

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
МАРІУПОЛЬСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ЕКОНОМІКО-ПРАВОВИЙ ФАКУЛЬТЕТ
КАФЕДРА РАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ ТА
ОХОРОНИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА**

До захисту допустити:

Зав. кафедри

«_____» _____ 20____ р.

Кваліфікаційна робота

за освітнім ступенем «Магістр» на тему:

«Екологічна мінливість азовського бичка в різних умовах існування»

Студента економіко-правового
факультету спеціальності «Екологія»
освітнього ступеня «Магістр»
Сербіна Владіслава Сергійовича
Науковий керівник:

Казачков Михайло Геннадійович
кандидат біологічних наук,
доцент кафедри раціонального
природокористування та охорони
навколишнього середовища

Рецензент:

Терещенко Сергій Іванович , кандидат
біологічних наук, доцент донецького
обласного еколого-натуралістичного
центру

Кваліфікаційна робота захищена

з оцінкою _____

Секретар ЕК _____

«___» _____ 20____ р.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	3
РОЗДІЛ 1 КОМПЛЕКСНА ПРОБЛЕМАТИКА ДЕРЖАВНОЇ ОХОРОНИ МОРСЬКИХ ОБ'ЄКТІВ.....	6
1.1. Стан Азовського моря відповідно до законодавства.....	6
1.2. Комплекс природоохоронних заходів по захисту азовського моря.....	10
1.3. Огляд законів про охорону водних об'єктів.....	32
РОЗДІЛ 2 ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ ЗАБРУДНЮВАЧІВ НА РИБУ.....	36
2.1. Накопичення важких металів в організмі риб.....	36
2.2. Зовнішні и внутрішні фенотипічні зміни у риби під впливом важких металів.....	43
2.3. Опис методу дослідження біоіндикаційних особливостей бичка кругляка.....	60
РОЗДІЛ 2 ЗМІНИ В ОРГАНІЗМІ АЗОВСЬКОГО БИЧКА ПІД ДІЄЮ ЗАБРУДНЮВАЧІВ	67
3.1. Група № 1, виловлена в Приморському районі, м. Маріуполь.....	67
3.2. Група №2, контрольна, виловлена біля селища Бабах-Тарама Мангушського району Донецької області	73
3.3. Група №3, контрольна, виловлена біля смт Старий Крим в річці Кальчик.....	80
3.4. Порівняльний аналіз даних.....	86
ВИСНОВКИ.....	89
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	91

ВСТУП

Актуальність теми дослідження. Погіршення стану довколишнього природного середовища вимагає від людства пошуку нових способів захисту довкілля від антропогенного забруднення, проте моніторинг наразі є доволі ресурсо-затратним. Представник морської фауни, на прикладі азовського бичка, який буде досліджуватись є одним із промислових видів, які є частиною раціону жителів берегової лінії Азовського моря тому виявлення негативних реакцій організму риби буде свідчити про загрозу для здоров'я населення. Тому дослідження біоіндикації як дешевого та простого методу виявлення зростання концентрацій забруднювачів у водних об'єктах завжди актуальне.

Об'єктом дослідження є здатність бичка кругляка (*Neogobius melanostomus*) до біоіндикації.

Предметом дослідження є особливість реакції організму представників фауни забруднення водойм з точки зору змін у зовнішньому вигляді тіла та внутрішніх органів.

Метою дослідження є обґрунтування можливості використання представника фауни Азовського моря, бичка кругляка як дешевого біоіндикатора з подальшим використанням для моніторингу якості морської води .

Для реалізації поставленої мети слід вирішити ряд **завдань**:

- з'ясувати актуальність природоохоронних доктрин державного рівня в сфері охорони морських вод;
- проаналізувати наукову літературу для визначення реакцій водних організмів на забруднюючі речовини;
- визначити можливість використання риби для біоіндикації;
- дослідити вплив забруднювачів на організм риби;
- зібрати зразки для проведення дослідів;

- сформувати статистичні дані для отримання математично вірних результатів;
- порівняти зразки, виокремити за певними характеристиками об'єкти та зробити висновки щодо доцільності використання даного методу для моніторингу стану акваторії Азовського моря поблизу міста Маріуполя.

Інформаційною базою дослідження державні законодавчі акти та постанови, матеріали міжнародних конференцій, періодичні видання, монографії зарубіжних вчених.

Методи дослідження. Під час написання роботи використовувались методи емпіричного дослідження – спостереження, порівняння, та вимір. Спостереження за станом внутрішніх органів трьох груп риб, вимірювання показників розміру тіла та розмірів печінки, порівняння показників вимірів між собою. Методи групування та аналітичні методи – для розробки статистичних таблиць для полегшення порівняння, що дало змогу визначити залежності і отримати висновки щодо доцільності подальших досліджень. Графічний метод – для побудови гістограм та графіків.

Наукова новизна отриманих результатів.

- для виявлення взаємозв'язку між станом якості води в Азовському морі в межах промислового комплексу міста Маріуполя та індикативною реакцією риби, а саме в зміні якісних показників внутрішніх органів був проведений порівняльний аналіз, результати якого дали змогу зробити висновок, що прямої залежності стану організму від існуючих концентрацій забруднювачів немає;
- узагальнено дані з впливу важких металів на організми представників водної фауни;
- на основі порівняльного аналізу побудовано гістограму яка відображає різницю між замірами які отримані з різних точок збору зразків;

Практичне значення отриманих результатів полягає в оцінці доцільності використання спостережень за реакцією організму риби на забруднюючі речовини як індикатор збільшення фонових концентрацій забруднювачів в морській воді поблизу промислових об'єктів.

Апробація результатів роботи. Участь в одній науково–практичній міжнародній конференції, одній – міжнародної студентської наукової конференції.

Публікації:

1. Сербін В.С. Аналіз можливості використання бичка кругляка для біоіндикації забруднення прибережних морських вод азовського моря / Перспективи розвитку сучасної науки: матеріали V міжнародної науково-практичної конференції 24-25 вересня 2020 р. Київ: МЦНіД –С. 21-22.

2. Сербін В.С. Вплив важких металів на організм риби / Наука сьогодення: від досліджень до стратегічних рішень: матеріали міжнародної студентської наукової конференції 25 вересня 2020 р. Івано-Франківськ: Молодіжна наукова ліга. –С. 47-48.

