

23. Свідерко М.С. Фотосинтетична продуктивність рослин озимої пшениці залежно від строків сівби й умов живлення/ М.С. Свідерко, А.М. Шувар, Л.Ю. Ткаченко, О.Ф. Тимчишин, Л.Л. Беген, М.Ю. Тимків //Передгірне та гірське землеробство і тваринництво. — 2015. — Вип. 58 (II). — С. 90—97.
24. Черенков А. В. Урожайність і якість зерна озимої пшениці залежно від попередника та мінерального живлення в умовах Присивашся/ А.В. Черенков, І.І. Гасанова, І.В. Костиця, М.А. Остапенко // Бюлетень Інституту зернового господарства. — 2010. — № 38. — С. 46—51. - Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/bisg_2010_38_11
25. Рожков А.О. Показники фотосинтетичного потенціалу пшениці твердої ярої залежно від впливу позакореневих підживлень і способів сівби / А.О. Рожков, М.А. Бобро //Вісник ХНАУ. — 2014. — № 2. — С. 5—19.

H. B. Huliaieva

Institute of Microbiology and Virology NASU, Ukraine

PHOTOCHEMICAL ACTIVITY AND PHOTOSYNTHETIC POTENTIAL OF SPRING WHEATS UNDER THE INFLUENCE OF HUMUS-FORMING MICROORGANISMS

It has been established, that presowing application of consortium of soil-forming microorganisms in the field conditions stimulation of photosynthetic activity of leaves and accumulation of biomass. This lead to significant growth of the leaf surface area and photosynthetic potential of experimental plants, and hence to an increase in the mass of 1000 grains as a result of improving the functional activity of photosynthetic apparatus of spring wheat Pecheryanka plants.

Key words: Triticum aestivum L, consortium of humus-forming microorganisms, photosynthetic potential, chlorophyll a fluorescence induction, productivity

Рекомендує до друку
В. В. Грубінко

Надійшла 18.07.2018

УДК 591.05: 597.556. 331.1(591.11:591.044)

Ю. О. КОВАЛЕНКО*, О. С. ПОТРОХОВ, О. Г. ЗІНЬКОВСЬКИЙ

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210

ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ РЕАКЦІЇ ГІРЧАКА ЗВИЧАЙНОГО НА ХРОНІЧНУ ДІЮ КАЛІЮ ДИХРОМАТУ

У представленій роботі наведені результати модельних експериментів з визначення особливостей токсикорезистентності гірчака до дії референтного токсиканту (калію дихромату) за біохімічними показниками, а саме вмістом кортизолу, тироксину, глюкози, активності лактатдегідрогенази, сукцинатдегідрогенази та лужної фосфатази у крові та тканинах риб. При дослідженні обрані такі концентрації калію дихромату: 2,5; 5,0; 10,0 та 20,0 мг/дм³. Встановлено, що за дії дослідженого токсиканту риби гинуть у декілька етапів: спочатку від токсичного шоку (за першу добу при концентрації 10,0 та 20,0 мг/дм³), а потім від накопичення токсиканту органами та тканинами риб (на 9-ту та 11-ту добу, при менших його концентраціях у воді). Відмічене зменшення рівня глюкози за концентрацій 2,5; 5,0 та 10,0 мг/дм³ на 10, 7 та 3%, що пов'язано з її інтенсивним використанням як легкодоступної енергоємної сполуки. Проте, за максимальної концентрації токсиканту (20,0 мг/дм³) рівень глюкози зростає щодо до контролю на 18%. Також за концентрації калію дихромату 2,5; 5,0; 10,0 та 20,0 мг/дм³ збільшується рівень кортизолу у плазмі крові у 1,4; 1,79; 2,0 та 1,8 разів. Разом з тим вміст тироксину у всіх піддослідних групах істотно не змінювався. Найвища

активність ферментів енергетичного обміну (ЛДГ та СДГ) була у зябрах, печінці, а потім – у м'язах. Результати досліджень показали, що дія калію дихромату в концентрації 5,0; 10,0 та 20,0 мг/дм³ знижує активність лужної фосфатази у органах та тканинах, що свідчить про інгібування фосфорилування. При сублетальній концентрації токсиканту (2,5 мг/дм³) встановлено зростання її активності на 18% щодо контролю. Отже, за найбільшої концентрації (20,0 мг/дм³) фіксувалася найменша кількість особин, які вижили, порівняно із особинами інших дослідних груп. Проте, у цих риб більшість біохімічних показників була близькою до контрольних значень за винятком активності лужної фосфатази. Її активність у цій групі найменша, що може свідчити про високий адаптаційний потенціал цього виду риб до калію дихромату. Отримані результати свідчать про можливість існування гірчака антропогенно забруднених у водоймах, а зміна досліджених показників свідчить про різні способи адаптації риб до токсичного навантаження.

Ключові слова: гірчак, калію дихромат, кортизол, глюкоза, тироксин, активність лактатдегідрогенази, сукцинатдегідрогенази, лужної фосфатази, адаптація

Вступ. Відомо, що антропогенне забруднення водойм супроводжуються значною загибеллю гідробіонтів, зокрема риб. Проте, певна кількість особин може пристосуватися до цих умов на фізіолого-біохімічному рівні. В подальшому такі риби можуть дати життєздатне потомство, яке з часом призведе до змін структури та чисельності іхтіофауни.

Дослідження специфіки пристосувальних реакцій до токсичних навантажень становить особливий інтерес, адже розуміння меж адаптивних можливостей аборигенних видів риб, їх здатності до відновлення основних функцій життєдіяльності, призводить до формування нових поколінь, які вже матимуть необхідні ознаки для виживання за екстремальних умовах навколишнього середовища.

