

Дещо менше представлені петрофітний (10; 17,24%) та водний (15,52%) флороценотипи. Таким чином, більшість рідкісних видів рослин представляють групу інтразональних флороценотипів – 56,90% видів. Єдиним представником галофітного флороценотипу є *Glaux maritima* L.

На даній території до екстразональної групи відносяться види лісового і чагарникового флороценотипів, що разом являють лише 7 видів (12,07%). Єдиним відміченим лісовим видом є *Scilla bifolia* L.

Два види – *Salvinia natans* (L.) All. та *Trapa natans* L. знаходяться під охороною Берської конвенції.

Відмічено вісім видів, які внесені у Європейський Червоний список та мають різні категорії охорони. З них – лише два: *Eremogone cephalotes* (M.Bieb.) Fenzl та *Astragalus dasyanthus* Pall. наводяться у Червоній книзі України [2009]. Решта (табл. 2) – внесені у Список рідкісних рослин Одеської області.

Загалом, з 58 рідкісних видів, знайдених у долинах лиманів, 18 – внесені у Червону Книгу України [2009] та ще 40 видів – охороняються на місцевому рівні [Рішення..., 2011].

Таким чином, основна частина рідкісних видів, що в області охороняються на державному та місцевому рівнях, відносяться до класу *Magnoliopsida*. Представлені родини, здебільшого, є моновидовими (58,07% родин) та монородовими (90,32%). Переважна більшість рідкісних видів є гемікриптофітами (46,55%) та криптофітам (33,03%). Серед гігоморф переважають мезоксерофіти (18,97%), ксерофіти (20,69%) та ксеромезофіти (22,41%). Серед геліоморф домінують геліофіти (77,59%). Основна частина видів (31,0%) є учасникам степових фітоценозів.

Загалом, відмічено 18 видів з Червоної Книги України, вісім видів, внесених у Європейський Червоний список, два – охороняються Берською конвенцією. На місцевому рівні охороняються 40 видів рослин.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Алёхин В. В. Методика полевого изучения растительности и флоры. – [2-е изд.] – Москва: Наркомпрос, 1938. – 204 с.
2. Бельгард А. Л. Лесная растительность юго-востока Украины. – К.: Изд. Киев. гос. ун-та им. Т. Г. Шевченка, 1950. – С. 35.
3. Бондаренко Е. Ю., Васильева Т. В. Редкие виды в лесонасаждениях юга Одесской области // Молодые исследователи – ботанической науке 2009: Ват. междунар. научно-практич. конф.: 24 – 25 сентября 2009: статьи. – Гомель: ГГУ им. Ф. Скорины, 2009. – С. 143 – 147.
4. Бондаренко О. Ю. Конспект флоры понизья межиріччя Дністер – Тилігул. – К.: Фітосоціоцентр, 2009. – 332 с.
5. Горышина Т. К. Экология растений. – М.: Высшая школа, 1979. – 368 с.
6. Дубына Д. В., Шеляг-Сосонко Ю. Р. Плавни Причерноморья. – К.: Наук. думка, 1989. – 272 с.
7. Екофлора України в 5 т. – К.: Фітосоціоцентр, 2000 – 2009. – Т. 1 – 3, 5.
8. Камелин Р. В. Флорогенетический анализ естественной флоры горной Средней Азии. – Л.: Наука, 1973. – 355 с.
9. Костильов О. В. Рослинність схилів Куяльницького лиману // Укр. ботан. журн. – 1987. – Т. 44, № 5. – С. 81 – 84.
10. Костильов О. В. Рослинність урочища Холодна Балка (Одеська область) // Укр. ботан. журн. – 1981. – Т. 38, № 5. – С. 33 – 37.
11. Определитель высших растений Украины / под ред. Ю. Н. Прокудина. – К.: Наук. думка, 1987. – 548 с.
12. Попова О. М. Роль природно-заповідного фонду Одеської області у збереженні судинних рослин міжнародного рівня охорони // Вісник Львів. ун-ту. Серія: біологічна. – 2004. – Вип. 36. – С. 85 – 90.
13. Рішення Одеської Обласної Ради № 90-VI від 18.-2.2011 р.
14. Серебряков И. Г. Экологическая морфология растений. – М.: Высшая школа, 1962. – 378 с.
15. Смирнова-Гараева Н. В. Водная растительность Днестра и её хозяйственное значение. – Кишинёв: Штиница, 1980. – 136 с.
16. Червона книга України. Рослинний світ / за ред. Я. П. Дідуха. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 900 с.
17. Шеляг-Сосонко Ю. Р., Костильов Ю. Р. Степова рослинність схилів Тилігульського лиману // Укр. ботан. журн. – 1981. – Т. 38, № 4. – С. 10 – 13.
18. Mosyakin S. L., Fedoronchuk M.M. Vascular Plants of Ukraine. A nomenclature Checklist. – Kiev, 1999. – 345 p.