РОЗДІЛ 1

КОМПЛЕКСНА ПРОБЛЕМАТИКА ДЕРЖАВНОЇ ОХОРОНИ МОРСЬКИХ ОБ'ЄКТІВ

1.1. Стан Азовського моря відповідно до законодавства.

Чорне та Азовське моря є доволі ізольованими від Світового океану, на яких припадає понад 2 мільйонів квадратних кілометрів водозбірного басейну. Сучасний екологічний стан Азовського і Чорного морів зумовлений значним перевищенням обсягу надходження забруднюючих речовин над асиміляційним можливостям екосистем моря, це призводить до розвитку евтрофікаційних процесів, стрімкого забруднення вод морів, втрати біологічного різноманіття видів, погіршення рекреаційних ресурсів, і поява загрози для здоров'я населення. Основними джерелами потрапляння забруднювачів у море є річкові стоки, стічні води з берегових джерел, морський транспорт [1].

Основними проблемами екологічного стану Азовського моря є:

- Концентрації забруднюючих речовин у морській воді перевищують норму;
- Біорізноманіття та біологічні ресурси через відсутність відновлювальних процесів значно скорочуються;
- Рибна промисловість зазнає стагнації через зменшення обсягів вилову риби та морепродуктів;
- Рекреаційні можливості моря вичерпуються;
- Берегова лінія під дією геологічних процесів руйнується та деградує земля;
- системи управління природокористуванням у прибережній смузі не здатна компенсувати існуючої шкоди;
- Представники що занесені до червоної книги під загрозою зникнення;

Для екосистеми морів особливо небезпечними є промислові підприємства та господарства комунального напрямку і відповідно їх точкові джерела скидів стічних вод, які розташовані у прибережній зоні. Викликає занепокоєння стан Азовського моря джерелами забруднення якого є 66 підприємств промисловості міста Маріуполя. Щороку в море скидається понад 800 млн. куб. метрів (приблизно 99% усіх скидів до акваторії азовського моря) забруднених стічних вод ,такими металургійними комбінатами як "Азовсталь", імені Ілліча, та концерном "Азовмаш" [1].

Ризик забруднення морської води значно зростає з активним міжнародним і національним судноплавством, особливо під час перевезення вантажів з небезпечним вмістом. Значне забруднення акваторій досягається через не достатньої налагодженої інфраструктури зокрема старих портових споруд для складування вантажів і їх обробки у випадку їх небезпечності, Транспортні водні засоби для перевезення вантажів, які проектувалися без систем очищення побутових стоків та твердих відходів і в подальшому не модернізувались також несуть небезпеку для навколишнього середовища [1].

Велика кількість промислових і твердих побутових відходів накопичена у межах водоохоронної зони Азовського і Чорного морів. Звалища які є технічно недосконалі, створювалися з порушенням санітарних норм наразі активно забруднюють підземні і поверхневі води які є частиною водозбірних басейнів Чорного і Азовського морів, призводить до впливу на здоров'я людей, а рекреаційні можливості виснажуються [1].

Літній період особливо навантажує рекреаційні зони антропогенною діяльністю що привоить до значного погіршення стану пляжів, прибережних ділянок лісостепу, і значно уповільнює їх відновні процеси [1].

Періодичні поглиблювальні і дноочисні роботи для підтримки судноплавства в портових і прилеглих територіях акваторії викликає деградаційні процеси у біогеоценозах та підіймає із дна велику кількість завислих, токсичних речовин.+ Нерестовища, кормова база та місця нагулу

риби постраждали від господарської діяльності що має незбалансований характер. Браконьєрство, та відсутність діяльності з відтворення кількості риби спричинили ефект зменшення біологічної продуктивності та зменшення біорізноманіття. Інвазійні види що штучно занесені в акваторію моря пригнічують природні процеси з відновлення флори і фауни.

Основними забруднювачами морського середовища є нафтопродукти, особливо в межах акваторій портів. Концентрація нафтопродуктів у Азовському морі подекуди перевищує ГДК у 10 разів[1].

Сільське господарство попри зменшення обсягів використання мінеральних добрив та пестицидів значно впливає на концентрації фосфору і азоту. Для Азовського моря концентрація фосфору у воді складає приблизно 25 мкг/літр, а азоту від 20 до 400 мкг/літр. Хлорорганічні сполуки та хімічні добрива у період посівних весною підвищують концентрації біля гирл річок, Також спостерігаються значні концентрації важких металів, а вміст фенолів перевищує більший за норму в у разів. Концентрація радонідів в Азовському морі перевищує гранично допустимі концентрації в 12 разів [1]

Патогенна мікрофлора, кількість якої зростає, призводить до змін в екосистемах, наслідками яких стали:

- Зниження прозорості води;
- Зросла кількість одноклітинних організмів і медуз, а також шкідливих екзотичних організмів
- Ареал існування макрофітів прибережного мілководдя скоротився до 3-5 метрів;
- Значно зменшилися морські біологічні ресурси;
- Практично зникли популяції вищих ракоподібних та придонних риб і суттєво скоротилися популяції великих планктонних ракоподібних;
- Мор риби через задуху, періодично спостерігається задуха та масова загибель донних біоценозів на значних площах кількість особин морських ссавців зменшилася майже у 20 разів;
- обсяги вилову риби в скоротилися.

Не задовільний санітарний стан пляжів погано сприяє розвитку туризму та рекреаційного відпочинку [1]. Потенціальні можливості виробництва морепродуктів використовуються не в повній мірі як наслідок можливість використання аквакультурної діяльності для відновлення ресурсного потенціалу риби в акваторії моря [1].

Ерозія та площинний змив пошкодили сотні кілометрів берегової лінії, після чого використання територій для розбудови та сільського господарства ускладнюється[1].