Оскільки у природі завжди діє комплекс факторів, що утруднює вивчення особливостей організму за дії тих окремих чинників, тому токсикологічні дослідження дають змогу ґрунтовно підходити до вирішення питань формування життєздатних поколінь риб.

Дихромат калію є одним із найбільш досліджених референтних токсикантів, які використовуються у іхтіологічних та гідробіологічних експериментах. Наслідки його впливу добре вивчені на іхтіологічних об'єктах. За дії калію дихромату пошкоджується зябровий епітелій риб, порушується осморегуляція, змінюється кров'яний тиск тощо (Krejčí R., Palíková M., 2006). Дихромат калію вважають токсичним через його високий окисний потенціал і здатність до проникнення через клітинні мембрани. Гострі отруєння сполуками хрому здійснюються через слизовий епітелій і викликають пошкодження зябер риб, що призводить до летальних наслідків (Authman M.M.N., Zaki M.S. et al., 2015). Відомо, що переважна кількість токсикантів, зокрема важкі метали, викликають у риб стрес. Враховуючи величезне біологічне розноманіття риб відмічена неоднорідність їх реакції на стрес, що викликано, перш за все, фізіолого-біохімічними особливостями у представників конкретних видів.

Одними з головних індикаторів наявності стресу є вміст кортизолу та глюкози у плазмі крові. Саме за змінами цих показників оцінюють рівень хімічного стресу у водяних тварин (Sopinka M.N., Donaldson M.R. et al., 2016; Larsen D.A and al., 1998).

Істотне значення в адаптаційних процесах має тироксин, який регулює активність перебігу метаболічних процесів (Martinez-Porchas M. and al., 2009; Yamano K., 2009).

Крім того, процеси пристосування риб до токсичного навантаження здійснюються за участю низки ферментів, зокрема енергетичного (сукцинатдегідрогеназа та лактатдегідрогеназа) та фосфорного (лужна фосфатаза) обмінів. Саме зміна їх активності відображає фізіологічний стан риб, а також часто застосовується при проведенні екологічного моніторингу водойм (Sastru K.V., Sunita K.M., 1983; Parveen Sh., Bharose R. et al. 2017).

Мета роботи. Дослідити резистентність гірчака європейського *Rhodeus sericeus* (Pallas) до дії сублетальних та летальних концентрацій калію дихромату, оцінити спрямованість адаптаційних процесів на вплив токсиканту за біохімічними показниками.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили на Білоцерківській експериментальній гідробіологічній станції Інституту гідробіології НАН України. Біологічним об'єктом був гірчак звичайний (*Rhodeus sericeus* Pallas) віком 2+. Риб утримували в акваріумах 35 особин/30 дм³. Перед початком експерименту гірчака аклімували до наявних умов впродовж 3-х діб. Після цього вносили калію дихромат до досягнення його концентрації 2,5; 5,0; 10,0; 20,0 мг/дм³. Експозиція риб в розчинах токсиканту тривала 14 діб за стабільної температури води 19-20 С і концентрації розчиненого кисню вище за 5,0 мг/дм³.

Після закінчення експерименту кров із серця риб відбирали, використовуючи гепаринізований шприц, після чого для виділення плазми кров центрифугували упродовж 15 хв при 3000 об./хв., та зберігали при температурі -22 С.

У плазмі крові визначали вміст глюкози глюкозооксидазним методом з використанням стандартних комерційних наборів («Філісіт-Діагностика», Україна), вміст кортизолу та тироксину визначали імуноферментним методом з використанням наборів реагентів «ДС-ИФА-Стероид-Кортизол» (Наукове-виробниче об'єднання «Діагностичні системи», Росія), тироксин – «Т4-ИФА» (Науково-виробнича лабораторія «Гранум», Україна). Активність лактатдегідрогенази та лужної фосфатази встановлювали з використанням стандартних наборів «ЛДГ» та «Лужна фосфатаза» («Філісіт-Діагностика», Україна). Активність сукцинатдегідрогенази визначали за методом Вексея (Методы биохимических исследований: липидный и энергетический обмен, 1982).

Цифрові дані обробляли статистично з використанням програм Statistica. 10, програм Exel із пакету Microsoft Office та Epa probit analysis program used for calculating LC/EC values (Version 1.5).

Результати досліджень та їх обговорення

Через годину після внесення у воду акваріумів токсиканту у середніх концентраціях (5,0 та 10,0 мг/дм³) спостерігалася підвищена рухова активність риб, яку можна розцінювати як міграційний інстинкт із забрудненої зони. За концентрації токсиканту 20,0 мг/дм³ риби також мали високу рухову активність, активно заковтували повітря, що свідчить про перші ознаки асфіксії.

Через 3,5 год. за меншої концентрації (2,5 мг/дм³) риби скупчувалися подалі від світла, але в цілому їх поведінка мало відрізнялась від аналогічної у особин із контрольної групи. Інтенсивність дихання риб також була на рівні показників у риб трольної групи – 78 рухів зябрової кришки за хв.

У середніх концентраціях токсиканта (5,0 та 10,0 мг/дм³) риби тримались біля поверхні води. інтенсивність їх дихання становила 91 рух зябрової кришки за хв., що можна розцінювати як перші ознаки гіпоксії.

За найбільшої концентрації калію дихромату (20 мг/дм³) риби активно заковтували повітря, інтенсивність дихання збільшилась і становила 104 рухи зябрової кришки/хв. У окремих особин були відмічені чорні плями вздовж всієї поверхні тіла. В особин спостерігали почервоніння очей, що пов'язаним із збільшенням артеріального тиску.

