мельниченко, О.В. Гарбар, А.П. Стадниченко, Л.Д. Іваненко</i> ПОЛІПЛОДІЯ І АНЕУПЛОДІЯ В РОДИНІ ПЕРЛІВНИЦЕВИХ (MOLLUSCA, BIVALVIA, UNIONIDAE) І ЇЇ МОЖЛИВЕ ВИКОРИСТАННЯ ДЛЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДОЙМ.....	139
<i>И.Г. Орлова, В.Н. Коморин</i> ОЦЕНКА ОБЩЕГО УРОВНЯ ХИМИЧЕСКОЙ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ЭКОСИСТЕМ ЧЕРНОГО И АЗОВСКОГО МОРЕЙ.....	141
<i>Е.В. Павлова</i> НОВЫЙ ПОДХОД ПРИ ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ И ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ВОДНЫХ АКВАТОРИЙ	142
<i>А.В. Празукин</i> ПРИРОДНЫЕ И ИСКУССТВЕННЫЕ ВОДНЫЕ БИОКОСНЫЕ ФИТОСИСТЕМЫ (СТРУКТУРА, ФУНКЦИЯ, УПРАВЛЕНИЕ)	144
<i>А.А. Протасов</i> ФЕНОТИПИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА ПОПУЛЯЦИИ ДРЕЙССЕНЫ В ОЗЕРНОЙ СИСТЕМЕ — ОХЛАДИТЕЛЕ ТЭС.....	145
<i>О.М. Савицька, Ю.М. Забитівський</i> СУЧАСНИЙ ГІДРОХІМІЧНИЙ СТАН ОЗЕР ПІСОЧНЕ ТА ПЕРЕМУТ ШАЦЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ	146
<i>А.А. Силаева</i> ЗООБЕНТОС ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ С РАЗЛИЧНОЙ ТЕРМИЧЕСКОЙ НАГРУЗКОЙ.....	147
<i>О.О. Синецкина, Б. Здановский, А.А. Протасов</i> МЕЖГОДОВАЯ ДИНАМИКА ПОПУЛЯЦИОННЫХ ХАРАКТЕРИСТИК ДРЕЙССЕНЫ В КОНИНСКОЙ СИСТЕМЕ ОЗЕР (ПОЛЬША) ПРИ РАЗЛИЧНЫХ УРОВНЯХ ТЕРМИЧЕСКИХ НАГРУЗОК.....	149
<i>В.І. Сопік, В.В. Гончарук</i> ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ, ОБРОБЛЕНОЇ В ЕЛЕКТРОЛІЗЕРІ, З ЗАЛУЧЕННЯМ БІОТЕСТУВАННЯ	150
<i>М. Soroka</i> GENETIC STRUCTURE OF THE INVADING SPECIES OF MOLLUSC, <i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas) FROM POLAND.....	152
<i>Ю.О. Стойка Н.М. Гаранько, В.В. Архипчук</i> РОЗРОБКА ПРИЖИТТЄВОГО МІКРОЯДЕРНОГО ТЕСТУ НА РИБАХ	153
<i>О.М. Таран, В.Л. Долинський, Ю.В. Плігін</i> НЕТРАДИЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ РЕГУЛЮВАННЯ РУСЕЛ МАЛИХ РІЧОК І РОЗШИРЕННЯ ЇХ ЕКОТОННИХ ЗОН.....	154
<i>І.С. Хамар</i> МІКРОЕКОСИСТЕМИ У БІОІНДИКАЦІЇ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДОЙМ	156
<i>Т.Ф. Шевченко</i> МОРФОЛОГІЧНІ АНОМАЛІЇ У ВОДОРΟΣТЕЙ ЯК ПОКАЗНИК ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДОЙМ.....	157
