

СУЧАСНІ ПРОБЛЕМИ РАЦІОНАЛЬНОГО ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ БІОРЕСУРСІВ

VII Міжнародна науково-практична
конференція

MODERN PROBLEMS OF RATIONAL
USE OF AQUATIC BIORESOURCES

VII International scientific-practical conference

30-31 жовтня 2025 року, м. Київ, Україна
October 30-31, 2025. Kyiv, Ukraine



**ІНСТИТУТ РИБНОГО ГОСПОДАРСТВА
НАЦІОНАЛЬНОЇ АКАДЕМІЇ АГРАРНИХ НАУК УКРАЇНИ
INSTITUTE OF FISHERIES OF THE NATIONAL ACADEMY
OF AGRARIAN SCIENCES OF UKRAINE**

DOI: <https://doi.org/10.61976/conf.if-2025-7>

СУЧАСНІ ПРОБЛЕМИ РАЦІОНАЛЬНОГО ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ БІОРЕСУРСІВ

VII Міжнародна науково-практична конференція,
30–31 жовтня 2025 року, м. Київ, Україна

MODERN PROBLEMS OF RATIONAL USE OF AQUATIC BIORESOURCES

VII International scientific-practical conference,
October 30-31, 2025. Kyiv, Ukraine

Київ, Україна (Kyiv, Ukraine) — 2025

- Barilius bendelisis* from Central Himalaya, India / Neeraj Kumar Sharma et al. // Proc. Natl. Acad. Sci., India, Sect. B Biol. Sci. 2017. Vol. 87. P. 1185—1197. <https://doi.org/10.1007/s40011-015-0692-9>.
3. Kulkarni R. S. Sex differences in the blood biochemical parameters of the fresh water fish, *Notopterus notopterus* (Pallas, 1789) // WNOFNS. 2017. Vol. 6. P. 36—43.
 4. Martinez–Porchas M., Ramos–Enriques.R. Cortisol and glucose: reliable indicators of fish stress // Pan-American J. Aquatic Sci. 2009. Vol. 4(2). P. 158—178.
 5. Evidence for thyroid endocrine disruption in wild fish in San Francisco Bay, California, USA Relationships to contaminant exposures / Brar N. K. et al. // Aqua Toxicol. 2010. Vol. 96(3). P. 203—215.
 6. Thyroid hormone modifies the metabolic response of air–breathing perch (*Anabas testudineus* Bloch) to nimbecidine exposure / Peter M. C. S. et al. // J Endocrinol Reprod. 2009. Vol. 1. P. 27—36.
-

УДК 597:591.463.1:577.118:504.45

ОСОБЛИВОСТІ ВПЛИВУ ФЕНОЛУ І ДИХРОМАТУ КАЛІЮ НА РУХЛИВІСТЬ СПЕРМАТОЗОЇДІВ КОРОПА (*CYPRINUS CARPIO* LINNAEUS, 1758)

О. С. Потрохов, apotrokhov@gmail.com, Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

Ю. В. Куновський, juriikunovskii@gmail.com, Інститут гідробіології НАН України, м.

Київ; Білоцерківський національний аграрний університет, м. Біла Церква

В. П. Олешко, oleshko.valy@gmail.com, Білоцерківський національний аграрний університет, м. Біла Церква

А. М. Трофимчук, Trofalla@ukr.net, Білоцерківський національний аграрний університет, м. Біла Церква

Ю. М. Худіяш, yurahud@ukr.net, Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

Одним із головних чинників впливу на водні екосистеми є антропогенне забруднення. Так, наприклад, стічні води, які потрапляють до водойм, часто викликають значні порушення екологічної рівноваги. Це може бути пов'язано як зі зміною гідрохімічних параметрів, так і з безпосередньою дією токсичних речовин на фізіолого-біохімічні процеси в організмі гідробіонтів. Відповідно, такі порушення часто призводять до загрозової ситуації щодо виживання біоти у водних екосистемах. У зв'язку з цим, розробка ефективних методів оцінки як прямого, так і опосередкованого впливу техногенних та інших забрудників на живі організми стає все більш актуальною.

В більшості випадків для визначення ступеня забруднення води використовується метод біотестування. Як правило, цей метод дозволяє оцінити токсичність водного середовища шляхом спостереження за реакцією живих організмів на зразки води.

В основному головним об'єктом в цих дослідженнях є гідробіонти, а саме — визначення рухливості та виявлення інгібування їх росту, а також встановлення впливу зразків води на життєздатність ембріонів та личинок риб [1, 2].

Не менш важливими є також дослідження біотестування статевих продуктів риб, оскільки запліднення у них переважно відбувається зовні, а саме у воді під

час їх нересту. Відповідно, сперматозоїди також зазнаватимуть дії негативних чинників водного середовища.