Для можливої компенсації заподіяної шкоди існують пріоритетні напрями вирішення нагальних проблем такі як[1]:

- 1) зменшення рівня забруднення морів та антропогенного навантаження на їх екосистеми;
- 2) зниження ризику для здоров'я людини, пов'язаного із забрудненням морських вод та прибережної смуги;
- 3) збалансоване використання та відтворення морських біологічних ресурсів і розвиток аквакультурних видів діяльності, особливо цінних промислових видів риби, із забезпеченням належного державного контролю;
- 5) запобігання руйнуванню морського берега та охорона земель у прибережній смузі морів;
- 6) створення системи інтегрованого управління природокористуванням у межах водоохоронної зони морів, прибережній смузі морів, територіальних морських водах України;
- 7) удосконалення системи моніторингу для оцінки впливу природних і антропогенних факторів на довкілля;
- 8) залучення громадськості до реалізації природоохоронних заходів, підвищення рівня екологічної освіти та виховання населення;

Враховуючі наведені вище напрями дій з вирішення проблем можна зробити наступні висновки. Підтримка розробленої стратегії в дії, дозволить зменшити антропогенне навантаження на морські водні об'єкти, і можливе поступове відновлення водних ресурсів в тому числі і біологічних ресурсів.

1.2. Комплекс природоохоронних заходів по захисту азовського моря

В Україні законодавчому рівні прийняті закони, про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів. В них йдеться про комплекс природоохоронних заходів, спрямованих на поетапне поліпшення екологічного стану азовського і чорного морів.. Для наочності далі будуть цитати з закону.

В пункті 1.1 п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів описані етапи дій для зменшення обсягів забруднень, що надходять з річковим стоком:

«На першому етапі передбачається:

- на основі басейнового підходу до охорони та відтворення Азовського і Чорного морів забезпечити координування заходів Програми з програмами та планами дій, спрямованими на поліпшення екологічного стану басейнів річок Дніпра, Дунаю, Дністра, Південного Бугу, Сіверського Дінця та малих річок Причорномор'я і Приазов'я, під час розроблення щорічних проектів програм економічного і соціального розвитку країни;
- забезпечити координування заходів Програми із Загальнодержавною програмою формування національної екологічної мережі України на 2000-2015 роки (1989-14), Програмою перспективного розвитку заповідної справи в Україні;
- розроблення заходів з охорони та відтворення Придунайських озер, озера Сасик та лиманів північно-західного Причорномор'я;
- розроблення заходів екологічного оздоровлення гирлових ділянок річок з використанням біомеліоративних функцій плавнів;
- підготовка регіональних програм охорони малих річок Криму, Приазов'я та Причорномор'я;

– розроблення правового акта про спеціальний режим природокористування у плавнях та гирлових ділянках річок.» [1]

Для другого етапу характерний регіональний масштаб:

На другому етапі передбачається:

– реалізація заходів, спрямованих на екологічне оздоровлення гирлових ділянок річок Дунаю, Дністра та Дніпра з використанням біомеліоративних функцій плавнів;

– впровадження регіональних програм і пілотних проектів оздоровлення і впорядкування малих річок Криму, Приазов'я та Причорномор'я.

програмою передбачено посилення контролю за надходженням забруднень до морів через гирлові створи річок першого порядку, запровадження сприяння участі громадськості в здійсненні контролю за забрудненням малих річок Криму, Приазов'я, Причорномор'я та інші заходи» [1].

В пункті 1.2. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів описані два етапи природоохоронних дій зменшення обсягів забруднень з точкових берегових джерел:

«На першому етапі передбачається:

– здійснення інвентаризації скидів господарсько-побутових стічних вод у межах прибережної смуги та визначення найбільш небезпечних забруднювачів;

– розроблення та затвердження переліку заходів, спрямованих на зменшення обсягів надходження забруднюючих речовин;

– забезпечення відповідності ступеня очищення стічних вод установленим нормативам і стандартам у місцях, де вони негативно впливають на санітарно-гігієнічний стан морів;

– розроблення пілотного проекту очищення стічних вод і доведення їх до нормативно допустимих значень для одного з міст, розташованих у межах прибережної смуги;

- завершення будівництва очисних споруд стічних вод для об'єктів, діяльність яких суттєво впливає на екологічний стан морів;
- впровадження сучасних методів перероблення та утилізації відходів, що утворюються на очисних спорудах;
- розроблення та реалізація окремих програм запобігання забрудненню для найбільш екологічно небезпечних регіонів, зокрема для міста Маріуполя та прилеглих територій узбережжя Азовського моря.

На другому етапі передбачається:

- повне припинення скидання забруднених стічних вод господарськими об'єктами, розташованими у межах прибережної смуги Азовського і Чорного морів;
- впровадження в господарській діяльності об'єктів, розташованих у межах прибережної смуги, оборотного, повторного та послідовного водокористування;
- Забезпечення відповідності ступеня очищення стічних вод встановленим нормативам та стандартам» [1].

В пункті 1.3. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів описані два етапи зі зменшення обсягів забруднень з дифузних берегових джерел:

«На першому етапі передбачається:

- розроблення методики науково обґрунтованої оцінки обсягів надходжень забруднюючих речовин з дифузних джерел до морських акваторій та визначення критеріїв оцінки їх впливу на стан довкілля Азовського і Чорного морів;
- Створення системи спостережень за надходженням до акваторій Азовського і Чорного морів органічних речовин, пестицидів, важких металів з урбанізованих територій, а також внаслідок військової діяльності;
- розроблення заходів, спрямованих на запобігання забрудненню морських вод колекторно-дренажним стоком;

- встановлення водоохоронних зон і прибережних захисних смуг морів, морських заток, лиманів і малих річок;
- проведення громадських кампаній з упорядкування прибережної захисної смуги морів.

На другому етапі передбачається:

- упорядкування існуючого водовідведення дощових вод з територій населених пунктів, розташованих у прибережній захисній смузі морів;
- упорядкування існуючого водовідведення на сільськогосподарських угіддях та забезпечення протиерозійної стійкості ландшафтів;
- проведення заходів, спрямованих на запобігання забрудненню колекторно-дренажним стоком морських вод;
- винесення в натуру водоохоронних зон і прибережних захисних смуг морів, морських заток, лиманів та малих річок» [1].

