

Влияние токсикантов анионного типа на состояние тканей гепатопанкреаса живородки речной (*Viviparus viviparus* L.)

© 2026. Т. С. Дроганова¹, ст. преподаватель, А. А. Лазарева¹, магистрант, Л. В. Поликарпова¹, ст. преподаватель, Д. А. Арешидзе², к. б. н., зав. лабораторией, Н. В. Васильев¹, д. х. н., зав. кафедрой,
¹Государственный университет просвещения,
 105005, Россия, г. Москва, ул. Радио, д. 10А, стр. 2,
²«НИИМЧ им. акад. А.П. Авцына» ФГБНУ «РНЦХ им. акад. Б.В. Петровского»,
 117418, Россия, г. Москва, ул. Цюрупы, д. 3,
 e-mail: tatyana droganova@gmail.com

Исследовано действие повышенных концентраций экотоксикантов анионного типа (на примере нитрат- и арсенат-анионов) на морфофункциональное состояние ткани и активность кислых фосфатаз (КФ) гепатопанкреаса моллюска живородка речная (*Viviparus viviparus* L.). Изменение удельной активности кислой фосфатазы у моллюсков в тканях гепатопанкреаса свидетельствует о нарушении метаболизма у исследованных животных, что подтверждается при оценке морфофункционального состояния тканей. При действии нитрат-ионов отмечаются сравнительно небольшие фазы повышения и снижения удельной активности КФ (в 1,5 раза по сравнению с контрольными значениями). К 96 часам экспозиции активность фермента остаётся выше контрольных значений. Действие арсенат-ионов приводит к более выраженной патологии тканей и существенному изменению удельной активности фермента, которая не стабилизируется даже через 30 суток после удаления токсиканта из воды. Полученные данные могут быть использованы в эколого-биохимическом мониторинге загрязнений пресных вод.

Ключевые слова: эколого-биохимический мониторинг, гидробионты, живородка речная, кислая фосфатаза, активность ферментов, множественные формы ферментов, нитрат- и арсенат-анионы, морфофункциональное состояние.

Anionic toxicants' effect on *Viviparus viviparus* L. hepatopancreas tissues

© 2026. T. S. Droganova¹ ORCID: 0000-0002-8917-7392, A. A. Lazareva¹ ORCID: 0009-0000-3909-7549,
 L. V. Polikarpova¹ ORCID: 0000-0002-5459-3054, D. A. Areshidze² ORCID: 0000-0003-3006-6281,
 N. V. Vasiliev¹ ORCID: 0000-0002-8215-6687

¹Federal State University of Education,
 10A, building 2, Radio St., Moscow, Russia, 105005,

²Avtsyn Research Institute of Human Morphology of Federal state budgetary scientific institution "Petrovsky National Research Centre of Surgery",
 3, Tsurypa St., Moscow, Russia, 117418,
 e-mail: tatyana droganova@gmail.com

The effect of elevated concentrations of anionic ecotoxicants (using nitrate and arsenate anions as an example) on the morphofunctional state of tissue and the activity of acid phosphatases (AcP) in the *Viviparus viviparus* L. hepatopancreas was studied. It was found that the phases of AcP activity after exposure to the nitrate and arsenate ions do not coincide with those in the control. Changes in the specific activity of acid phosphatase in the tissues of the hepatopancreas of mollusks were not accompanied by a change in the number of multiple forms and indicated a metabolic disorder in the animals studied. The latter was confirmed by an assessment of the tissues morphofunctional state. When exposed to nitrate anions, there are relatively small phases of increase and decrease in the specific activity of AcP (by 1.5 times compared to the control values). The enzyme activity remains above control values by 96 hours of exposure. Morphological changes are heterogeneous – some epithelial cells are necrotic, in some sites the epithelial cells are hypertrophied, vacuolated, but not destroyed. The exposure to arsenate anions leads to more pronounced tissue pathology (the nuclei of epithelial cells are at different stages of destruction, the tubules are deformed or destroyed, the stroma grows) and a

significant change in enzyme specific activity, which does not stabilize even 30 days after the toxicant removal from the water. The AcP activity in *V. viviparus* can be a marker of toxic effects on living organisms in ecological and biochemical monitoring of freshwater pollution.

Keywords: ecological and biochemical monitoring, aquatic organisms, *Viviparus viviparus*, acid phosphatase, enzyme activity, multiple forms of enzymes, nitrate and arsenate anions, morphofunctional state.

Исследование состояния моллюсков средней полосы под воздействием экотоксикантов достаточно часто осуществлялось ранее на примерах катионов тяжёлых металлов и органических соединений [1–4]. Вместе с тем известно, что загрязнение водоёмов токсикантами анионного типа является не менее серьёзной и частой экологической проблемой. Среди таких анионов наиболее распространена нитрит-нитратная пара, а в некоторых случаях также арсенаты и арсениты. Содержание анионов в воде имеет сезонный характер и зависит от количества осадков и биогеоценотического равновесия [5–7]. Нитрит- и нитрат-ионы являются одним из факторов эвтрофирования водных объектов и превышение их концентраций может отражаться на физиологии, биохимии, морфологии водной биоты, изменять реакцию на другие стрессовые воздействия среды [8, 9]. Концентрация нитрат-ионов в водоёмах хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения составляет 45 мг/л согласно СанПиН 1.2.3685-21 «Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания».