<i>Л.В. Ємельянова</i> ОСОБЛИВОСТІ ВИДОВОГО РІЗНОМАНІТТЯ УГРУПОВАНЬ ГАММАРИД В УМОВАХ САСИКСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	159

ІХТІОЛОГІЯ, СТАВОВЕ, ОЗЕРНЕ ТА ЛИМАННЕ РИБНИЦТВО

<i>Т.Л. Олексенко, Б.И. Правоторов</i> СОСТОЯНИЕ ЗАПАСОВ И ХАРАКТЕР ПИТАНИЯ ПОЛУПРОХОДНЫХ БЕНТОСОЯДНЫХ РЫБ ДНЕПРОВСКО-БУГСКОЙ УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ.....	161
---	-----

<i>А.Г. Антоновский, Д.С. Жигирь, Н.А. Биба, В.А. Демченко, И.С. Митяй</i> СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ КОРМОВОЙ БАЗЫ БЫЧКОВЫХ МОЛОЧНОГО ЛИМАНА И ПРИЛЕГАЮЩЕЙ ЗОНЫ АЗОВСКОГО МОРЯ.....	162
<i>Ю.Е. Битюкова, Н.К. Ткаченко, А.Н. Ханайченко, О.В. Пантелеева</i> РАЗВЕДЕНИЕ МОЛОДИ ЧЕРНОМОРСКОЙ КАМБАЛЫ КАЛКАНА: ЗАДАЧИ, ПЕРСПЕКТИВЫ, РАЗРАБОТАННАЯ ТЕХНОЛОГИЯ.....	164
<i>М.А. Винникова</i> СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ИХТИОПЛАНКТОНА ОДЕССКОГО ЗАЛИВА.....	165
<i>А.Н. Волошкевич</i> ПЛОДОВИТОСТЬ ОСНОВНЫХ ПРОМЫСЛОВЫХ РЫБ р. ДУНАЙ И САСЬКСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА	167
<i>Л.І. Вятчаніна</i> ОСОБЛИВОСТІ ПРИРОДНОГО ВІДТВОРЕННЯ РИБ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ТА ПРОВІДНІ ФАКТОРИ, ЩО ОБУМОВЛЮЮТЬ ЙОГО ЕФЕКТИВНІСТЬ.....	168
<i>Г.В. Зуев, А.Р. Болтачев, М.В. Чесалин, Е.Б. Мельникова</i> ВНУТРИВИДОВАЯ ДИФФЕРЕНЦИАЦИЯ ЧЕРНОМОРСКИХ РЫБ — НОВОЕ НАПРАВЛЕНИЕ ИССЛЕДОВАНИЙ ИНБИОМ.....	170
<i>Ю.В. Квач, В.В. Заморов</i> ПИТАНИЕ БЫЧКА-КРУГЛЯКА <i>NEOGOBIVUS MELANOSTOMUS</i> (PALLAS) В ОДЕССКОМ ЗАЛИВЕ НА УЧАСТКАХ С ГИДРОТЕХНИЧЕСКИМИ СООРУЖЕНИЯМИ	171
<i>О.П. Кирилюк, Н.И. Гончаренко, В.Л. Долинский</i> ОСОБЕННОСТИ БИОЛОГИЧЕСКОЙ СТРУКТУРЫ НЕРЕСТОВЫХ ПОПУЛЯЦИЙ НЕКОТОРЫХ КАРПОВЫХ ВИДОВ РЫБ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС	173
<i>М.А. Любарець</i> ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ПАСОВИЩНОГО РИБНИЦТВА.....	175
<i>В.О. Максимович</i> ОСОБЛИВОСТІ МОРФОЛОГІЇ ЛЯЩА (<i>ABRAMIS BRAMA L.</i>) СЕРЕДНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА.....	176
<i>О.В. Онученко, О.М. Третьак</i> ПЕРШИЙ ДОСВІД ШТУЧНОГО ВІДТВОРЕННЯ ВЕСЛОНОСА В УКРАЇНІ	177