На 8-му год. після початку експерименту за концентрації 20,0 мг/дм³ окремі риби гинули (рис. 1). Проте, на 72 год. експозиції в розчині токсиканту загибелі риб не зафіксовано. Особини, що вижили, мали сповільнені реакції на зовнішні подразники, інтенсивність дихання зменшилась до 93 рухів зябрової кришки за хв., а загальна виживаність риб в цей час становила 9 %.

За концентрації токсиканту 10,0 мг/дм³ перша загибель наступала через 48 год., далі тривала до 72 год., після чого також припинилася. Особини що вижили, скупчувались, інтенсивно рухалися, проте повітря не заковтували, а зяброві кришки здійснювали 87 рухів за хв. З 248 по 288 годин загибель риб відновлювалась і тривала до 312 годин. На час завершення дослідження риби активні порівняно з контрольними особинами, а кількість риб, які вижили, складала 25%.

За концентрації токсиканту $5,0 \text{ мг/дм}^3$ перший летальний випадок трапився на 240 год., подальша смертність риб тривала до 336-ї год. Вживаність становила 68%.

За найменшої концентрації калію дихромату – $2,5 \text{ мг/дм}^3$ напочатку досліджень смертельних випадків не було зафіксовано, проте під кінець експерименту (264 год.) загинуло 5% риб, що підтверджує кумулятивний ефект токсиканту за сублетальних концентрацій.

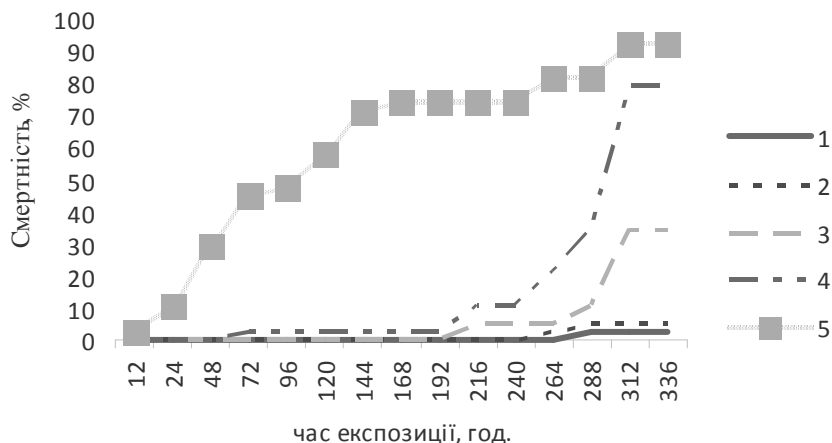


Рис. 1. Смертність гирчаків за різних концентрацій калію дихромату

Примітка: 1–Контроль; 2– $2,5 \text{ мг/дм}^3$; 3– 10 мг/дм^3 ; 4– 20 мг/дм^3 ; 5– 20 мг/дм^3

Отже, за високих концентрацій калію дихромату – $10,0$ та $20,0 \text{ мг/дм}^3$ досліджену вибірку гирчака можна умовно розділилась на три групи:

1. вразливі – смертність настає в короткий проміжок часу внаслідок токсичного стресу;
2. міцні – загибель настає від акумуляції токсиканту організмом риб і летальна дія настає на 8-9 доби після надходження токсиканту;
3. стійкі, які змогли адаптуватись до заданих умов.

Згідно з нашими дослідженнями LC_{50} для гирчака звичайного на 216 год. становить $14,5 \text{ мг/дм}^3$; на 264 год. – $12,3 \text{ мг/дм}^3$; на 312 год. – $6,4 \text{ мг/дм}^3$ (рис. 2). Це свідчить про те, що напівлетальна концентрація калію дихромату для гирчака зменшується відповідно до тривалості перебування в токсичному середовищі

За результатами біохімічних досліджень встановлено, що за концентрації калію дихромату $2,5$; $5,0$; $10,0$ та $20,0 \text{ мг/дм}^3$ вміст кортизолу в плазмі крові гирчака зростає щодо контролю в $1,4$; $1,79$; $2,0$ та $1,8$ рази відповідно. Це свідчить про стресову реакцію риб на дію токсиканту. Відомо, що кортизол бере участь у розвитку спочатку стресових, а, згодом, адаптивних реакцій організму. Також він стимулює синтез глюкози та бере участь в регулюванні вуглеводного обміну у напрямку збереження/заощадження енергетичних ресурсів (Martinez-Porchas M., and al., 2009)

Разом з тим, за концентрацій токсиканту $2,5$; $5,0$ та $10,0 \text{ мг/дм}^3$ вміст глюкози в плазмі крові риб зменшується на 10 , 7 та $3,0$ % відповідно, а за найбільшій концентрації ($20,0 \text{ мг/дм}^3$) її вміст зростає на 18% щодо контролю. Це може бути пов'язано з тим, що в міру зростання концентрації калію дихромату відбувається перехід на використання інших енергетичних сполук, зокрема білків та ліпідів. До того ж, в літературі зазначається, що за хронічного впливу калію дихромату (60 діб), істотних змін у вмісті глюкози у плазмі крові риб (плямистий змієголов) не спостерігалось (Sastry K.V., Sunita K. M., 1983)