Известно, что нитрит- и нитрат-ионы действуют на дыхательные пигменты, переносящие кислород (гемоцианин, гемоглобин), преобразуя их в окисленные формы, не способные связывать и транспортировать кислород [10, 11].

Мышьяк присутствует в водных экосистемах как в органической, так и в неорганических формах, которые обладают разной токсичностью для гидробионтов. В подземных и поверхностных водах он преимущественно существует в неорганической форме в виде As(III) (арсенит) и As(V) (арсенат), но в большинстве водных объектов преобладающей формой является арсенатная [12, 13]. Соотношение форм зависит от солёности, окислительно-восстановительного потенциала и биохимических процессов (биометилирование). Предельно допустимая концентрация (ПДК) подвижных форм мышьяка в водоёмах хозяйственно-питьевого и культурно-бытового назначения, согласно СанПиН 1.2.3685-21, составляет 0,01 мг/л, что является одним из

наиболее строгих нормативов для неорганических ионов.

Мышьяк поглощается гидробионтами в основном с пищей, и его токсичные неорганические соединения в организме способны связываться с металлотронеин-подобными белками или превращаться в органические формы, которые, как отмечают большинство исследователей, обладают низкой токсичностью и быстро выводятся из организма. Однако, исследования на рыбах *Siganus fuscescens*, *Acanthopagrus schlegeli* показали, что неорганические формы мышьяка биотрансформируются в арсенобетаин, который способствует накоплению общего количества мышьяка в тканях рыб [14, 15]. В литературе отмечено, что соединения As(III) обладают большей токсичностью для гидробионтов, чем соединения As(V), однако пентавалентный мышьяк в организме может превращаться в арсеноксид, имеющий более высокую токсичность. Токсическое действие на организмы обусловлено способностью связываться с SH-группами ферментов, приводя к их инактивации. В частности, ингибируются ДНК-полимераза и ферменты цикла трикарбоновых кислот. Многие авторы отмечают накопление мышьяка в печени и мышцах гидробионтов (морских брюхоногих моллюсков *Littorina littoralis*, *Nucella lapillus*) и промысловых рыб, таких как арктическая треска (*Arctogadus glacialis*), атлантическая треска (*Gadus morhua*), пикша (*Melanogrammus aeglefinus*), морской скорпион (*Myoxocephalus scorpius*), зеркальный памп (*Pampus argenteus*), горбыль (*Otolithes ruber*). Соединения мышьяка способны вызывать деструктивные изменения во внутренних органах рыб [16–19].

При рассмотрении литературных данных можно отметить невысокую изученность действия токсикантов анионного типа на моллюсков, распространённых в пресных водах Евразии, несмотря на их существенный вклад в биоценотические связи.

В связи с этим, целью работы стало изучение действия нитрат- и арсенат-ионов на динамику активности кислой фосфатазы (КФ) и морфофункциональное состояние тканей гепатопанкреаса пресноводных моллюсков живородка речная (*Viviparus viviparus* L.),

широко распространённого в центральной части Евразии вида гидробионтов.

Объекты и методы исследования

Сбор моллюсков *Viviparus viviparus* производился летом-осенью 2023 г. в прибрежной зоне Пестовского водохранилища (Московская область, г. о. Пушкинский, село Тишково, 56°05'11" с. ш., 37°44'20" в. д.). В течение 2-х недель моллюсков содержали в лабораторных аквариумах с постоянной аэрацией, наполненных водой, растениями и микроорганизмами с места сбора; температура поддерживалась близкой к естественной. Далее проводили токсикологический эксперимент. Моллюсков делили на контрольную и опытные группы. Опытные животные содержались в воде с добавлением токсикантов в течение 96 часов, после чего производилась замена воды. Продолжительность опыта составляла 34 суток, в течение которых проводился осмотр животных. Перед началом эксперимента (точка экспозиции 0 суток) 5 особей *Viviparus viviparus* из контрольной группы препарировали и извлекали гепатопанкреас. Для изучения динамики изменения активности ферментов отбор биологического материала у животных контрольной и опытных групп (по 5 особей) производили через 2, 4, 6, 12, 24, 48, 72, 96 часов и 34 суток от начала эксперимента.

Концентрация нитрата натрия (NaNO_3) соответствовала 10 ПДК – 450 мг/л (для NO_3^- ПДК = 45 мг/л в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования); концентрация дигидроарсената натрия (NaH_2AsO_4) соответствовала 5 ПДК – 0,05 мг/л (для As суммарно ПДК = 0,01 мг/л в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования) (СанПиН 1.2.3685-21); животные контрольной группы не подвергались действию токсикантов. Выбор концентрации токсикантов обусловлен целью исследования – опытным путём было установлено, что концентрация, превышающая ПДК в 5–10 раз, является оптимальной для изучения острого воздействия токсикантов (при меньшем содержании действующего вещества может не наблюдаться очевидного результата, а повышенные концентрации зачастую приводят к преждевременной гибели особей) [1].