Слід також відмітити, що проведення біотестування на сперматозоїдах риб може мати певні позитивні рішення для прискорення оцінки якості води. Так, відомо, що одним з недоліків біотестування води є тривалість аналізу. Сперматозоїди багатьох риб живуть дуже нетривалий час, зазвичай лише кілька десятків секунд або хвилин. Термін їхнього життя залежить від хімічного складу води, температури та концентрації в ній кисню, і вони можуть бути активними лише протягом короткого часу після потрапляння в воду. Таким чином, за відносно короткий термін можна виявити негативну дію водного середовища. Відповідно, дослідження якості води на основі показників біотестів на сперматозоїдах могло б мати актуальне значення з точки зору моніторингу водних екосистем.

При обробці літературних джерел нами було знайдено в основному результати тестування ступеня токсичності ксенобіотиків на активності сперматозоїдів риб [3–5]. Дослідження щодо біотестування безпосередньо води з водойм за допомогою сперматозоїдів риб не знайдено.

Відповідно, нами було поставлено мету щодо встановлення меж чутливості сперматозоїдів риб до дії негативних параметрів водного середовища за допомогою референтних токсикантів — фенолу і біхромату калію.

Дослідження проводили на Білоцерківській експериментальній гідробіологічній станції Інституту гідробіології НАН України. Об'єктом дослідження була свіжоотримана після гіпофізарної ін'єкції плідників риб сім'яна рідина (сперматозоїди) риб коропа (*Cyprinus carpio* L.).

Для досягнення поставленої мети досліджено активність сперматозоїдів риб за різних рівнів концентрації токсикантів у воді. Токсикантами були загальноприйняті в токсикології речовини для тестування — фенол (C_6H_5OH) і біхромат калію ($K_2Cr_2O_7$).

Рухливість сперматозоїдів риб розглядали під мікроскопом АУ-12 зі збільшенням в 400X. Час їх активності відмічали за допомогою механічного секундоміра СПОпр-2а-3-040. Дані обробляли статистично з використанням програм «Statistica 10», а також «Excel» із пакета «Microsoft Office». Достовірність між досліджуваними групами оцінювали за допомогою Т-критерію Стьюдента за рівня ймовірності ($p < 0,05$).

Результати наших досліджень показали, що чутливість сперматозоїдів коропа до дії фенолу була низькою. Відомо, що гранично допустимою концентрацією для природних водойм є $0,001 \text{ мг/дм}^3$. В нашому випадку лише за концентрації 1 мг/дм^3 фенолу у воді почало спостерігатися незначне зниження рухливої активності сперматозоїдів — на 6,5% порівняно з контрольними показниками (рис. 1). При цьому слід відмітити, що за дії концентрації на рівні 10 мг/дм^3 їхня активність знизилася порівняно з контролем на 7,9%, що є майже ідентичним попередній концентрації фенолу (1 мг/дм^3).

За вищих рівнів концентрації фенолу у воді — 100 і 300 мг/дм^3 — показники активності сперматозоїдів були значно нижчими порівняно з контрольними на 17,2 і 18,9%, але також майже тотожними між собою.

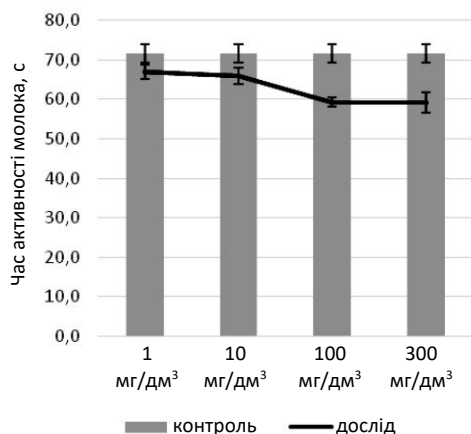


Рис. 1. Активність сперматозоїдів коропа за дії різних рівнів концентрації фенолу

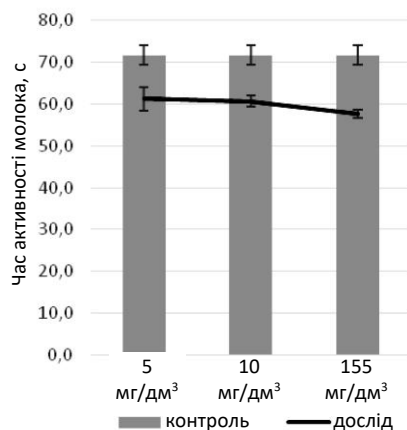


Рис. 2. Активність сперматозоїдів коропа за дії різного вмісту дихромату калію

З літературних даних відомо, що токсичні властивості фенолу виявляються у зміні структурності білкових молекул і порушенні функціонування клітин організму [6]. Негативна дія фенолу на організм риб фіксується через декілька годин і навіть діб. Відповідно, значне зниження активності сперматозоїдів коропа внаслідок токсичної дії фенолу в нашому випадку малоімовірне.