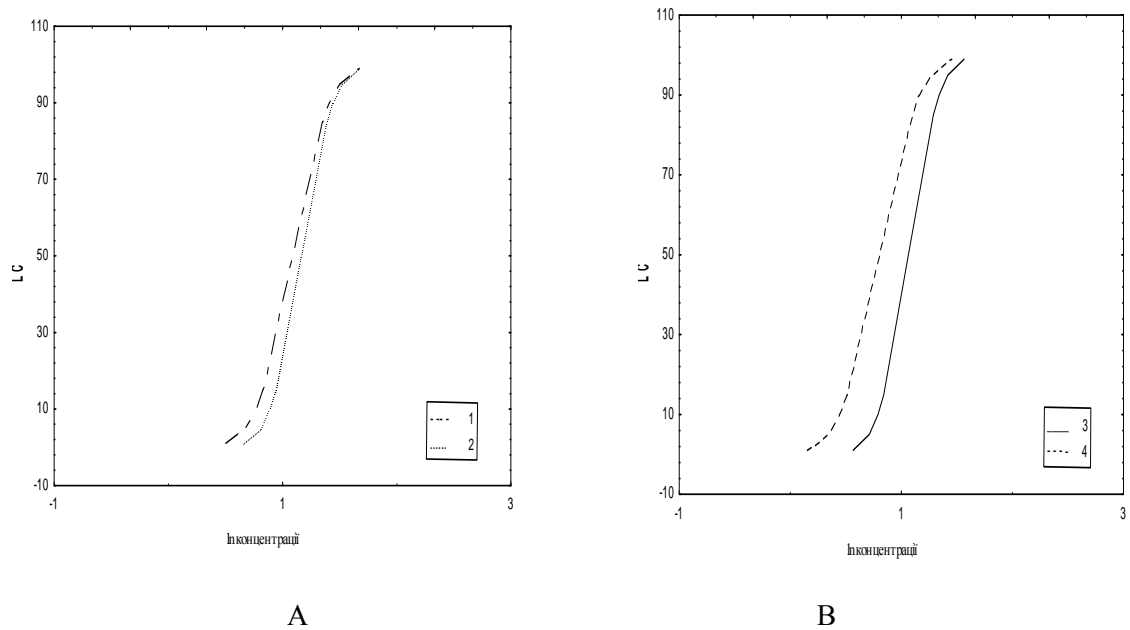


Рис. 2. Пробіт-аналіз загибелі гірчака звичайного залежно від концентрації калію дихромату: 1 – 216 год; 2 – 264 год.; 3 – 288 год.; 4 – 312 год.

Вміст тироксину у плазмі крові гірчака за найменшої концентрації калію дихромату залишається на рівні контрольних значень, однак з підвищенням концентрації токсиканту (5,0 та 10,0 мг/дм³) його вміст на 3% а за концентрації 20,0 мг/дм³ – на 6 % зменшується. Однак, це зменшення було в межах статистичної похибки дослідження і може свідчити про те, що за 14 діб дихромат калію суттєво не вплинув на перебіг загального метаболізму риб (Рис. 3).

Варто зазначити, що отримана закономірність змін фізіологічного стану риб за показниками вмісту глюкози, тироксину та кортизолу дещо схожі з результатами інших досліджень дії калію дихромату на види хижих риб, зокрема окуня та йоржа (Причепка М.В., Потрохов О.С. та ін., 2014). Проте, на відміну від наших результатів, згаданими авторами було встановлено значне зниження вмісту тироксину у плазмі крові, що могло бути зумовлено міжвидовими відмінностями у активності протікання метаболічних реакцій у гірчака (фітофага) та окуневих (хижаків) риб, які мають активніший обмін речовин.

Також нами було встановлено, що за біохімічними показниками в максимально екстремальних умовах процес відбору стійких особин пришвидшився порівняно з рибами із сублетальних концентрацій токсиканту. В цих умовах залишаються лише ті особини, які перейшли від фази стресу до стадії резистентності. На користь цього висновку свідчить те, що фізіологічний стан цих риб, певною мірою, відновлюється до нормального. На протипагу цьому, у окуня та йоржа за максимальної концентрації калію дихромату (12,5 мг/дм³) ці показники мали менші значення щодо контролю, що може бути пов'язано як із різницею в максимальних концентраціях, а, отже, і зі швидкістю відбору життєздатних особин, так й з різницею тривалості експозиції риб (96 год.) (Причепка М.В., Потрохов О.С., та ін., 2014). Також отримані нами результати свідчать про те, що коропові риби (гірчак), здатні досить швидко пристосовуватись до мінливого середовища. Можливо цьому сприяє значна екологічна пластичність виду та висока чисельність особин у місцях розповсюдження, що дозволяє у разі необхідності забезпечити достатню кількість опірних до конкретних негативних чинників особин. Загалом, за сублетальних концентрацій калію дихромату у гірчака, окуня та йорша спостерігається схожа реакція на дію токсиканту за дослідженими показниками (Причепка М. В., Потрохов О. С., та ін., 2014).