Полученные образцы тканей использовали для приготовления гистологических препаратов и получения экстрактов водорастворимых белков. Экстракт водорастворимых белков

получали растиранием тканей с порошком кварцевого стекла при охлаждении. В качестве экстрагирующей жидкости использовали 0,5 % раствор Triton X-100, прибавляемый по отношению к навеске ткани в 10-кратном объёме. Выбор Triton X-100 для экстракции белков обусловлен его способностью высвобождать белки (ферменты), прочно связанные с мембранами митохондрий, локализованные внутри лизосом или других клеточных структур. Белковые экстракты очищали центрифугированием в рефрижераторной центрифуге «Eppendorf 5417 R» при 6,700 g и 4 °C в течение 30 минут, затем отделяли супернатант [20].

Биохимическую оценку воздействия проводили путём спектрофотометрического определения активности кислой фосфатазы (КФ) [21] по скорости гидролиза модельного субстрата *n*-нитрофенилфосфата («Sigma», США). За единицу активности фермента принимали такое его количество, которое катализирует превращение одного мкмоль *n*-нитрофенилфосфата за одну минуту. Удельную активность КФ рассчитывали в единицах на 1 мг белка (МЕ/мг белка). Для расчёта удельной активности концентрацию белка в полученных экстрактах определяли по методу Лоури [22].

Белки фракционировали методом диск-электрофореза в колонках ПААГ длиной 8 см по Орнштейну и Девису [23, 24] при температуре 4–6 °C для предотвращения искажения зон разделяемых белков. Концентрация разделяющего геля составляла 7,8 %, а концентрирующего – 4,5 %. Процесс полимеризации занимал 45–60 минут. В качестве электродного буфера использовали 0,05 M Tris-глициновый буфер с pH 8,3.

Обнаружение зон активности КФ проводили по методике Берстона [25], усовершенствованной Лойда и соавторами [26], модифицированной для гелей. Колонку геля промывали дистиллированной водой и помещали в реакционную смесь, содержащую 8 мл 0,2 M ацетатного буфера (pH 4,1) и 1 мл 0,3 %-ного раствора α -нафтилфосфата («Sigma», США) [27]. Смесь тщательно перемешивали и инкубировали в течение 10 минут на водяной бане при 37 °C. Далее приливали 1 мл раствора прочного синего Б (ПСБ, Fast Blue B, «Sigma», США) с концентрацией 2 мг/мл, перемешивали и снова инкубировали на водяной бане до появления на гелевой колонке малиново-красных полос в местах локализации КФ (время инкубации составляло от 5 до 20 мин).

Часть фрагментов ткани гепатопанкреаса и мышц фиксировали в 10 % нейтральном забуференном формалине с дальнейшей проводкой по спиртам возрастающей концентрации (50°, 60°, 70°, 80° и 96°) и ксилолам с последующей заливкой в гистологическую среду «Гистомикс» (БиоВитрум, Россия). Серийные гистологические срезы толщиной 5–6 мкм изготавливали на роторном микротоме Leica SM2010 R (Германия). Окраску гематоксилином и эозином осуществляли по общепринятой методике.

Микроскопию гистологических препаратов проводили на цифровом микроскопе Leica DM 2500 с применением цифровой фотокамеры Leica DFC 290 (Германия). Для микроскопии были использованы окуляры $\times 10$, $\times 15$, объективы $\times 4$, $\times 10$, $\times 20$, $\times 40$, $\times 100$.

Все биохимические исследования проводили в пяти биологических и трёх аналитических повторностях. Результаты представлены в виде «среднее значение \pm стандартное отклонение». Статистическую обработку данных проводили при помощи Microsoft Excel.

Результаты и обсуждение

Биохимическое исследование. При проведении исследования в обоих случаях отмечалось изменение поведенческих реакций – снижение подвижности, закрытие раковины крышечкой, но не наблюдалась гибель животных.

Активность фермента КФ живородки речной не остаётся постоянной на протяже-

нии эксперимента, как у контрольной, так и у опытной групп исследованных животных вследствие естественных метаболических процессов в организме моллюсков и имеет фазовый характер, который наблюдается и в других случаях при работе с моллюсками [1, 4, 20]. Изменение активности КФ под действием нитрат- и арсенат-ионов приведено на рисунке 1. Оба токсиканта индуцируют отличные от контроля изменения активности почти во всё время проведения эксперимента.

Действие нитрат-ионов в начальные часы экспозиции (2–4 ч) приводит к некоторому снижению активности КФ относительно контрольных значений, далее активность фермента не отличается от контрольных значений. К 48 ч экспозиции отмечается прирост активности фермента в 1,5 раза, после чего отмечено снижение активности (точка 72 ч). Через 96 ч экспозиции активность фермента превышает контрольные значения более, чем в 1,5 раза. Следует отметить, что удаление токсиканта из воды привело к стабилизации активности КФ – через 30 сут удельная активность фермента составила $(1,7 \pm 0,1) \cdot 10^{-3}$ МЕ/мг белка, что сопоставимо с контрольным значением – $(2,3 \pm 0,1) \cdot 10^{-3}$ МЕ/мг белка.