В пункті 1.4. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів йдеться про етапи зі зменшення обсягів забруднення з атмосфери:

«На першому та другому етапах передбачається:

- проведення інвентаризації джерел забруднення атмосферного повітря та оцінка обсягів викидів забруднюючих речовин від стаціонарних і пересувних джерел у морі та в прибережній смузі;
- вивчення впливу забруднення екосистеми Азовського і Чорного морів атмосферними опадами;

забезпечення екологічного контролю за додержанням установлених нормативів викидів забруднюючих речовин від пересувних джерел у прибережну смугу Азовського і Чорного морів.» [1]

В пункті 1.5. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів йдеться про етапи зі зменшення обсягів забруднення з атмосфери:

«1.5. Створення цілісної системи контролю за переміщенням небезпечних речовин морським транспортом, запобігання забрудненню вод морів морськими суднами

На першому та другому етапах передбачається:

- забезпечення контролю за створенням та функціонуванням споруд, де здійснюється перевантаження та зберігання нафтопродуктів, хімічних речовин тощо;
- розроблення та впровадження системи контролю за переміщенням небезпечних речовин у межах морських кордонів України;
- розроблення та впровадження системи заходів, спрямованих на запобігання привнесенню плавзасобами до Азовського і Чорного морів шкідливих екзотичних організмів;
- здійснення пілотного проекту із впровадження біологічних методів очищення акваторій морських портів від нафтових забруднень.
- Програмою передбачено впровадження технологій утилізації рідких і твердих відходів на судах, транспортних засобах у портах; створення інформаційної системи прогнозування переміщення по поверхні моря нафтових забруднень та інші заходи.» [1]

В пункті 1.6. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів йде перелік етапів для Удосконалення системи поводження з побутовими та промисловими відходами, що утворюються у прибережній смузі морів:

«На першому етапі передбачається:

- проведення інвентаризації звалищ сміття та відходів, розташованих у межах двох кілометрів прибережної захисної смуги Азовського і Чорного морів, та розроблення комплексу заходів, спрямованих на їх ліквідацію;
- розроблення галузевих програм екологічно безпечного поводження з відходами ґрунтів, що утворюються у портовому господарстві;

- введення в дію потужностей для захоронення, перероблення та утилізації твердих побутових і промислових відходів;
- розроблення та впровадження пілотного проекту з інвентаризації та перероблення побутових відходів.

На другому етапі передбачається:

- Винесення звалищ сміття та відходів за межі прибережної захисної смуги Азовського і Чорного морів;
- будівництво потужностей для захоронення, перероблення та утилізації твердих побутових і промислових відходів;
- запровадження галузевих програм екологічно безпечного поводження з відходами ґрунтів, що утворюються у портовому господарстві;
- запровадження нормативів ГДК забруднюючих речовин, що утворюються під час проведення днопоглиблювальних і дноочисних робіт у ґрунтах.

Програмою передбачається здійснення заходів для визначення шляхів використання відходів ґрунтів та зменшення замулення дна і забруднення морів, що спричиняється внаслідок проведення днопоглиблювальних і дноочисних робіт; визначення місць розміщення відходів ґрунтів на суші під час виконання будівельних і берегоукріплювальних робіт; створення інформаційно-консультативного центру з впровадження екологічно сумісних технологій та обладнання для переробки відходів.» [1]

В пункті 1.7. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів описані етапи заходів, спрямовані на запобігання надзвичайним ситуаціям, удосконалення засобів ліквідації їх наслідків зі зменшення обсягів забруднення з атмосфери:

«На першому та другому етапах передбачається:

- підвищення рівня ефективності заходів щодо запобігання аваріям на морських спорудах і суднах, удосконалення засобів ліквідації наслідків аварій та надзвичайних ситуацій на морі;

- розроблення національної програми реагування на надзвичайні ситуації природного і техногенного характеру та адаптація її до регіональної програми дій країн Чорноморського регіону;
- запровадження єдиної державної системи раннього оповіщення і швидкого реагування у разі виникнення надзвичайних ситуацій в Азовському і Чорному морях;
- проведення оцінки геохімічного стану ландшафтів у районах виникнення надзвичайних ситуацій;
- розроблення системи прогнозування стану морського середовища, гідрометеорологічного та гідрографічного забезпечення переміщення морським транспортом екологічно небезпечних вантажів.

Зокрема, на першому етапі передбачається:

- розроблення та впровадження заходів із дослідження сірководневого забруднення Чорного моря, проведення наукового дослідження можливості використання цього сірководню;
- організація спеціалізованих державних аварійно-рятувальних служб з ліквідації надзвичайних ситуацій на морі з достатнім забезпеченням сучасним обладнанням, тренувальними полігонами, навчальними центрами;
- створення підрозділів оперативного моніторингу для забезпечення оперативного одержання інформації для прийняття рішень у разі виникнення надзвичайних ситуацій в Азовському і Чорному морях;
- введення обов'язкового страхування ризиків заподіяння екологічної шкоди, пов'язаної з транспортуванням, зберіганням та використанням екологічно небезпечних речовин в акваторіях Азовського і Чорного морів та їх прибережних смугах.» [1]

В пункті 2.1. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів йдеться про етапи профілактики негативного впливу забруднення в місцях рекреаційного та оздоровчого водокористування на здоров'я населення:

«На першому та другому етапах передбачається:

- здійснення аналізу наявного рівня забруднення морського середовища з метою визначення районів першочергового проведення водоохоронних заходів і зон сприятливого водокористування, розвитку аквакультурної діяльності;
- визначення джерел негативного впливу на прибережні морські води у межах населених пунктів, зон рекреації та місць аквакультурної діяльності;
- розроблення заходів, спрямованих на зменшення негативного впливу джерел забруднення на здоров'я населення;
- оптимізація рекреаційного використання прибережних територій.»

Пункт 2.2. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів описує етапи інформаційного забезпечення населення відомостями про санітарно-гігієнічний та епідеміологічний стан зон рекреації та населених пунктів:

На першому етапі передбачається:

- створення бази даних якості питної води, атмосферного повітря, прибережних морських вод зон рекреації та населених пунктів;
- розроблення моделі прогнозування епідеміологічної та санітарно-гігієнічної ситуації для провадження ефективних профілактичних заходів.