УДК 576.356.2/3:574.64(28)

Верголяс М.Р., Гончарук В.В. (Україна, Київ)

ВИКОРИСТАННЯ МОРФОФУНКЦІОНАЛЬНИХ ЗМІН КЛІТИН РИБ ЯК БІОІНДИКАТОРІВ ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ

Проблема забруднення водного середовища набуває все більшої гостроти у більшості країн світу включно з Україною. Зміни екологічних чинників, викликані зростаючим антропогенним впливом, призводять до загрозливої ситуації щодо виживання живих організмів і здоров'я людини. Тому в комплексі заходів, спрямованих на запобігання негативним впливам на здоров'я, пов'язаних із чинниками водного середовища, важливе місце повинна займати оцінка якості води, зокрема її безпечність для людини [1]. У зв'язку з цим

розробка ефективних методів оцінки як прямого, так і опосередкованого впливу техногенних та інших забруднювачів на живі організми стає все більш актуальною. Антропогенні зміни водних екосистем не можуть не відобразитись на фізіологічному стані гідробіонтів, зокрема риби. Костисті риби - досить численний і розповсюджений клас, що займає важливе місце в екосистемі, визнані зручними тест об'єктом для вивчення якісного стану водного середовища.

Матеріали і методи. Досліджувані зразки води. Для дослідження впливу антропогенного забруднення, зразки води були відібрані з прісноводних водойм України: з ріки Дніпро (р-н Гідропарк та р-н Бортничі) та з ріки Десна (р-н Хотянівка), загалом три станції. У всіх зразках води визначали електропровідність, рН та проводили хімічний аналіз на присутність органічного вуглецю та деяких неорганічних речовин. Співставлення одержаних показників з нормативами, розробленими для оцінки якості води, показало, що відібрані проби річкової води характеризувались відсутністю значних відхилень від нормативних показників, за виключенням перманганатної окислюваності та загального органічного вуглецю, вміст якого був підвищеним. Це виключає можливість впливу на функціональний стан риби під час експерименту зміни загальних гідрохімічних показників досліджуваних зразків води.

Тест-об'єкти. У дослідженнях використовували акваріумних риби – *Carassius auratus*, вирощених в акваріумах лабораторії.

Приготування цитологічних препаратів. В дослідженнях використовували клітини крові, зябер та хвостового плавця. Кров відбирали з хвостової вени й готували цитологічні препарати за стандартною методикою [2]. Тканину зябер (зяберні пелюстки) та регеновану тканину хвостового плавця, тобто ту, що утворилась під час перебування риби в досліджуваному розчині фіксували в оцтово-гліцериновій суміші. Цитологічні препарати готували з гомогенізату тканини. Фарбування проводили за методом Романовського-Гімза стандартним розчином Азур-еозину. Цитологічні препарати аналізували під світловим мікроскопом із загальним збільшенням $\times 1000$. На заключному етапі досліджень проводили аналіз та статистичну обробку результатів за допомогою стандартного пакету програм Excel. Статистичну достовірність співвідношення різних типів клітин крові оцінювали за параметричним t-критерієм Ст'юдента, зміну частоти появи аномалій ядра – за непараметричним ϕ – критерієм Фішера [3, 4].

Результати дослідження. Було проведено дослідження впливу, відібраних зразків води на гематологічні показники та показники цитогенетичної стабільності еритроцитів та епітеліальних клітин зябер і хвостового плавця риби *Carassius auratus*. При впливі досліджуваних проб спостерігали тенденцію до зниження відсотку лімфоцитів (табл. 1), однак ці зміни не були статистично значимі. Всі досліджувані проби води спричиняли достовірне зростання відсотку сегментоядерних нейтрофілів майже вдвічі. Також спостерігалось значне ($p < 0,05$) зростання кількості еозинофілів у варіантах з досліджуваними пробами води, однак проби «Київ-Дніпро» та «Бортничі» спричиняли найбільше зростання даного показника.