Под действием арсенат-ионов отмечены более существенные повышения и снижения активности КФ, которые не совпадают с таковыми для контрольной группы животных. Максимальные значения активности отмечены в точках экспозиции 2–4 и 48 ч. Через 96 ч от начала эксперимента активность КФ сопоставима с контрольными значениями. Спустя 30 сут

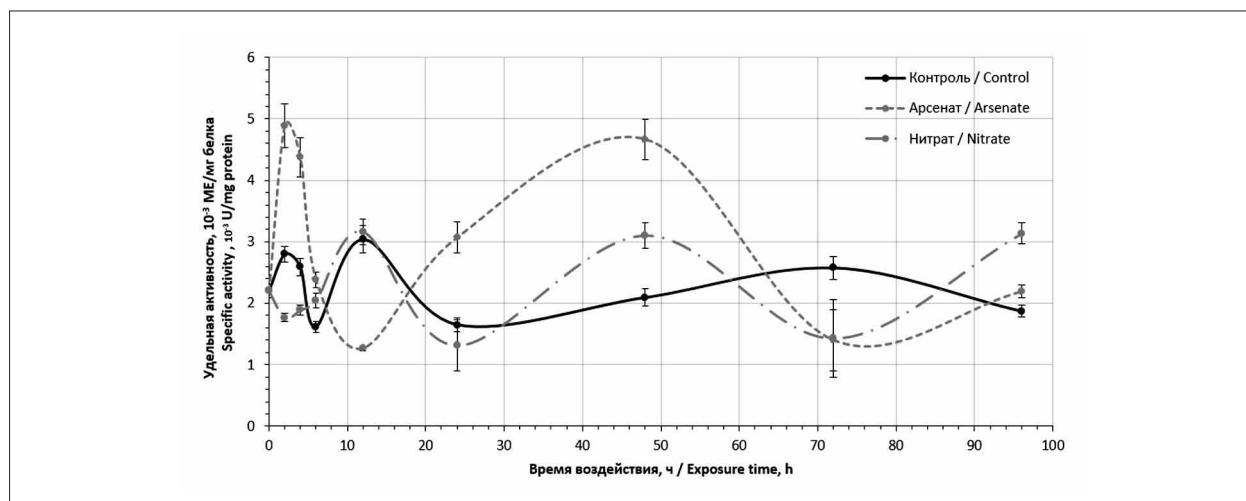


Рис. 1. Изменение удельной активности кислой фосфатазы гепатопанкреаса живородки речной под действием нитрат- и арсенат-ионов

Fig. 1. Specific activity of *Viviparus viviparus* hepatopancreas acid phosphatases exposed to nitrate and arsenate anions

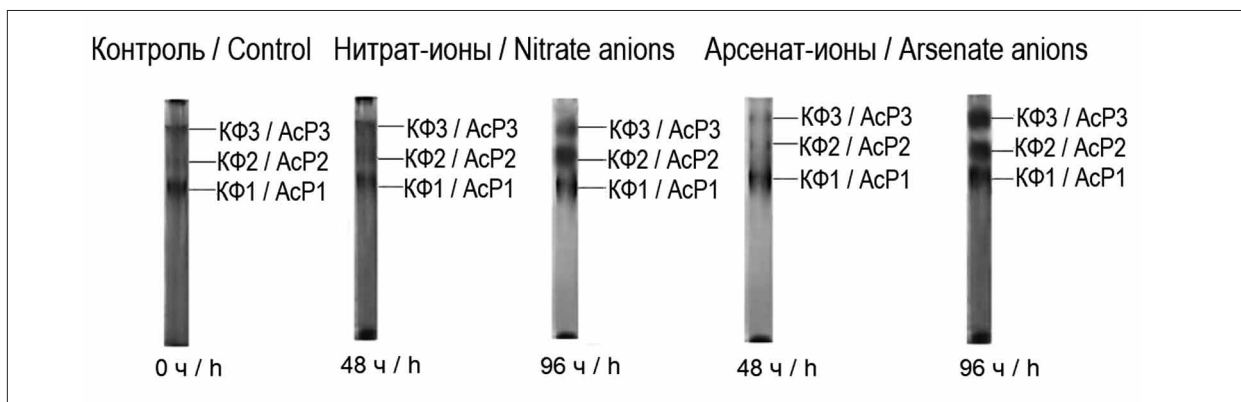


Рис. 2. Энзимограмма множественных форм кислой фосфатазы (КФ) гепатопанкреаса живородки речной под действием нитрат и арсенат-ионов
Fig. 2. Enzymogram of multiple forms of acid phosphatase (AcP) of *V. viviparus* hepatopancreas exposed to nitrate and arsenate anions

Таблица 1 / Table 1

Значения относительной электрофоретической подвижности форм кислой фосфатазы (КФ) под действием нитрат и арсенат-ионов
 Relative electrophoretic mobility values of acid phosphatase (AcP) exposed to nitrate and arsenate anions

Молекулярная форма КФ Molecular form of AcP	Группа / Group		
	Контроль Control	Под действием нитрат-ионов Exposed to nitrate anions	Под действием арсенат-ионов Exposed to arsenate anions
КФ1 / AcP1	0,368	0,351	0,351
КФ2 / AcP2	0,175	0,160	0,175
КФ3 / AcP3	0,123	0,125	0,120

после прекращения токсического воздействия активность фермента вдвое ниже контрольных значений – $(1,2 \pm 0,1) \cdot 10^{-3}$ МЕ/мг белка.