На другому етапі передбачається забезпечення оперативного інформування населення про санітарно-гігієнічний та епідеміологічний стан у межах зон рекреації та населених пунктів у разі виникнення загрози погіршення екологічної ситуації та поширення інфекційних захворювань.»
[19]

В пункті 3.1. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів йдеться про етапи заходів зі збереження та відтворення біологічного різноманіття та природних ландшафтів:

«На першому етапі передбачається:

- розроблення окремих режимів природокористування у межах територій (акваторій), віднесених до водно-болотних угідь міжнародного значення;
- підготовка науково обгрунтованих рекомендацій щодо відтворення реліктових видів флори та фауни Азовського і Чорного морів;
- розширення фундаментальних і прикладних наукових досліджень, спрямованих на визначення основних закономірностей функціонування морських і прибережних екосистем та запобігання негативній дії чинників, що впливають на них, а також збереження біологічного різноманіття філофорного поля Зернова;
- здійснення заходів, спрямованих на створення Азово-Чорноморського природного (екологічного) коридору;
- створення двох біологічних станцій (в акваторії Чорного та Азовського морів) з метою збереження та відтворення рідкісних видів рослин і тварин та видів, занесених до Червоної книги України.
- На другому етапі передбачається:
 - створення на базі природних і біосферних заповідників, національних природних парків, інших територій та об'єктів природно-заповідного фонду центрів з відтворення рідкісних видів рослин і тварин та видів, занесених до Червоної книги України;
 - розроблення проекту відтворення ареалу водорості філофора на північно-західному шельфі Чорного моря (філофорного поля Зернова);
 - проведення реінтродукції рідкісних і таких, що перебувають під загрозою зникнення, видів рослин і тварин;
 - розроблення та здійснення заходів, спрямованих на захист водоплавних птахів, місць їх оселення та гніздування переважно шляхом створення територій, що перебувають під особливою охороною;
 - здійснення заходів із запобігання появі нових видів рослин і тварин, небезпечних для місцевих флори та фауни.

Крім цього передбачається:

- здійснення заходів із збереження морських ссавців у межах внутрішніх морських вод та територіального моря (включаючи створення центрів реабілітації);
- проведення дослідження малого філофорного поля в Каркінітській затоці та акваторії навколо острова Зміїний;
- реалізація заходів із відтворення видів морських рослин і тварин, що перебувають під загрозою зникнення, в акваторіях Азовського і Чорного морів;
- участь у створенні регіональної Червоної книги в рамках Міжнародної програми управління станом і захисту Чорного моря.» [1]

В пункті 3.2. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів описані етапи природоохоронних заходів зі Збереження середовища існування біологічних видів:

«На першому етапі передбачається:

- забезпечення подальшого збільшення площі територій та об'єктів природно-заповідного фонду, а також їх упорядкування;
- удосконалення законодавства про природно-заповідний фонд шляхом запровадження нових категорій територій та об'єктів природно-заповідного фонду з метою забезпечення охорони та відтворення природних ресурсів прибережних екосистем і відкритої частини моря;
- розроблення спеціальних режимів природокористування в охоронних зонах територій та об'єктів природно-заповідного фонду;
- обмеження господарської діяльності в місцях існування біологічних видів, які ведуть прикріплений спосіб життя.
- На другому етапі передбачається створення біологічної станції на острові Зміїний для наукових досліджень, пов'язаних із збереженням біологічного різноманіття морських та наземних організмів.» [1]

В четвертому пункті п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та

чорного морів описані два етапи дій для збалансованого використання і відтворення морських біологічних ресурсів та розвиток аквакультурних видів діяльності:

«На першому та другому етапах передбачається:

- удосконалення законодавства з питань управління, охорони, використання та відтворення рибних ресурсів в Азовському і Чорному морях;
- створення кадастрів популяцій морських видів рослин і тварин, що мають господарське значення, та визначення їх ресурсного потенціалу;
- розроблення механізму підтримання на оптимальному рівні чисельності рибоїдних птахів і морських ссавців;
- проведення фундаментальних і прикладних наукових досліджень, пов'язаних із відтворенням та збагаченням морських біологічних ресурсів Азовського і Чорного морів, впровадження відповідних екологічно безпечних технологій;
- будівництво та модернізація риборозплідних заводів, державна підтримка розведення промислових видів риби, у тому числі за рахунок коштів державного та місцевих фондів охорони навколишнього природного середовища;
- обґрунтування перспективності розведення видів і визначення місць розвитку аквакультур у прибережній смузі;
- визначення екологічно безпечних ареалів розведення аквакультурних організмів, що ведуть прикріплений спосіб існування;
- створення фермерських аквакультурних господарств у прибережній смузі;
- забезпечення населення, яке проживає у прибережній смузі, інформацією про технології та економічні переваги діяльності риборозплідних та аквакультурних господарств;
- відтворення фармацевтичної сировинної бази на основі використання ресурсів моря;

- забезпечення участі України у розробленні країнами Чорноморського регіону Конвенції з рибальства;
- розроблення та впровадження регіональних міжгалузевих програм будівництва та модернізації риборозплідних заводів;
- розроблення та здійснення заходів, спрямованих на відтворення рибних ресурсів Азовського моря.

Передбачається також розроблення заходів, спрямованих на поліпшення стану нерестовищ, місць нагулу молоді риб та збільшення кормових ресурсів, охорону міграційних шляхів риб, та інших заходів, спрямованих на збагачення біологічних ресурсів та забезпечення їх невиснажливого використання.» [1]

В пункті 5.1. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів описані два етапи природоохоронних дій для захисту морського узбережжя від руйнівних геологічних процесів і абразії:

«На першому та другому етапах передбачається:

- розроблення державної та місцевих програм захисту берега моря;
- реалізація проектів захисту берега моря від руйнування, будівництво споруд, що не порушують природні процеси, і біопозитивних берегорегулювальних систем.» [1]

В пункті 5.2. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів йдеться про два етапи дій з охорони земель прибережної смуги морів:

«На першому та другому етапах передбачається:

- резервування земель для наступного їх переведення в землі рекреаційного та оздоровчого призначення;
- поліпшення структури угідь та формування екологічно стійких агроландшафтів; провадження ґрунтозахисних систем землеробства з контурно-меліоративною організацією території;

- рекультивация порушених земель із застосуванням ландшафтно-екологічних принципів;
- консервація деградованих сільськогосподарських угідь;
- поліпшення екологічного стану зрошуваних земель;
- створення захисних лісових насаджень у прибережній смузі морів.» [1]

В пункті 6.1. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів йдеться про етапи створення системи інтегрованого управління природокористуванням:

«На першому етапі передбачається:

- встановлення меж прибережної смуги морів;
- розроблення схеми функціонального зонування прибережної смуги з визначенням територій, придатних для різних видів господарської діяльності;
- розроблення принципів управління та поліпшення економічного механізму природокористування;
- розроблення відповідної нормативно-законодавчої бази з метою утворення і функціонування спеціальних зон, розташованих вздовж узбережжя Азовського і Чорного морів.