Таблиця 1 – Лейкоцитарна формула (%) риби, *Carassius auratus*, при впливі досліджуваних проб води

Форменні елементи крові	Контроль n=15	Десна n=15	Київ-Дніпро n=15	Бортничі n=15
Загальна кількість проаналізованих клітин	75000	75000	75000	75000
Паличкоядерні нейтрофіли	1,39 \pm 0,18	1,55 \pm 0,19	1,45 \pm 0,19	1,54 \pm 0,19
Сегментоядерні нейтрофіли	1,51 \pm 0,19	2,11 \pm 0,22*	2,66 \pm 0,22*	2,83 \pm 0,22*
Еозинофіли	0,26 \pm 0,08	0,58 \pm 0,12*	0,76 \pm 0,13*	0,83 \pm 0,14*
Базофіли	4,52 \pm 0,33	5,37 \pm 0,36	7,95 \pm 0,43*	7,75 \pm 0,42*
Моноцити	4,33 \pm 0,32	7,48 \pm 0,42*	7,29 \pm 0,41*	7,48 \pm 0,42*
Лімфоцити	84,91 \pm 0,57	79,80 \pm 0,64	73,69 \pm 0,70*	73,60 \pm 0,70*

Примітка: * – $p < 0,05$ в порівнянні з контрольною групою

Показано, що при впливі досліджуваних проб, у порівнянні з контролем, вірогідно збільшувався рівень базофілів і моноцитів. Найбільшою мірою це проявлялося при тестуванні проб «Київ-Дніпро» й «Бортничі», де дані показники зросли майже вдвічі.

Отже, дослідження лейкоцитарної формули крові *Carassius auratus* дозволяє виявити наявність домішок невизначеної природи в річковій воді. Наші результати дозволяють твердити про відносно меншу забрудненість проби з ріки Десни у порівнянні з пробами, що були відібрані з ріки Дніпра. ці результати безпосередньо свідчать про можливість використання лейкоцитарної формули риби для визначення ступеню забруднення водних біотопів.

Результати мікроядерного аналізу представлені в таблиці 2. Одержані результати свідчать про наявність впливу антропогенного забруднення річкової води на частоту появи клітин крові з порушенням генетичного апарату. Всі досліджувані проби води достовірно ($p < 0,01$) збільшували частку еритроцитів із мікроядрами та подвійними ядрами в крові піддослідних риби.

Після інкубації в пробах річкової води суттєво збільшувалась кількість епітеліальних клітин зябер з мікроядрами та подвійними ядрами ($p < 0,05$). Серед даних порушень частіше зустрічались клітини з мікроядрами.

Таблиця 2 - Частоти ядерних порушень в різних тканинах срібного карася *Carassius auratus*, при впливі досліджуваних проб води

Показники		Досліджувані проби води			
		Контроль n=15	Десна n=15	Київ-Дніпро n=15	Бортничі n=15
Еритроцити (3000 клітин)	МЯ	0,33±0,20	0,5±0,25	2±0,50*	2,75±0,58*
	2Я	0,67±0,29	1,75±0,46*	3±0,61*	2,25±0,53*
Клітини зябер (3000 клітин)	МЯ	0,92±0,34	1,25±0,39	2,5±0,55*	3,75±0,67*
	2Я	1,83±0,47	0,75±0,30	1,25±0,39	2,5±0,55
Клітини хвостового плавця (3000 клітин)	МЯ	1±0,35	2,75±0,58*	5±0,77*	3±0,61*
	2Я	1,33±0,40	1,75±0,46	1,5±0,43	2±0,50

Примітка: МЯ – клітини з мікроядрами, 2Я – клітини з двома ядрами, * – $p < 0,05$ у порівнянні з контрольною групою

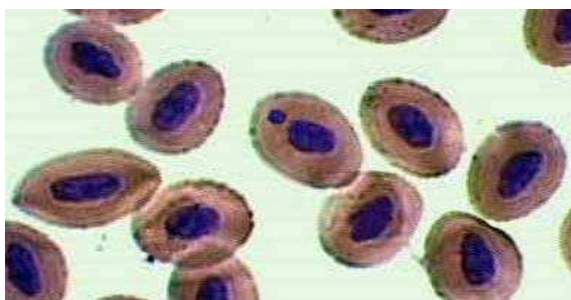


Рис.1. Мікроядро в еритроциті риб, *Carassius auratus*.