Таким образом, действие нитрат- и арсенат-ионов на фермент обменного комплекса – кислотную фосфатазу в обоих случаях приводит к сдвигу фаз активности, что является проявлением адаптационных процессов. При этом влияние арсенат-иона проявляется более значительно в сравнении с нитрат-ионом. В ряде работ описано, что при действии поллютантов техногенного происхождения и инсектицидов проявлением адаптационных процессов являлось появление новых множественных форм КФ, а также и некоторых других ферментов обменного комплекса [3, 28]. В случае действия изучаемых анионов не было зафиксировано изменения состава множественных форм КФ пищеварительной железы живородки речной (рис. 2). Во всех исследованных образцах выявлены 3 изоформы фермента, со значениями относительной электрофоретической подвижности, приведёнными в таблице 1. Таким образом, регистрирующиеся изменения активности фермента не связаны с индукцией новых изоформ фермента.

Морфофункциональное состояние тканей гепатопанкреаса. Строение гепатопанкреаса контрольной и опытных групп животных представлено на микрофотографии (рис. 3). Гепатопанкреас моллюсков представлен рядом желез (канальцев), разделённых соединительнотканными септами (прослойками). Эпителий желёз простой однорядный однослойный. Чётко дифференцируется базальная мембрана. Дифференцируется 3 типа клеток: пищеварительные (дигестивные), кальциевые и экскреторные клетки. Признаков патологических изменений клеток не наблюдается.

У группы животных, подвергавшихся действию нитрат-ионов, происходит ряд патологических изменений с эпителиоцитами (некроз), однако изменения в строении минимальны, базальная мембрана сохраняется. Имеет место накопительный эффект, который проявился в гибели клеток одновременно. Кроме того, у базальной мембраны сохраняются мелкие клетки, похожие на вновь образовавшиеся и ещё не дифференцированные. Также следует отметить, что в органах этой группы животных отмечается некоторая неоднородность

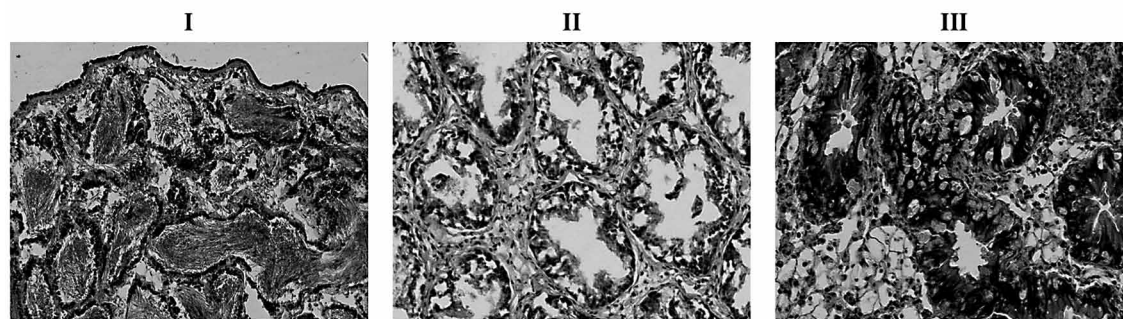


Рис. 3. Клетки гепатопанкреаса *Viviparus viviparus*: I – в норме, $\times 200$; II – под действием нитрат-ионов, $\times 400$; III – под действием арсенат-ионов, $\times 400$; окраска гематоксилином и эозином
Fig. 3. *Viviparus viviparus* hepatopancreas cells: I – control (without exposure), $\times 200$; II – exposed to nitrate ions, $\times 400$; III – exposed to arsenate ions, $\times 400$; stained with hematoxylin and eosin

изменений, встречаются и участки с менее выраженными признаками патологических изменений – эпителиоциты вакуолизированы, гипертрофированы, но не разрушены.

В группе животных, подвергавшихся влиянию арсенат-ионов, наблюдаются значительные изменения. В ряде случаев нарушается целостность базальной мембраны, клетки эпителия не дифференцируются, они патологически гипертрофированы, в $\sim 80\%$ клеток ядро на разных стадиях разрушения, вплоть до полного лизиса, в части клеток наблюдается митоз, а также апоптотические тельца. Некоторые каналцы содержат детрит, т. е. практически разрушены. Неразрушенные каналцы деформированы, клетки вакуолизированы, гипертрофия чаще всего наблюдается в апикальной части. Строма железы разрастается.

Дозозависимого эффекта у моллюсков экспериментальных групп обнаружено не было.

Заключение

Таким образом, активность кислой фосфатазы под воздействием нитрат- и арсенат-анионов характеризуется изменением фазового характера; активность фермента периодически увеличивается, затем снижается, что свидетельствует об интенсивной адаптации биохимических систем животных. При этом изменение активности фермента не связано с изменениями количества изоформ. Это является принципиальным отличием действия изученных токсикантов анионного типа в сравнении с действием катионов тяжёлых металлов и фторсодержащих соединений, описанных в ранних работах, посвящённых биохимическому воздействию экотоксикантов на брюхоногих моллюсков и, в частности, на

моллюска *Viviparus viviparus* L. Необходимо отметить, что в отсутствии новых множественных форм кислой фосфатазы в тканях гепатопанкреаса наблюдаются существенные морфофункциональные изменения. Более значительные структурные перестройки клеток наблюдаются при действии арсенат-ионов в сравнении с таковыми при действии нитрат-ионов.