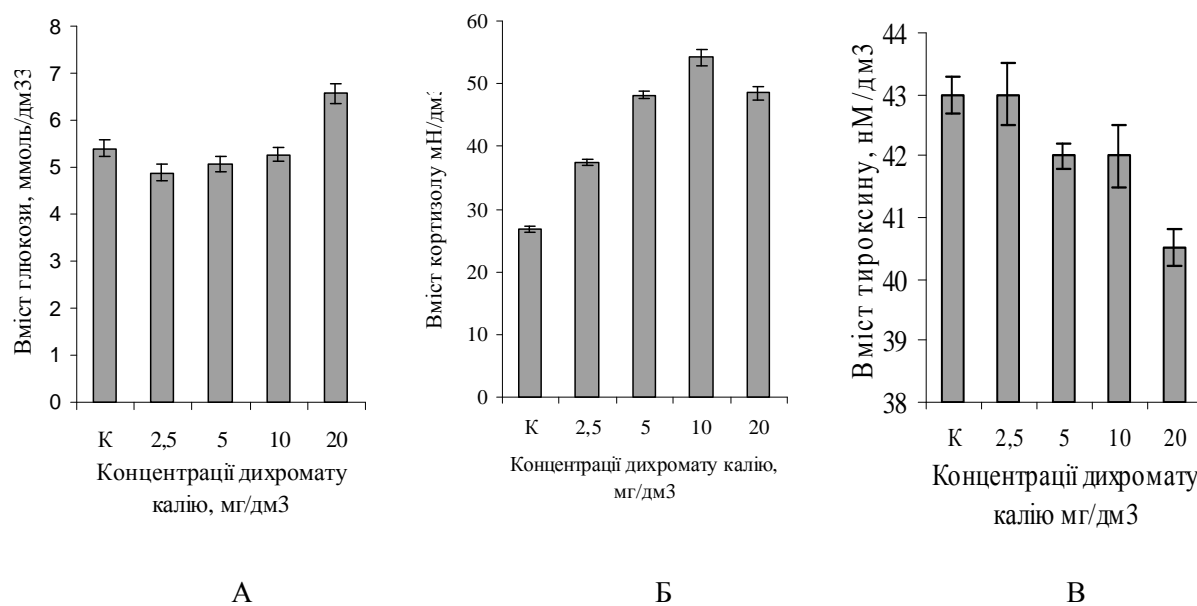


Рис. 3. Вміст кортизолу (А); глюкози (Б); тироксину (В) в плазмі крові гірчака за дії калію дихромату ($M \pm m$ = n-5-8).

Примітка: К – контроль.

Активність ЛДГ у м'язах риб з усіх піддослідних груп зросла на 39; 38; 36 та 19% щодо контролю, що ймовірно пов'язано з розвитком гіпоксії у риб за дії токсиканту. Активність СДГ у м'язах за дії найбільшої і найменшої концентрацій (2,5 та 20,0 мг/дм³) наближена до контрольних значень, хоча за концентрації 5,0 мг/дм³ активність цього ферменту знижується на 10%, а за 10,0 мг/дм³ зростає на 41% відповідно щодо контролю.

У з'ябрах активність ЛДГ та СДГ збільшилась на 43,4; 41,0; 37,3% та на 22,0; 39,0; 40,3% відповідно концентраціям: 2,5; 5,0; 10,0 мг/дм³ щодо контролю. Це може свідчити про інтенсивне навантаження респіраторного апарату в піддослідних риб, що супроводжується пришвидшенням циклу Кребса та переходом на гліколіз задля отримання більшої кількості енергії.

Однак, за концентрації 20 мг/дм³ активність СДГ знижується на 44%, а ЛДГ на 4% щодо контролю, що співпадає зі зменшенням інтенсивності дихальних рухів у цій групі риб під час звершення експерименту. Можливо це пов'язано з тим, що відбулось гальмування циклу трикарбонових кислот. Зазвичай в такому разі постачання енергії відбувається шляхом гліколізу, проте активність ЛДГ знаходиться майже на рівні контрольних значень, що можливо пов'язано із поверненням організму на аеробну гілку енергозабезпечення або залученням компенсаторних механізмів на цьому етапі інтоксикації.

У тканинах печінки відбувається зниження активності СДГ на 60,7; 51 та 27,4% (за концентрацій 5,0; 10,0 та 20,0 мг/дм³) щодо контролю, та зростання активності ЛДГ на 32,5; 55,0; 51,0% (за концентрацій 2,5; 5,0 та 10,0 мг/дм³) щодо контролю. Це свідчить про необхідність залучення більшої кількості енергії у пристосувальних процесах. Крім того відомо, що процеси детоксикації є енерговитратними, що спричиняють суттєві зміни у активності ферментів енергетичного обміну. Проте за найвищої концентрації спостерігається зменшення активності ЛДГ у 3,5 рази щодо контролю.

Отримані нами результати щодо активності ЛДГ співвідносяться з літературними даними (Sastry K.V., Sunita K.M., 1983), в яких найвища активність цього ферменту була зафіксована у з'ябрах гірчака. Крім того іншими дослідниками було встановлено тенденцію до накопичення хрому в білих м'язах риб (Aslam S., Yousafzai A.M., 2017)

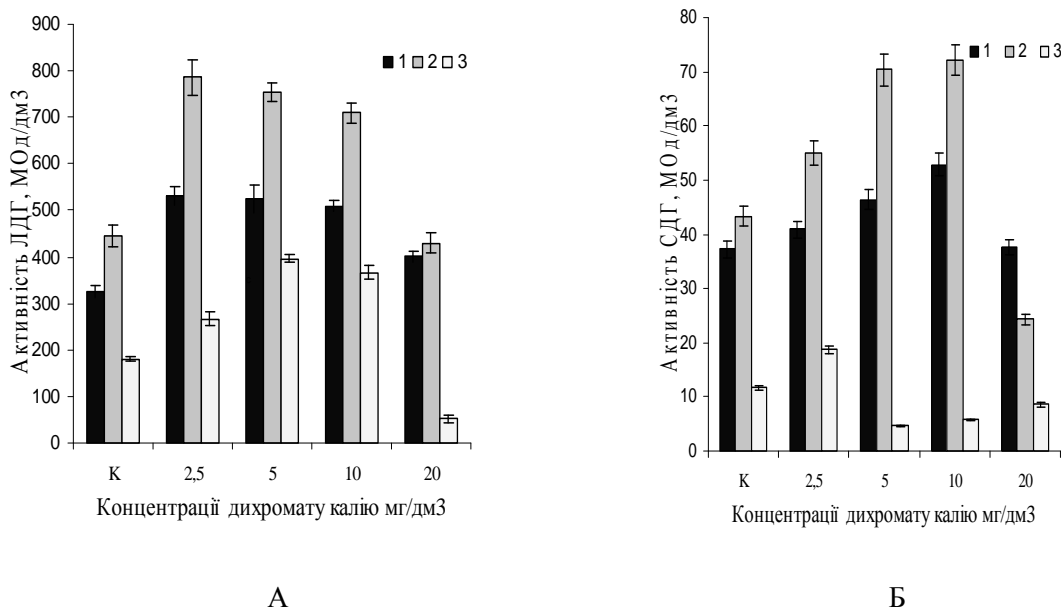


Рис. 4. Активність лактатдегідрогенази (А); сукцинатдегідрогенази (Б) у тканинах гірчака звичайного за дії калію дихромату, ($M \pm m$, $n=5-8$).