Рис.2. Мікроядро та подвійне ядро в клітинах зябер риб, *Carassius auratus*.

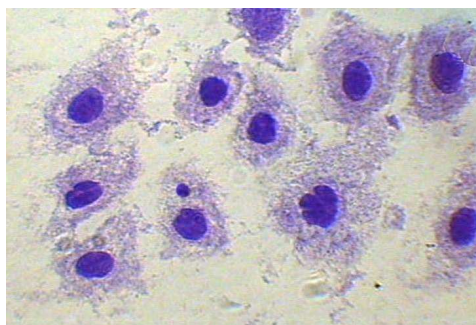


Рис.3. Мікроядро в клітинах хвостового плавця риб, *Carassius auratus*.

Подібним чином реагували і епітеліальні клітини хвостового плавця, спостерігалось значне збільшення частки клітин з мікроядрами. В дещо меншій мірі, однак також достовірно зростала частка клітин з подвійними ядрами.

Слід зазначити, що найбільш вираженим був генотоксичний ефект зразків води, які отримували біля очисних споруд м. Києва (р-н Бортничі) та з Дніпра в районі Гідропарку.

Отже, дані мікроядерного тесту співпадають з результатами, що були визначені за допомогою лейкоцитарної формули. Мікроядерний тест виявився найбільш результативним на еритроцитах.

Антропогенне забруднення природних вод приводить до ослаблення антиоксидантної системи гідробіонтів, що супроводжується збільшенням частоти генетичних порушень в клітинах крові риб. Слід зазначити, що саме еритроцити крові є найбільш чутливою мішенню до дії активних форм кисню. Відомо, що іони важких металів можуть каталізувати утворення активних форм кисню [5], а з іншого боку – відігравати роль інгібіторів окремих ферментів антиоксидантної системи, що захищає клітини від наслідків окислювального стресу [6]. У цьому контексті визначення кількості клітин з мікроядрами та подвійними ядрами дає змогу оцінити інтегральний вплив досить широкого спектру забруднюючих факторів водного середовища на стан морських та прісноводних риб. З методичної точки зору, поєднання гематологічних і цитологічних методів для вивчення гідробіонтів дозволяє одержати інформацію про механізм токсичної дії чинників антропогенного забруднення водного середовища. Беручи до уваги зростаючу кількість забруднювачів у річкових акваторіях, прилеглих до регіонів з високим рівнем індустріалізації, ці показники життєдіяльності риб можуть бути використані для проведення постійного екологічного моніторингу природних вод, а також для оцінювання потенційного токсикологічного ризику присутніх у воді хімічних речовин для здоров'я людини.

Висновки

Таким чином, проведені дослідження з визначення впливу антропогенного забруднення річкових вод дозволили виявити зміни гематологічних та цитогенетичних показників риб, які можна запропонувати для біоіндикації [7, 8].

Результати з виявлення змін у генетичному апараті гідробіонтів під впливом забруднювачів прісної води, можуть бути екстрапольовані, певною мірою, на здоров'я людини, враховуючи той факт, що річкова вода є одним з основних джерел постачання питної води для населення України та інших країн Європи. Відносно прості та швидкі методи цитологічного аналізу тканин риб дозволяють проводити оцінку токсикологічного

ризик присутності антропогенних забруднювачів прісної води.