Литература

1. Дроганова Т.С., Поликарпова Л.В., Коничев А.С. Белковые спектры печени живородки речной в норме и при интоксикации ионами свинца (II) // Теоретическая и прикладная экология. 2019. № 3. С. 109–113. doi: 10.25750/1995-4301-2019-3-109-113
2. Попов А.П., Коничев А.С., Цветков И.Л. Влияние токсичных соединений техногенного происхождения на активность и множественные формы кислой ДНКазы живородки речной (*Viviparus viviparus* L.) // Прикладная биохимия и микробиология. 2003. Т. 39. № 5. С. 518–523.
3. Tsvetkov I.L., Popov A.P., Konichev A.S. Acid phosphatase complex from the freshwater snail *Viviparus viviparus* L. under standard conditions and intoxication by cadmium ions // Biochemistry (Moscow). 2003. V. 68. No. 12. P. 1327–1334 (in Russian). doi: 10.1023/B:BIRY.0000011654.71353.2a
4. Дроганова Т.С., Поликарпова Л.В., Тишина Е.А., Анка М., Петренко Д.Б., Васильев Н.В. Влияние ионов Zn^{2+} на активность кислых нуклеаз пресноводных моллюсков // Известия РАН. Серия биологическая. 2022. № 2. С. 219–224. doi: 10.31857/S1026347022020056
5. Namasivayam C., Sangeetha D., Gunasekaran R. Removal of anions, heavy metals, organics and dyes from water by adsorption onto a new activated carbon from jatropha husk, an agro-industrial solid waste // Process Safety and Environmental Protection. 2007. V. 85. No. 2. P. 181–184. doi: 10.1205/psep05002

6. Saha A., Ahweyevu J.O., Baker E.M., Penn D. II, Saha S. Assessment of common anion and cation contaminants in surface waterbodies in Statesboro, Georgia, USA // *Earth Syst. Environ.* 2022. V. 6. P. 617–630. doi: 10.1007/s41748-022-00300-6

7. Зыкова Е.Л., Довнар А.К., Филиппова В.А., Лысенкова А.В. Санитарно-химическая оценка содержания анионов-токсикантов в природных водах Гомельской области // *Проблемы здоровья и экологии.* 2014. № 4 (42). С. 125–129. doi: 10.51523/2708-6011.2014-11-4-24

8. Solving the Nitrate Problem: progress in research and development. London: MAFF Publications, 37 p. [Электронный ресурс] <https://archive.org/details/b32226998/mode/2up> (Дата обращения: 21.04.2026).

9. Галиулин Р.В., Башкин В.Н., Галиулина Р.А. Канцерогенный риск загрязнения нитратами водных экосистем // *Проблемы анализа риска.* 2016. Т. 13. № 3. С. 30–33. doi: 10.32686/1812-5220-2016-13-3-30-33

10. Camargo J.A., Alonso A., Salamanca A. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates // *Chemosphere.* 2005. V. 58. No. 9. P. 1255–1267. doi: 10.1016/j.chemosphere.2004.10.044

11. Cheng S.-Y., Chen J.-C. Study on the oxyhemocyanin, deoxyhemocyanin, oxygen affinity and acid-base balance of *Marsupenaeus japonicus* following exposure to combined elevated nitrite and nitrate // *Aquat. Toxicol.* 2002. V. 61. No. 3-4. P. 181–193. doi: 10.1016/s0166-445x(02)00053-x

12. Чарыкова М.В., Кривовичев В.Г., Деммайер В. Физико-химические условия образования минералов мышьяка в приповерхностных обстановках // *Вестник Санкт-Петербургского университета. Серия 7: Геология, география.* 2008. Выпуск 4. С. 62–81.

13. Moore J.W., Ramamoorthy S. Heavy Metals in Natural Waters. Springer New York, 1984. 268 p. doi: 10.1007/978-1-4612-5210-8

14. Zhang W., Chen L., Zhou Y., Wu Y., Zhang L. Biotransformation of inorganic arsenic in a marine herbivorous fish *Siganus fuscescens* after dietborne exposure // *Chemosphere.* 2016. V. 147. P. 297–304. doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.12.121

15. Zhang W., Guo Z., Zhou Y., Chen L., Zhang L. Comparative contribution of trophic transfer and biotransformation on arsenobetaine bioaccumulation in two marine fish // *Aquat. Toxicol.* 2016. V. 179. P. 65–71. doi: 10.1016/j.aquat.2016.08.017

16. Альберт А. Избирательная токсичность. Физико-химические основы терапии / под ред. В.А. Филова. В 2 томах. Т. 1. М.: Медицина, 1989. 400 с.

17. Альберт А. Избирательная токсичность. Физико-химические основы терапии / под ред. В.А. Филова. В 2 томах. Т. 2. М.: Медицина, 1989. 432 с.