Примітка: 1 – м'язи; 2 – з'ябра; 3 – печінка, К – контроль.

Відомо, що активність ЛФ у тканинах риб істотно змінюється при надходженні токсикантів у водне середовище, тому цей показник використовують як надійний індикатор хімічного стресу (Ramesh M., 1994). Встановлено, що активність лужної фосфатази (ЛФ), у гірчака за концентрацій 2,5; 5,0; 10,0 та 20,0 мг/дм³ калію дихромату знижується у м'язах на 8,0; 22,5% та 5,0 і 5,1 рази відповідно, у печінці – в 3,9; 4,0; 3,0 та 2,0 щодо контролю. Насамперед, значне зниження активності цього ферменту за найвищої концентрації калію дихромату у тканинах печінки може свідчити про суттєві енерговитратні процеси і послаблення метаболічних реакцій у цьому органі у післястресовому стані. Крім того, зниження активності ЛФ може бути пов'язано з накопиченням у тканинах калію дихромату, що може безпосередньо порушувати сам синтез цього ферменту, як за дії накопичення в тканинах важких металів (Roy S.S., 2002). Одна з реакцій риб на дію токсикантів виявляється у інгібуванні активності ЛФ, що може бути наслідком активної гідратації тканин через порушення електролітичного балансу (Anderson T, Forlin, L, et al., 2002). Можливо саме це й відбувалось у тканинах м'язів та печінки за найвищої концентрації дослідженого токсиканту.

У з'ябрах за найменшої концентрації відбулось збільшення активності ЛФ на 18%, проте зі збільшенням концентрації токсиканту прослідковується зменшення її активності на 7; 27% та 2,8 рази при концентраціях калію дихромату 5,0; 10,0; 20,0 мг/дм³ щодо контролю. Це свідчить про те послаблення процесів фосфорилування, що може призводити до зниження синтезу й прискорення розпаду енергоємних сполук (Palanisamy P., Sasikala G. et al. 2012).

Отримані нами результати співставляються з літературними даними щодо активності ЛФ за дії калію дихромату у інших видів риб, зокрема форелі, морського окуня європейського (Boge G., N'Diaye P. et al. 1988), сома (Palanisamy P., Sasikala G. et al., 2012), та гамбузії (Virak S., Sharma A., 2003), що свідчить про однотипність реакцій риб не залежно від їхньої видової приналежності.

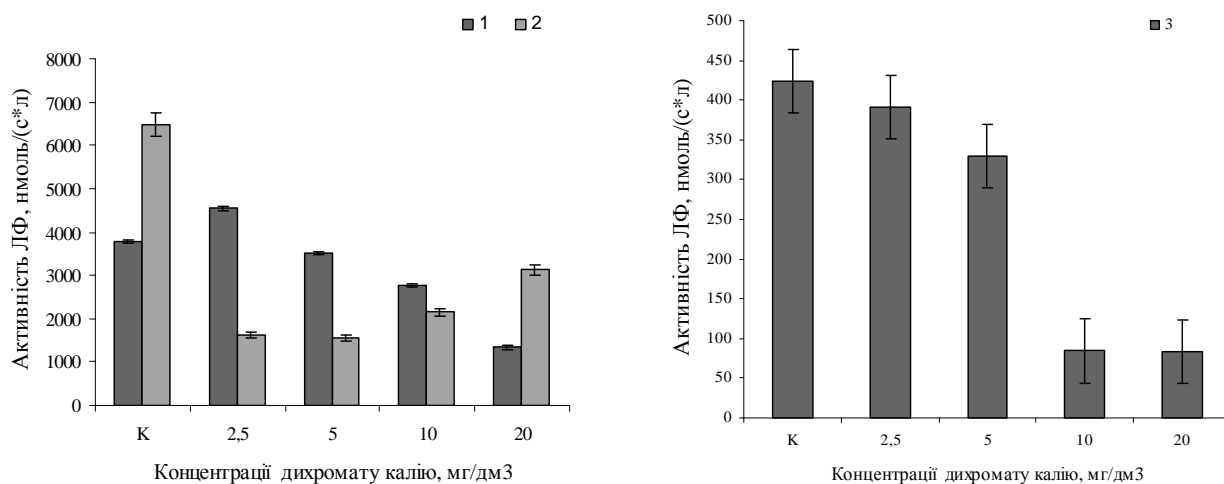


Рис. 5. Активність лужної фосфатази у зябрах (1), печінці (2), та м'язах (3) гірчака звичайного за дії калію дихромату (M+m, n=5–8)

Висновки

Згідно з результатами досліджень калію дихромат є токсичним для гірчака, за дії якого риби намагаючись уникати токсично-навантаженого середовища.