На другому етапі передбачається:

- розроблення принципів державної політики і стратегії інтегрованого управління прибережною смугою морів та плану заходів, спрямованих на їх реалізацію;
- розвиток екологічно сумісних галузей господарства.» [1]

В пункті 6.2. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів описані два етапи розробки природно-ландшафтних комплексів туризму:

«На першому етапі передбачається:

- розроблення порядку встановлення меж і режимів округів санітарної охорони курортів, а також зон санітарної охорони водних об'єктів, що

використовуються в лікувальних і оздоровчих цілях, у межах прибережної смуги Азовського і Чорного морів;

- створення кадастру природних рекреаційних ресурсів морського узбережжя;

- визначення рівнів екологічно допустимого навантаження для туристичної діяльності в межах рекреаційних зон.

На другому етапі передбачається вивчення можливості:

- впровадження системи екологічної сертифікації суб'єктів туристичної діяльності та інформації про її результати;

- розвитку екологічного (зеленого) туризму.» [1]

В пункті 7.1. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів описані два етапи досліджень стану та моніторингу забруднення Азовського і Чорного морів:

«На першому етапі передбачається:

- обґрунтування оптимальної мережі моніторингу у районах найбільшого антропогенного впливу;

- розроблення структури і програми моніторингу морського середовища;

- проведення гідрологічного моніторингу та систематичних сезонних базових моніторингових досліджень;

- створення постійно діючої системи моніторингу екологічного стану морського середовища в місцях дампінгу;

- розроблення екологічних критеріїв якості довкілля Азовського і Чорного морів та узгодження їх з міжнародними критеріями.

На другому етапі передбачається:

- запровадження регіональної системи моніторингу морського середовища (фонового та рутинного);

- впровадження екологічних критеріїв якості довкілля Азовського і Чорного морів;

- створення геоінформаційної системи української частини Азовського і Чорного морів;

- створення системи спеціального моніторингу якості вод на пляжах Азовського і Чорного морів для здійснення їх екологічної класифікації за світовими стандартами.» [1]

В пункті 7.2. п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів описані етапи оцінка впливу природних і антропогенних факторів на довкілля

«На першому та другому етапах передбачається:

- розроблення та впровадження методів оцінки впливу забруднення морських вод і прибережної смуги, в тому числі шахтними і мінералізованими водами, стоками з іригаційних систем, на довкілля та здоров'я населення;

- розроблення положення про екологічний аудит об'єктів прибережної смуги та економічний механізм його проведення;

- розроблення заходів, спрямованих на вдосконалення та гармонізацію оцінок антропогенного впливу на довкілля.» [1]

Восьмий пункт п'ятої частини закону про затвердження загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля азовського та чорного морів описані два етапи залучення громадськості до реалізації природоохоронних заходів, підвищення рівня екологічної освіти та виховання населення:

«На першому та другому етапах передбачається:

- сприяння утворенню асоціацій неурядових екологічних організацій, громадських організацій приморських регіонів, координації їх діяльності та поліпшенню міжнародних зв'язків з питань охорони та відтворення екосистеми Азовського і Чорного морів;

- підтримка природоохоронних акцій, що мають на меті захист та збереження довкілля Азовського і Чорного морів, на національному, регіональному та місцевому рівнях;

- видання серії освітніх матеріалів про стан довкілля Азовського і Чорного морів;
- організація навчання представників громадськості з питань розв'язання екологічних проблем Азовського і Чорного морів;
- урахування в проекті закону України про екологічну інформацію питань охорони довкілля морів;
- залучення засобів масової інформації до оперативного інформування населення про основні напрями діяльності органів виконавчої влади з охорони та відтворення довкілля Азовського і Чорного морів;
- видання спеціалізованого журналу з екологічних проблем морів та іншої науково-популярної та спеціальної літератури;
- підвищення рівня екологічної освіти та виховання населення.»

Шоста частина закону містить у собі опис механізмів реалізації завдань державної програми:

«1. Політичні засоби

З метою забезпечення сприятливих умов для реалізації Програми передбачається визнати розв'язання проблеми охорони та відтворення довкілля Азовського і Чорного морів одним з пріоритетних напрямів соціально-економічного розвитку держави та здійснити заходи, спрямовані на привернення до цієї проблеми уваги міжнародної громадськості.

2. Нормативно-правове забезпечення

Для забезпечення реалізації Програми передбачається розроблення та прийняття нормативно-правових актів, що стосуються зменшення рівня забруднення морів та антропогенного навантаження на їх екосистеми, зниження ризику для здоров'я людини, пов'язаного із забрудненням морських вод та прибережної смуги, збереження та відтворення біологічного різноманіття, природних ландшафтів та місць існування біологічних видів, розвитку аквакультурної діяльності, запобігання руйнуванню морського берега, створення системи інтегрованого управління природокористуванням у

прибережній смузі Азовського і Чорного морів та розвитку екологічного (зеленого) туризму.

З метою забезпечення збереження оздоровчих і рекреаційних ресурсів Азовського і Чорного морів та їх прибережної смуги передбачається внесення відповідних змін до Водного кодексу України (213/95-ВР), Земельного кодексу України (561-12), Закону України "Про природно-заповідний фонд України" (2456-12), Закону України "Про виключну (морську) економічну зону України" (162/95-ВР) та інших нормативно-правових актів.

3. Організаційне забезпечення

Організаційне забезпечення та координація діяльності з реалізації Програми здійснюються спеціально уповноваженим центральним органом виконавчої влади з питань екології та природних ресурсів за участю заінтересованих центральних і місцевих органів виконавчої влади відповідно до їх повноважень.

Для забезпечення координації діяльності центральних і місцевих органів виконавчої влади, наукових і громадських організацій - виконавців Програми утворюється дорадчий орган - Міжвідомча комісія з екологічних питань Азовського і Чорного морів (далі - Міжвідомча комісія), до складу якої включаються посадові особи зазначених вище органів, провідні вчені, представники профільних комітетів Верховної Ради України, а також представники громадських організацій.

На Міжвідомчу комісію покладається також коригування, у разі необхідності, передбачених Програмою заходів відповідно до наявних фінансових, матеріальних та організаційних можливостей.