18. Agah H., Leermakers M., Elskens M., Fatemi S.M.R., Baeyens W. Accumulation of trace metals in the muscle and liver tissues of five fish species from the Persian

Gulf // *Environ. Monit. Assess.* 2009. V. 157. No. 1-4. P. 499–514. doi: 10.1007/s10661-008-0551-8

19. Новиков М.А., Горбачева Е.А., Лаптева А.М. Содержание мышьяка в промысловых рыбах Баренцева моря (по многолетним данным) // *Известия ТИНРО.* 2021. Т. 201. № 4. С. 833–844. doi: 10.26428/1606-9919-2021-201-833-844

20. Дроганова Т.С., Кони́чев А.С., Петренко Д.Б., Поликарпова Л.В., Цветков И.Л. Влияние фторида натрия и фторуксусной кислоты на активность кислой ДНКазы, кислой фосфатазы и спектр растворимых белков гепатопанкреаса живородки речной // *Вестник Московского государственного областного университета. Серия: Естественные науки.* 2017. № 4. С. 36–45. doi: 10.18384/2310-7189-2017-4-36-45

21. Andersch M.A., Szczypinski A.J. Use of p-nitrophenylphosphate as the substrate in determination of serum acid phosphatase // *Am. J. Clin. Pathol.* 1947. V. 17. No. 7. P. 571–574. doi: 10.1093/ajcp/17.7_ts.571

22. Lowry O.H., Rosebrough N.J., Farr A.L., Randall R.J. Protein measurement with the Folin phenol reagent // *J. Biol. Chem.* 1951. V. 193. No. 1. P. 265–275.

23. Ornstein L. Disc electrophoresis. I. Background and theory // *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1964. V. 121. P. 321–349. doi: 10.1111/j.1749-6632.1964.tb14207.x

24. Davis B.J. Disc electrophoresis – II. Method and application to human serum proteins // *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1964. V. 121. No. 2. P. 404–427. doi: 10.1111/j.1749-6632.1964.tb14213x

25. Burstone M.S. Enzyme histochemistry, and Its Application in the Study of Neoplasms. Academic Press, 1962. 621 p.

26. Lojda Z., Gossrau R., Schiebler T.H. Enzyme Histochemistry. A laboratory Manual. Springer, 1979. 344 p. doi: 10.1007/978-3-642-67234-7

27. Babson A.L., Read P.A. A new assay for prostatic acid phosphatase in serum // *American Journal of Clinical Pathology.* 1959. V. 32. No. 1. P. 88–91. doi: 10.1093/ajcp/32.1_ts.88

28. Тишина Е.А., Поликарпова Л.В., Дроганова Т.С., Лазарева А.А., Васильев Н.В. Множественные формы ферментативных систем брюхоногих моллюсков при действии пиретроидов // *Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: Сборник материалов VIII Всероссийской конференции по водной экотоксикологии, посвящённой 85-летию со дня рождения Бориса Александровича Флёрова.* Борок: Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 2023. С. 109–111.

References

1. Droganova T.S., Polikarpova L.V., Konichev A.S. River snail liver protein spectrum in normal conditions and when intoxicated with lead (II) ions // *Theoretical and Ap-*