<i>О.В. Онученко, О.В. Кулішов, О.М. Третьак</i> ВИРОЩУВАННЯ ЦЬОГОЛІТОК ВЕСЛОНОСА В СТАВАХ ЛІСОСТЕПОВОЇ ЗОНИ	178
<i>О.С. Потрохов, О.Г. Зінковський, Л.І. Стеценко</i> ВИРОЩУВАННЯ ТА ЖИВЛЕННЯ ЧОРНОГО АМУРА В СТАВКАХ ЛІСОСТЕПОВОЇ ЗОНИ УКРАЇНИ.....	178
<i>Б.И. Правоторов</i> К ВОПРОСУ О ИНТРОДУКЦИИ РАСТИТЕЛЬНОЯДНЫХ РЫБ В НИЗОВЬЯ ДНЕПРА.....	180
<i>Д.А. Ровнин, В.А. Малаховский</i> СРАВНЕНИЕ НЕКОТОРЫХ ОСОБЕННОСТЕЙ РАЗВИТИЯ ВСЕЛЕНЦА-ПИЛЕНГАСА (<i>MUGIL SO-IUY BASILEWSKY, 1855</i>) В ХАДЖИБЕЙСКОМ ЛИМАНЕ	181
<i>М.В. Сабодаш, А.О. Циба, А.О. Ткаченко</i> ВИДОВИЙ СКЛАД ІХТІОФАУНИ РІЧКИ СТУГНА.....	183
<i>В.М. Сабодаш</i> ОСНОВНІ ЕКОЛОГІЧНІ ПРИНЦИПИ Й НАПРЯМКИ ОХОРОНИ ТА РАЦІОНАЛЬНОГО ВИКОРИСТАННЯ ІХТІОФАУНИ ВОДОЙМ УКРАЇНИ.....	184
<i>Н.С. Северенчук, Л.И. Стеценко</i> ПИТАНИЕ И ПИЩЕВЫЕ ОТНОШЕНИЯ МОЛОДИ РЫБ ДНЕПРОВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ	186
<i>Н.А. Скидан, І.С. Митяй</i> ВІКОВА ЗМІНА ЕКСТЕНСИВНОСТІ ТА ІНТЕНСИВНОСТІ ІНВАЗІЇ АЗОВСЬКОЇ КАМБАЛИ- КАЛКАНА (<i>PSETTA MAXIMA TOROSA</i>) КИШЕЧНОЮ ЦЕСТОДОЮ <i>VOITRIACERHALUS</i> <i>GREGARIUS</i>	187
<i>О.М. Таран, В.Л. Долинський, Ю.В. Плігін</i> НОВІ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИСТКИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД	189
<i>Ю.Д. Темниханов</i> ОПУХОЛИ РЫБ ВИРУСНОЙ ЭТИОЛОГИИ.....	190
<i>В.О. Ткаченко, В.М. Сабодаш</i> ЗНАЧЕННЯ САСИЦЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ДЛЯ ФОРМУВАННЯ ІХТІОФАУНИ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ	192
<i>О.М. Третьак, А.В. Пекарський, П.В. Андрійшин</i> ПІДРОЩУВАННЯ ЛИЧИНОК ВЕСЛОНОСА В ПЛАВУЧИХ САЖАЛКАХ.....	194
<i>М.І. Хиженяк</i>	

МІКРОБІОЛОГІЧНИЙ РЕЖИМ ЕКСПЛУАТОВАНОГО РЕАБІЛІТОВАНОГО СТАВУ	194
<i>Ю.М. Худіяш</i> ВПЛИВ N-ОКСИДУ 2, 6-ДИМЕТИЛПІРИДИНУ НА ЖИТТЄЗДАТНІСТЬ ІКРИ КОРОПА	196
<i>С.А. Хуторной</i> МАССОВЫЙ ЗАМОР РЫБЫ У БЕРЕГОВ ОДЕССЫ ЛЕТОМ 2000 г.	197
<i>П.Г. Шевченко, Ю.М. Ситник, В.І. Матейчик</i> ВИВЧЕННЯ СКЛАДУ ІХТІОФАУНИ МЕЖИРІЧЧЯ ПРИП'ЯТІ ТА СТОХОДУ	198
<i>П.Г. Шевченко, Ю.М. Ситник, Р.М. Семенюк, В.В. Степура</i> ДО ПИТАННЯ ПРО ВИВЧЕННЯ ІХТІОФАУНИ ВОДОЙМ МІСЬКОЇ ЗОНИ КИСВА	200