Як відомо, зрілий сперматозоїд являє собою клітину із малою кількістю плазми. Сперма, яка виділяється самцем, складається зі сперматозоїдів, занурених у сім'яну рідину, подібну за складом до фізіологічного розчину. У момент виходу із організму сперматозоїди ще нерухомі, обмін речовин їх знижений. При зіткненні із водою їхня активність різко зростає: поглинання кисню збільшується більш ніж удвічі, споживання АТФ потроюється; сперматозоїди починають бурхливо рухатися зі швидкістю 164–330 мкм/с. Однак активність сперматозоїдів нетривала. Це пов'язано із відносно незначним енергетичним ресурсом. Тривалість їхньої активності становить не більше 1–3 хв. Таким чином, в нашому випадку незначне зниження активності сперматозоїдів коропа в діапазонах концентрації фенолу 1–10 мг/дм³ і 100–300 мг/дм³ є лише початковим етапом негативної його дії. Помітніші наслідки токсичного впливу на сперматозоїди коропа неможливі внаслідок їх короткотривалої фізіологічної активності.

За дії біхромату калію значні відмінності в активності сперматозоїдів коропа були відмічені за дії концентрації на рівні 5; 10 і 155 мг/дм³. Їх рухлива активність була відповідно на 14,4; 15,3 і 19,5% нижчою, ніж у контролі (рис. 2). При цьому слід відмітити, що гранично допустимою концентрацією дихромату калію для водойм є 0,05 мг/дм³.

Таким чином, ми спостерігаємо схожу закономірність, як і випадку з дією фенолу. Зниження активності сперматозоїдів у дослідних групах відносно контрольних показників спостерігається, але якщо порівнювати це зменшення між концентраціями, то відмінності будуть незначними.

Загалом, токсичність хрому (VI) виявляється у високому окиснювальному потенціалі та легкій здатності проникати через біологічні мембрани [7]. Вочевидь, як і у випадку з фенолом, незначний період активності сперматозоїдів коропа виявився недостатнім для розвитку токсичного ефекту дихромату калію.

Таким чином, підсумовуючи результати наших досліджень, можна зробити висновок, що показники активності сперматозоїдів не можуть повною мірою використовуватися для біотестування. Це пов'язано з відносно коротким періодом життя сперматозоїдів.

ЛІТЕРАТУРА

1. European Communities WFD CIS Common Implementation Strategy for Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document № 6 Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise. Luxembourg, 2003. 47 p.
2. *In vitro* cytotoxic, genotoxic and oxidative stress of cypermethrin on five fish cell lines / Taju G. et al. // Pesticide Biochemistry and Physiology. 2014. Vol. 113. P. 15—24.
3. Sperm motility in the fishes of pesticide exposed and from polluted rivers of Gomti and Ganga of north India / Singh P. B. et al. // Food Chem Toxicol. 2008. Vol. 46(12). P. 3764—3769.
4. The *in vitro* effect of Lambda-cyhalothrin on quality and antioxidant responses of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* spermatozoa / Kutluyera F. et al. // Environmental Toxicology and Pharmacology. 2015. Vol. 40(3). P. 855—860.
5. Toxicity of environmental contaminants to fish spermatozoa function *in vitro* – a review / Hatem A. et al. // Aquatic Toxicology. 2013. Vol. 140–141. P. 134—144.
6. Sublethal effects of phenolic compounds on biochemical, histological and ionoregulatory parameters in a tropical teleost fish *Oreochromis mossambicus* (Peters) / Varadarajan R. et al. // Int-nal J. of Sc. and Research Publications. 2014. Vol. 4(3). P. 1—12.
7. Sastry K. V., Sunita K. M. Enzymological and biochemical changes produced by chronic chromium exposure in a Teleost fish, *Channa punctatus* // Toxicology Letters. 1983. Vol. 16(1–2). P. 9—15.

UDC 639.3:577.15

DEVELOPMENTAL VARIATION IN MACRO- AND MICROELEMENT LEVELS IN SEA TROUT (*SALMO TRUTTA* M. *TRUTTA* L.) ACROSS SMOLT, SILVERING AND SPAWNING STAGES

H. Tkachenko, halina.tkaczenko@upsl.edu.pl, Pomeranian University in Słupsk, Słupsk, Poland

N. Kurhaluk, natalia.kurhaluk@upsl.edu.pl, Pomeranian University in Słupsk, Słupsk, Poland

Introduction. Anadromous brown trout (*Salmo trutta* m. *trutta* L.) have a complex life cycle that alternates between freshwater and marine environments [2]. This imposes substantial physiological and metabolic challenges. Throughout their development, the fish undergo significant morphological, biochemical and behavioural changes in order