Дуже вдалим виявляється те, що обидва теста – виявлення генетичних порушень і змін в лейкоцитарній формулі можуть бути проведені на тому ж самому препараті. Запропонований, нами метод можна також вважати відносно гуманним тому, що виготовлення препаратів периферійної крові не потребує забою піддослідних тварин.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Левич А. П. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга / А. П. Левич, Н. Г. Булгаков, В. Н. Максимов. – Москва: НИИ-Природа, 2004. – 271 с.
2. Козинец Г.И. Исследование системы крови в клинической практике / Г.И. Козинец, В.А. Макаров. – М.: Триада-Х, 1997. – 480 с.
3. Гланц С. Медико-биологическая статистика. Пер. с англ. – М.: Практика, 1999. – 459 с.
4. Лакин Г. Ф. Биометрия. - М.: Высш. шк., 1980. – 293 с.
5. Hornyak G.L. Effective medium theory characterization of Au/Ag nanoalloy-porous alumina composites / G.L. Hornyak, C.J. Patrissi, C.R. Martin, J.-C. Valmalette, L. Lemaire, J. Dutta, H. Hofmann // Nanostruct. – 1997. – Vol.9. – P. 571-574.
6. Rahatgaonkar A.M. A selective bioreduction of toxic heavy metal ions from aquatic environment by *saccharomyces cerevisiae* / A.M. Rahatgaonkar, N.R. Mahore // E-Journal of Chemistry. – 2008. – Vol. 5, № 4. – P. 918-923.
7. Патент України за заявкою № а 2008 01532, МПК (2006) G 01N 33/18. Спосіб визначення цитотоксичності водного середовища. / В.В. Гончарук, М.Р. Верголяс. – Заявл. 06.02.2008. Рішення про видачу патенту від 24.11.2008.
8. Гончарук В.В., Верголяс М.Р., Веялкина Н.Н. Оценка генотоксического влияния тяжелых металлов на клетки рыб // Збірник наукових праць Вінницького державного аграрного університету. Вінниця. – 2008. – Вип.34. Т.1. С. 171-176.

УДК 599.325.1 (477)

Волох А. М. (Україна, Мелітополь)

АГРОЛАНДШАФТИ УКРАЇНИ ЯК МИСЛИВСЬКІ УГІДДЯ

В Україні мешкає багато видів мисливських тварин, які становлять важливий державний ресурс. У 1968-1974 рр. тут щорічно добували 2-5 млн. особин пернатой дичини, що еквівалентно 2,8 т м'яса (Природно-ресурсний аспект, 2001), а також багато диких ссавців, маса яких перевищувала 1133 т. Серед птахів основу складали дикі качки, а серед ссавців – заєць-русак (700,1 т), лось (383 т), дикий кабан (319 т), козуля (32,4 т) та благородний олень (29,1 т). Велике значення також мала заготівля хутра (360,8 тис. шт. щорічно), у структурі якої найбільшу питому вагу за кількістю мали смушки зайця (279,8 тис. шт.), ондатри (30 тис. шт.), лисиці (26,9 тис. шт.) та білки (19,2 тис. шт.) (Болденков, 1976).

На кінець 90-х років ХХ ст. ресурси всіх мисливських тварин дуже скоротилися, а біомаса основних промислових видів зменшилася більш ніж в 1,5 рази (Природно-ресурсний аспект, 2001). Причиною цього стало виснаження ресурсів завдяки браконьєрству, яке набуло великого розмаху ще під час розпаду СРСР та триває дотепер. Але зазначене скорочення багатьох популяцій розпочалося ще раніше, особливо це стосується водоплавних птахів, основні гніздові біотопи яких постраждали від будівництва чисельних ГЕС, осушення боліт та господарського освоєння заплав.

Значного негативного впливу зазнали також угруповання польової дичини (русак, перепілка та сіра куріпка), велика кількість яких гине під час інтенсивного механізованого обробітку ґрунту, від застосування мінеральних добрив та пестицидів (Абеленцев и др., 1973). Але найбільш суттєве значення у процесі скорочення багатьох популяцій належить трансформації природних ландшафтів в агроценози, яка відбулася на всьому просторі країни.

Завдяки високій залежності сільськогосподарського виробництва від водних ресурсів, майже всі агроландшафти виявляються вбудованими в річкові басейни і тому відчують на собі різнобічний вплив гідрологічних чинників, а також самі впливають на стан водно-болотних екосистем. У той же час, за інтенсивного господарського використання агроценозів, водно-болотні угіддя скрізь набули суттєвого значення як місця найбільш ефективного розмноження багатьох мисливських тварин, їх зимівлі, відпочинку мігрантів, а також пасивного захисту від впливу антропогенного фактору. То ж метою даної роботи є узагальнення досвіду ведення мисливського господарства в агроландшафтах з врахуванням збереження біорізноманіття водно-болотних екосистем.

Структура сільськогосподарських угідь в Україні

В Україні дуже велику площу займають землі сільськогосподарського призначення, частка яких на кінець ХХ ст. становила 68%. При цьому 55,4% (за іншими даними – 58%) всієї території країни становили орні землі, які зараз використовують переважно для вирощування соняшника, озимих зернових та ріпака. З середини 60-х років ХХ ст. у сівозмінах суттєвого значення набули багаторічні бобові трави, зокрема, еспарцет і люцерна, а