Перші ознаки отруєння проявляються вже на четверту годину після дії токсиканту, особливо, за найбільшої його концентрації (20,0 мг/дм³). Поведінка риб у середовищі з 2,5 мг/дм³ калію дихромату майже не відрізнялася від риб контрольної групи. Однак, біохімічні показники у цих риб змінилися щодо риб контролю. Встановлено, зменшення вмісту глюкози за концентрацій 2,5; 5,0 та 10,0 мг/дм³ на 10, 7 та 3%. Також виявлено істотне збільшення вмісту кортизолу у плазмі крові в 1,4; 1,79; 2,0 рази за дії токсиканту відповідно при 2,5; 5,0; 10,0 мг/дм³.

Вміст тироксину у плазмі крові всіх піддослідних групах гірчака залишився майже незмінним, що свідчить про незмінність метаболізму за участі тиреоїдних гормонів у піддослідних гірчаків.

Збільшення вмісту кортизолу у крові посилює активність ферментів енергетичного обміну, що свідчить про залучення додаткової енергії для підтримки нормального функціонування органів і тканин за токсичних умов. Зміни активності ЛФ свідчать про виснаження організму унаслідок процесів нормалізування метаболізму.

За найбільшої концентрації калію дихромату спостерігалася найбільша смертність риб. Проте особини, які вижили, характеризувалися тим, що більшість показників їх фізіологічного стану наближалися до контрольних значень. Винятком була активність лужної фосфатази, яка була найменшою порівняно з іншими піддослідними рибами.

Отже, отримані результати свідчать про високі токсикорезистентні резерви організму гірчака звичайного до дії летальних та сублетальних концентрацій калію дихромату. Проте пристосувальна здатність та адаптивні реакції гірчака європейського потребують подальших досліджень.

1. Методы биохимических исследований (липидный и энергетический обмен). – Л.: Изд-во Ленинград. ун-та, 1982. 272 с.
2. Причепя М.В. Метаболічні стрес-реакції в окуня *Perca fluviatilis L.* та йоржа *Gumnocephalus cernua L.* за дії фенолу та біхромату калію / М.В. Причепя., О.С. Потрохов., О.Г. Зіньковський. – Тернопіль. : Наукові записки Тернопільського нац. пед. університету імені В. Гнатюка. Сер. Біологія. 2014. № 1 (58). С. 44–50.
3. Anderson T. Physiological disturbances in fish living in coastal water polluted with bleached Kraft pulp mill effluents / T. Anderson., L. Forlin., J. Hardig., A J. Larsson. – Canada.: Fish Aquat. Sci. 1988. V.45. Issue 9. P. 1525–1536.

4. Authman M.M.N. Use of Fish as Bio-indicator of the Effects of Heavy Metals Pollution / M.M.N. Authman., M.S. Zaki., A. Khallaf Elsayed., Abbas H. Hossam. – J. Aquac Res Development. 2015. V. 6, 4: P. 328–341.
5. Aslam S. Chromium toxicity in fish: A review article / S. Aslam., A. M. Yousafzai. – Ksukuba.: J. Entomology and Zoology Studies. 2017.V. 5. Issue 3: P. 1483–1488.
6. Boge G. Effects of hexavalent chromium at non-lethal concentrations on the enzymology of the intestine of *Salmo gairdneri* and *Dicentrarchus labrax* (Pisces) / G. Boge., P. N'Diaye., H. Roche., G J. Parish.: Peres. Physiologie. 1988. V. 83. Issue 2: P. 57–63.
7. Krejčí R. Potassium Dichromate as Reference Substance for Embryonic Tests of Toxicity in the Common Carp (*Cyprinus carpio* L.) / R. Krejčí., M. J. Palíková. – Brno.: Acta Veterinaria. 2006. V. 75. Issue 2: P. 259–263.
8. Larsen D.A. In vitro thyrotropin-releasing activity of corticotropin-releasing hormone-family peptides in coho salmon, *Oncorhynchus kisutch* / D.A., Larsen., P. Swanson., J.T. Dickey., J. J. Rivier. – Gen Comp Endocrinol. 1998. V. 109. Issue 2: P. 276–285.
9. Martinez-Porchas M. Cortisol and Glucose reliable indicators of fish stress? / M. Martinez-Porchas., L.R. Martinez-Cordova., R. Ramonez-Enriquez. – United states.: Pan-American J. Aquatic Sciences. 2009. V. 4. Issue 2: P. 158–178.
10. Ramesh M. Effect of vegetable factory effluent on alkaline phosphatase activity in a fresh water teleost fish *Cyprinus carpio* var. *communis* / M. Ramesh. – Indian. J. Environ. Hlth. 1994. V. 36. Issue 3: P. 192–196.
11. Roy S.S. Some toxicological aspects of chlorpyrifos to the intertidal fish *Boleophthalmus dussumieri* / S.S. Roy. – Mumbai.: PhD thesis, University of Mumbai, India 2002: P. 52–71.
12. Palanisamy P. Activity levels of phosphatases of the air-breathing catfish *Mystus cavasius* exposed to electroplating industrial effluent chromium / P. Palanisamy., G. Sasikala., D. Mallikaraj., N. Bhuvaneshwari., G. M. Natarajan. – United states.: Biology and Medicine. 2012. V. 4. Issue 2: P. 60–64.
13. Parveen Sh. Effect of tannery waste water on lactate dehydrogenase (LDH) enzyme activity of fresh water fish, *Channa punctatus* / Sh. Parveen., R. Bharose., D. Singh. – Ksukuba.: J. Entomology and Zoology Studies. 2017. V. 5. Issue 2: P. 643–647.
14. Sastry K.V. Enzymological and biochemical changes produced by chronic chromium exposure in a teleost fish, *Channa punctatus* / K.V. Sastry., K.M. Sunita. – J. Toxicology Letters. 1983. V. 16. Issue 1–2: P. 9–15.
15. Sopinka M. N. Stress indicators in fish / M. N. Sopinka., M. Donaldson., R. O'connor., C. D. Suski., S. J. Cooke. – Germany.: Fish physiology. 2016. V. 35: P. 406–462.
16. Virak S. Changes in the biochemical constituents of gills of *Cirrhinus mrigala* (Ham.) following exposure to metals / S. Virak., A. Sharma. – India.: Indian journal of fisheries. 2003. V. 50. Issue 1: P. 113–117.
17. Yamano K. The Role of Thyroid Hormone in Fish Development with Reference to Aquaculture / K. Yamano. – Japan.: Japan Agricultural Research Quarterly. 2005. V. 39. Issue 3: P. 161–168.