<i>І.М. Шерман, Г.П. Краснощок, Ю.В. Пилипенко, Л.В. Борткевич, С.В. Кутіцев</i> ПОЛІПШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ ВОДОЙМ ЗОНИ ТРИГАЦІЇ ЗАСТОСУВАННЯМ ПАСОВИЩНОЇ АКВАКУЛЬТУРИ	202
МЕТОДОЛОГІЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ. УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ. МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ	
<i>А.Д. Андреев</i> КОНЦЕПЦИЯ РЕЗИСТЕНТНОСТИ ЭКОСИСТЕМ С ПОЗИЦИЙ ОХРАНЫ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ	204
<i>А.Н. Волошкевич, Е.И. Жмуд, М.Е. Жмуд</i> ПРИРОДООХРАННЫЕ АСПЕКТЫ КОММЕРЧЕСКОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ТРОСТНИКА В ДУНАЙСКОМ БИОСФЕРНОМ ЗАПОВЕДНИКЕ	206
<i>П. Гориап, В. И. Мединец</i> ИНТЕГРИРОВАННЫЙ ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРИДУНАЙСКИХ ОЗЕР И БАСЕЙНА ИХ ВОДОСБОРА: СТРАТЕГИЯ, ПРОГРАММА И МЕТОДОЛОГИЯ	207
<i>Й.В. Гриб</i> КОНЦЕПЦІЯ УПРАВЛІННЯ СТАНОМ ПОРУШЕНИХ РІЧКОВИХ МЕГАЕКОСИСТЕМ	209
<i>С.С. Дубняк, К. М. Цапліна, О. О. Кузько</i> ВПЛИВ ПОПУСКІВ ГЕС НА КИСНЕВИЙ РЕЖИМ МІЛКОВОДЬ РІЧКОВИХ ДІЛЯНОК ВОДОСХОВИЩ	211
<i>В.С. Полищук, Н.Г. Александрова, А.В. Полищук</i> ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ПЕРЕМЕЩЕНИЯ ГРУНТОВ НА АБИОТИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ И КАЧЕСТВО ВОДЫ ДНЕПРОВСКО-БУГСКОГО ЛИМАНА	213
<i>Е.П. Плазий, О.В. Тимченко</i> ТРАНСФОРМАЦИЯ ПОПУСКОВЫХ ВОЛН ГЭС КАК ФАКТОР ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМ РЕЧНЫХ УЧАСТКОВ ДНЕПРОВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ	214
<i>О.М. Таран, В.Л. Долинський, Ю.В. Плігін</i> НОВІ ТЕХНОЛОГІЇ ПІДВИЩЕННЯ РИБОПРОДУКТИВНОСТІ ВОДОСХОВИЩ	215
<i>В.М. Тімченко, С.І. Поташиник, О.Л. Оксіюк, К.В. Воцинський</i> ЕКОЛОГІЧНА ОПТИМІЗАЦІЯ РЕЖИМУ РОБОТИ КИЇВСЬКОЇ ТА КАНІВСЬКОЇ ГЕС	216
ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРІВ	219



Здано до складання 27.07.2001. Підписано до друку 04.09.2001. Формат 60 x 84/18. Папір друкарський.
Умовних друкованих аркушів — 21. Обліково-видавничих аркушів — 27,3. Замовлення № 77.
Тираж 300 прим. Видавничий відділ ТДПУ 46027, м. Тернопіль, вул. М. Кривоноса, 2
Свідоцтво про реєстрацію ТР №241, від 18.11.97