Щороку під час розробки проектів державної програми економічного та соціального розвитку України та Державного бюджету України обсяги і джерела фінансування Програми уточнюються виходячи з фінансових можливостей держави.

4. Наукове забезпечення

Для наукового забезпечення реалізації Програми передбачається:

- проведення фундаментальних досліджень, спрямованих на вивчення природних процесів у екосистемах Азовського і Чорного морів, та прикладних досліджень з метою розроблення та впровадження заходів, спрямованих на зменшення рівня забруднення, збереження, відтворення та збагачення біологічних ресурсів, підвищення рекреаційного потенціалу регіону;

- удосконалення економічного механізму природокористування;
- створення відповідних банків даних геоінформаційних систем;
- удосконалення системи моніторингу;
- підготовка методичних розробок, наукових рекомендацій щодо здійснення екологічної політики з питань використання морських ресурсів.

- Одним з першочергових завдань реалізації Програми є необхідність розроблення Комплексного плану наукових досліджень у сфері охорони та відтворення довкілля Азовського і Чорного морів на 2001-2005 роки.

5. Орієнтовні розрахунки вартості та фінансове забезпечення

Фінансування Програми здійснюватиметься за рахунок:

- коштів Державного бюджету України, республіканського бюджету Автономної Республіки Крим, відповідних місцевих бюджетів (з урахуванням природоохоронних заходів, які фінансуються у рамках екологічних програм, що реалізуються), фондів охорони навколишнього природного середовища у складі бюджетів усіх рівнів, а також із залученням інших джерел фінансування, в тому числі коштів суб'єктів господарської діяльності;

- фондів страхування екологічних ризиків від наслідків надзвичайних ситуацій, що завдають шкоду довкіллю;

- зовнішніх і внутрішніх запозичень;

- грантів міжнародних організацій, благодійних внесків, коштів міжнародних програм тощо;

- удосконалення механізму розподілу платежів за використання природних ресурсів з метою підтримання природоохоронної діяльності суб'єктів господарювання.

Реалізація Програми передбачає фінансування:

- найважливіших капіталомістких заходів з охорони та відтворення довкілля Азовського і Чорного морів;
- заходів з укріплення берегів морів та лиманів;
- некапіталомістких природоохоронних заходів з охорони та відтворення довкілля Азовського і Чорного морів ;
- заходів з моніторингу та оцінки забруднення Азовського і Чорного морів (додаток 5 до Програми);
- розроблення нормативно-правового забезпечення Програми.

Фінансове забезпечення Програми на другому етапі реалізації передбачає створення цільового фонду, де концентруватимуться наявні фінансові ресурси, що спрямовуватимуться на здійснення природоохоронних заходів, а також додаткові кошти для її реалізації, в тому числі шляхом:

- розширення бази оподаткування, пов'язаного з природокористуванням та охороною довкілля;
- удосконалення цінової політики в сфері комунальних послуг для поліпшення інвестиційних можливостей комунальних та інших підприємств;
- встановлення адекватного розміру нормативів зборів за забруднення навколишнього природного середовища та використання природних ресурсів;
- забезпечення динамічного розвитку туризму, рибальства, зростання обсягу транспортних послуг та інших прибуткових видів діяльності;
- залучення коштів міжнародних організацій (Міжнародного Чорноморського фонду, Глобального екологічного фонду, програми TACIS).

Передбачається, що загальний обсяг залучення коштів із зовнішніх джерел на реалізацію Програми становитиме від 90 до 120 млн. доларів США.

Одночасно, разом з удосконаленням чинного економічного механізму природокористування, додатковим джерелом позабюджетного фінансування Програми мають стати такі фінансові важелі, як страхування екологічних ризиків, лізинг екологічного обладнання, залучення пільгових іноземних кредитів, грантів, ринок екологічних робіт та послуг.

6. Контроль за виконанням Програми

Контроль за реалізацією Програми здійснюватиме спеціально уповноважений центральний орган виконавчої влади з питань екології та природних ресурсів за участю інших центральних і місцевих органів державного управління за напрямками і видами робіт.

Кабінет Міністрів України раз на рік інформує Верховну Раду України про хід виконання Програми.

Орган, що забезпечує організацію виконання Програми, щорічно представляє Кабінету Міністрів України звіти про хід виконання заходів і завдань Програми.

Кабінет Міністрів України за рекомендаціями Міжвідомчої комісії здійснює коригування передбачених Програмою заходів та обсягів їх фінансування.» [1]

Сьома частина закону містить інформацію про міжнародне співробітництво:

«Міжнародне співробітництво у питаннях охорони та відтворення довкілля Азовського і Чорного морів сприятиме гармонізації національного природоохоронного законодавства із загальноєвропейським і передбачає розроблення законодавчої бази співробітництва та регіональної екологічної політики, поліпшення стану виконання міжнародних договорів з метою:

- розвитку двостороннього співробітництва з країнами регіону в галузі охорони довкілля, охорони та використання транскордонних водотоків басейну Чорного моря, попередження та ліквідації надзвичайних ситуацій;

- забезпечення виконання положень міжнародних договорів, що регулюють діяльність, пов'язану з охороною морів (Договору про заборону розміщення на дні морів та океанів ядерної зброї та інших видів зброї масового знищення, Конвенції про запобігання забрудненню моря скиданнями відходів та інших матеріалів, Конвенції про захист Чорного моря від забруднення (995_065);

– забезпечення виконання положень конвенцій, що регулюють транскордонне надходження забруднення (з атмосферним повітрям і водотоками) та антропогенний вплив на навколишнє природне середовище, у тому числі на морські екосистеми (Конвенції про транскордонне забруднення повітря на великі відстані та протоколів до неї, Конвенції про охорону та використання транскордонних водотоків та міжнародних озер, Конвенції про оцінку впливу на навколишнє природне середовище у транскордонному контексті);

– забезпечення ратифікації Конвенції щодо співробітництва з охорони та сталого використання річки Дунай, а також конвенцій, спрямованих на збереження біологічного різноманіття, охорону та збалансоване використання біологічних і земельних ресурсів (Конвенції про охорону біологічного різноманіття (995_030), Конвенції про водно-болотні угіддя, що мають міжнародне значення, головним чином як середовище існування водоплавних птахів (995_031);