Yu. O. Kovalenko, O. S. Potrokhov, O. G. Zinkovskyi

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine

PHYSIOLOGICAL AND BIOCHEMICAL FEATURES OF THE REACTION OF THE BITTER FUNGUS USUAL FAR CHRONIC EXPOSURE TO POTASSIUM DICHROMATE

The presented work presents the results of model experiments that are devoted to the study of the characteristics of toxic resistance, changes in the level of cortisol, thyroxine, glucose, lactate dehydrogenase, succinate dehydrogenase and alkaline phosphatase in bitter, under the action of the reference toxicant potassium dichromate. In the study, concentrations: 2.5; 5, 10 and 20 mg/dm³. It was found that with lethal concentrations pisces are killed in several stages: first from toxic shock (for the first day at a concentration of 10 and 20 mg/dm³), and then from accumulation of the toxicant by organs and tissues of pisces (on the 9th and 11th days). A decrease in glucose levels (at concentrations of 2.5, 5 and 10 mg/dm³) was also established for 10, 7 and 3%, which is associated with its intensive use as an easily accessible energy connection. However, at a maximum concentration of toxicant (20 mg / dm³) there was an increase in the control of the level of glucose by 18%. Also at concentrations of 2.5; 5, 10 and 20 mg/dm³ increased the level of cortisol in 1.4; 1.79; 2.0 and 1.8 times. At the same time, the content of thyroxine in all experimental groups was insignificant decrease: at average concentrations by 3%, and at greater than 20 mg/dm³ by 6% with respect to control. The highest activity of energy metabolism enzymes was observed in the gills, the

liver, and then in the muscles. The results of the studies showed that the effect of potassium dichromate (at a concentration of 5, 10 and 20 mg/dm³), in contrast, alkaline phosphatase activity was characterized by a decreased activity in organs and tissues, indicating inhibition of phosphorylation processes, although in the sublethal concentration of potassium dichromate (2,5 mg/dm³) found an increase in its activity by 18% to control. So, the smallest percentage of survivors was recorded at the highest concentration in comparison with individuals from other research groups, but in these pisces the majority of the physiological-biochemical state parameters were close to the control values, the exception was lusal phosphotase, the activity of which (in this group) was the lowest, which may indicate a possible positive adaptive potential of this species of pisces. The obtained results testify to the possibility of the existence of this species in water bodies that are subject to anthropogenic pollution, in particular heavy metals, and a change in these indices indicates various ways of counteracting the toxic effect of toxicants

Key words: gorchak, potassium dichromate, death, cortisol, glucose, thyroxine, lactate dehydrogenase, succinate dehydrogenase, lunar phosphatase, adaptive reaction

Рекомендує до друку
В. В. Грубінко

Надійшла 21.09.2018

УДК 575.224.477.84

М. А. КРИЖАНОВСЬКА

Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027

ВПЛИВ РІЗНИХ ДОЗ ІОНІЗУЮЧОГО ОПРОМІНЕННЯ НА ОКРЕМІ ПРОДУКЦІЙНІ ПОКАЗНИКИ ГОРОХУ ПОСІВНОГО (*PISUM SATIVUM L.*) СОРТУ ЦЕТРІС

У статті представлені результати вивчення зміни кількості бобів, кількості визрілих насінин на рослині і зміни маси 1000 насінин під впливом іонізуючого опромінення дозами 1 Гр, 3 Гр, 5 Гр, 7 Гр, 10 Гр на проросле насіння гороху посівного. Експериментально встановлено, що дози опромінення 3 Гр, 5 Гр, 7 Гр викликали збільшення кількості бобів у рослини в межах 24,3 – 24,7% та сприяли збільшенню маси 1000 насінин від 3,38% до 9,28%. Проте ці дози не суттєво впливають на кількість визрілих насінин у рослини. Дози іонізуючого опромінення 1 Гр та 10 Гр несуттєво негативного впливають на всі досліджувані показники.

Ключові слова: іонізуюче опромінення, радіація, зміна продукційних показників гороху посівного

Природний радіаційний фон підвищився та продовжує збільшуватись шляхом створення штучних джерел іонізуючого опромінення, бо зростає кількість технологій, що використовують іонізуючу радіацію, а разом з тим – кількість джерел випромінювань. Під час роботи підприємств атомної енергетики, особливо при радіаційних аваріях, у навколишнє середовище різними шляхами потрапляють радіоактивні речовини, які впливають на всі без винятку компоненти екосистеми [1, 3].

Радіоактивні речовини потрапляють в атмосферу і в кінцевому підсумку концентруються в ґрунті. Найбільш потерпає від радіоактивних речовин аграрна сфера. Радіоактивні ізотопи не викликають помітних ушкоджень рослинних організмів, однак вони накопичуються у врожаї в значних кількостях і ланцюжком «ґрунт – рослина – тварина» потрапляють в організм людини. За рахунок споживання забруднених радіонуклідами продуктів харчування людина отримує додаткову дозу опромінення, яка накопичується і призводить до негативного впливу