- plied Ecology. 2019. No. 3. P. 109–113 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2019-3-109-113
2. Popov A.P., Konichev A.S., Tsvetkov I.L. Effect of toxic industrial pollutants on the activity and isoforms of acid dnase in the freshwater snail *Viviparus viviparus* L. // Applied Biochemistry and Microbiology. 2003. V. 39. No. 5. P. 518–523 (in Russian).
3. Tsvetkov I.L., Popov A.P., Konichev A.S. Acid phosphatase complex from the freshwater snail *Viviparus viviparus* L. under standard conditions and intoxication by cadmium ions // Biochemistry (Moscow). 2003. V. 68. No. 12. P. 1327–1334 (in Russian). doi: 10.1023/B:BIRY.0000011654.71353.2a
4. Droганова T.S., Polikarpova L.V., Tishina E.A., Anka M., Petrenko D.B., Vasiliev N.V. Effect of Zn²⁺ ions on acidic nuclease activity of freshwater molluscs // Biology Bulletin. 2022. No. 2. P. 219–224 (in Russian). doi:10.31857/S1026347022020056
5. Namasivayam C., Sangeetha D., Gunasekaran R. Removal of anions, heavy metals, organics and dyes from water by adsorption onto a new activated carbon from jatropha husk, an agro-industrial solid waste // Process Safety and Environmental Protection. 2007. V. 85. No. 2. P. 181–184. doi: 10.1205/psep05002
6. Saha A., Ahweyevu J.O., Baker E.M., Penn D. II, Saha S. Assessment of common anion and cation contaminants in surface waterbodies in Statesboro, Georgia, USA // Earth Syst. Environ. 2022. V. 6. P. 617–630. doi: 10.1007/s41748-022-00300-6
7. Zykova E.L., Dovnar A.K., Filippova V.A., Lysenkova A.V. The sanitary and chemical assessment of the contents of toxic anions in natural waters of Gomel region // Health and Ecology Issues. 2014. No. 4. P. 125–129 (in Russian). doi:10.51523/2708-6011.2014-11-4-24
8. Solving the Nitrate Problem: progress in research and development. London: MAFF Publications, 37 p. [Internet resource] <https://archive.org/details/b32226998/mode/2up> (Accessed: 21.04.2026).
9. Galiulin R.V., Bashkin V.N., Galiulina R.A. Cancerogenic risk of nitrate contamination of water ecosystems // Issues of Risk Analysis. 2016. V. 13. No. 3. P. 30–33 (in Russian). doi: 10.32686/1812-5220-2016-13-3-30-33
10. Camargo J.A., Alonso A., Salamanca A. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates // Chemosphere. 2005. V. 58. No. 9. P. 1255–1267. doi: 10.1016/j.chemosphere.2004.10.044
11. Cheng S.-Y., Chen J.-C. Study on the oxyhemocyanin, deoxyhemocyanin, oxygen affinity and acid-base balance of *Marsupenaeus japonicus* following exposure to combined elevated nitrite and nitrate // Aquat. Toxicol. 2002. V. 61. No. 3-4. P. 181–193. doi: 10.1016/s0166-445x(02)00053-x
12. Charykova M.V., Krivovichev V.G., Depmeier W. Physico-chemical conditions of selenium mineral formation in near-surface environmental // Vestnik Sankt-Petersburgskogo universiteta. Seriya 7: Geologiya, geografiya. 2008. No. 4. P. 62–81 (in Russian).
13. Moore J.W., Ramamoorthy S. Heavy Metals in Natural Waters. Springer New York, 1984. 268 p. doi: 10.1007/978-1-4612-5210-8
14. Zhang W., Chen L., Zhou Y., Wu Y., Zhang L. Biotransformation of inorganic arsenic in a marine herbivorous fish *Siganus fuscescens* after dietborne exposure // Chemosphere. 2016. V. 147. P. 297–304. doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.12.121
15. Zhang W., Guo Z., Zhou Y., Chen L., Zhang L. Comparative contribution of trophic transfer and biotransformation on arsenobetaine bioaccumulation in two marine fish // Aquat. Toxicol. 2016. V. 179. P. 65–71. doi: 10.1016/j.aquatox.2016.08.017
16. Albert A. Selective toxicity. The physic-chemical basis of therapy / Ed. V.A. Filov. In 2 volumes. V. 1. Moskva: Meditsina, 1989. 400 p. (in Russian).
17. Albert A. Selective toxicity. The physic-chemical basis of therapy / Ed. V.A. Filov. In 2 volumes. V. 2. Moskva: Meditsina, 1989. 432 p. (in Russian).
18. Agah H., Leermakers M., Elskens M., Fatemi S.M.R., Baeyens W. Accumulation of trace metals in the muscle and liver tissues of five fish species from the Persian Gulf // Environ. Monit. Assess. 2009. V. 157. No. 1-4. P. 499–514. doi: 10.1007/s10661-008-0551-8
19. Novikov M.A., Gorbacheva E.A., Lapteva A.M. Arsenic content in commercial fish of the Barents Sea (according to long-term data) // Izv. TINRO. 2021. V. 201. No. 3. P. 833–844 (in Russian). doi: 10.26428/1606-9919-2021-201-833-844
20. Droганова T., Konichev A., Petrenko D., Polikarpova L., Tsvetkov I. Influence of sodium fluoride and fluoroacetic acid on the activity of acidic DNase, acid phosphatase and the spectrum of soluble proteins of the freshwater snail, *Viviparus viviparus* L. // Vestnik Moskovskogo gosudarstvennogo oblastnogo universiteta. Seriya: Estestvennye nauki. 2017. No. 4. P. 36–45 (in Russian). doi: 10.18384/2310-7189-2017-4-36-45
21. Andersch M.A., Szczypinski A.J. Use of p-nitrophenylphosphate as the substrate in determination of serum acid phosphatase // Am. J. Clin. Pathol. 1947. V. 17. No. 7. P. 571–574. doi: 10.1093/ajcp/17.7_ts.571
22. Lowry O.H., Rosebrough N.J., Farr A.L., Randall R.J. Protein measurement with the Folin phenol reagent // J. Biol. Chem. 1951. V. 193. No. 1. P. 265–275.
23. Ornstein L. Disc electrophoresis. I. Background and theory // Ann. N.Y. Acad. Sci. 1964. V. 121. P. 321–349. doi: 10.1111/j.1749-6632.1964.tb14207.x
24. Davis B.J. Disc electrophoresis – II. Method and application to human serum proteins // Ann. N.Y. Acad. Sci. 1964. V. 121. No. 2. P. 404–427. doi: 10.1111/j.1749-6632.1964.tb14213x
25. Burstone M.S. Enzyme histochemistry, and Its Application in the Study of Neoplasms. Academic Press, 1962. 621 p.

26. Lojda Z., Gossrau R., Schiebler T.H. Enzyme Histochemistry. A laboratory Manual. Springer, 1979. 344 p. doi: 10.1007/978-3-642-67234-7

27. Babson A.L., Read P.A. A new assay for prostatic acid phosphatase in serum // American Journal of Clinical Pathology. 1959. V. 32. No. 1. P. 88–91. doi: 10.1093/ajcp/32.1_ts.88

28. Tishina E.A., Polikarpova L.V., Droганova T.S., Lazareva A.A., Vasilev N.V. Mnozhestvennye

formy fermentativnykh sistem bryukhonogikh mollyuskov pri deystvii piretroidov // Antropogennoe vliyanie na vodnye organizmy i ekosistemy: Sbornik materialov VIII Vserossiyskoy konferentsii po vodnoy ekotoksikologii, posvyashchennoy 85-letiyu so dnya rozhdeniya Borisa Aleksandrovicha Flerova. Borok: Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences, 2023. P. 109–111 (in Russian).