– забезпечення підписання та ратифікації Угоди про збереження китоподібних Чорного, Середземного морів та прилеглої Атлантичної акваторії;

– участі у розробленні Протоколу про збереження біологічного різноманіття Чорного моря до Конвенції про захист Чорного моря від забруднення та Конвенції про рибальство та збереження живих ресурсів Чорного моря;

– забезпечення підготовки п'ятирічних звітів про стан виконання Міністерської декларації про захист Чорного моря;

– підтримки і розвитку методологічних центрів, створених у рамках Чорноморської екологічної програми;

– активізації участі України, у рамках Конвенції про захист Чорного моря від забруднення, у впровадженні основних напрямів Стратегічного плану дій по відтворенню та охороні Чорного моря, розробці та реалізації

міждержавних програм та проектів щодо збереження довкілля Чорного та Азовського морів;

- розвитку двостороннього співробітництва з країнами регіону, насамперед з Росією, у захисті та відтворенні довкілля Азовського моря;

- розроблення спільної Україно-Російської комплексної програми охорони та відтворення довкілля Азовського моря за участю органів державної влади, органів місцевого самоврядування територіально-адміністративних одиниць України та відповідних органів державної влади і суб'єктів Російської Федерації, які входять до басейну Азовського моря, та Азовської Російсько-Української міжпарламентської комісії.» [1]

Проблемою цих програм є те що вони застарілі, і нових в законодавстві не передбачено

1.3. Огляд законів про охорону водних об'єктів

В Україні існують природоохоронні закони які регулюють норми використання поверхневих вод для запобігання забруднення. Один з них «Постанова кабінету міністрів про затвердження правил охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами» [2]

Постанова містить перелік правил про поводження з поверхневими водами. Ці правила є обов'язковими для виконання всіма підприємствами, установами, організаціями та громадянами - суб'єктами підприємницької діяльності, діяльність яких щодо скидання зворотних вод у водні об'єкти впливає або може вплинути на стан поверхневих вод. Охорона поверхневих вод, контроль за їх охороною та нормування ступенів очищення зворотних вод плануються та регулюються за цими правилами. Планування заходів з охорони поверхневих вод здійснюється виходячи з першочергового задоволення питних і господарсько-побутових потреб в рамках міжнародних, державних та регіональних програм використання, охорони та відтворення водних ресурсів. Під час розроблення цих заходів визначаються:

- Ділянки на водних об'єктах, на яких регламентується якість води відповідно до встановлених нормативів;
- Показники , що характеризують якісний склад і властивості води на ділянках водних об'єктів;

- джерела надходження забруднень до водних об'єктів (обсяги водокористування, скидання зворотних вод та забруднюючих речовин);
- умови переведення якості води на певних ділянках водних об'єктів до вищих категорій якості;
- обсяги водних ресурсів, необхідні для задоволення питних і господарсько-побутових потреб, а також потреб галузей економіки;
- перелік робіт, спрямованих на запобігання шкідливої дії вод.

Будь які земельні роботи, будівництва, ремонти та технічні переоснащення об'єктів та їх проектування мають відбуватися відповідно програмам використання водних об'єктів та без погіршення їх стану. Водні об'єкти для першочергової реалізації заходів з їх охорони обираються з урахуванням концентрацій забруднюючих речовин, антропогенного навантаження та важливості об'єкта для соціально-економічного розвитку

Нормування якості води водного об'єкта відбувається за допомогою встановлення допустимих значень показників складу води та її властивостей, якщо забезпечуються всі умови для безпечного водокористування для питної води, а також для потреб рибного господарства. В межах населених пунктів усі водні об'єкти розглядаються як ті що використовуються для господарсько-побутових потреб. [2]

Контрольний створ, визначається в залежності від типу водного об'єкта та його використання. Для водних об'єктів господарського та побутового призначення створ розміщують не нижче 500 метрів від джерела скиду зворотних вод та на відстані одного кілометра вище від найближчого за течією пункту водокористування, а на водоймах акваторії в радіусі одного кілометра від пункту водокористування.

Місце скидання стічних вод повинне знаходитися нижче за течією від межі населеного пункту на відстані, яка виключає згінно-нагінні явища. Санітарний стан території водного об'єкта повинен забезпечуватися водокористувачами які також повинні захищати ці території від потрапляння сміття та побутових стоків, на них. На поверхню льодового покриву водних об'єктів забороняється скидати а пульпи, концентровані кубові залишки, шлами, та інші технологічні і побутові тверді відходи. Забороняється миття транспортних засобів і техніки на водних об'єктах та в їх прибережних захисних смугах. Водокористувачі повинні слідкувати за станом донних відкладів які можуть шкодити стану водойми, запобігати їх збільшенню або накопиченню в них забруднювачів, за необхідності вжити заходів для очищення водойми від донних відкладень. [2]

Для аварійно небезпечних об'єктів (нафто- та продуктопроводи, нафто- та продуктосховища, накопичувачі стічних вод, каналізаційні

колектори та очисні споруди, судна та інші плавучі засоби, нафтові свердловини, бурові платформи), повинні розроблятися і впроваджуватися протиаварійні заходи, порядок дій у разі виникнення аварій та перелік необхідних технічних засобів, способів збирання та видалення забруднюючих речовин, а також режим водокористування у разі аварійного забруднення водного об'єкта. [2]

Скидання зворотних вод у водні об'єкти допускається тільки за умови одержання в установленому порядку дозволу на спеціальне водокористування.

Для визначення необхідного ступеня очищення зворотних вод, що, визначається за стандартами гранично допустимого скидання (ГДС) які встановлюються у дозволі на спеціальне водокористування і встановлюються з метою поступового поліпшення якості води і дотримання санітарно-гігієнічних нормативів у місцях розташування водозаборів.

Для комунальних споруд повного біологічного очищення стічних вод встановлюються наступні нормативи:

- не більш 15 мг/л для біохімічного споживання кисню;
- не більш 80 мг/л для хімічного споживання кисню;
- не більш 15 мг/л для завислих речовин -.

Для інших забруднюючих речовин нормативи встановлюються органами вповноваженими видавати дозволи на спеціальне водокористування за умови збереження якості води у водному об'єкті. В залежності від якості поверхневих вод окремого водного об'єкта встановлюються обмеження на скидання забруднюючих речовин. [2]

Водокористувачі, що скидають промислові стічні води до каналізаційних мереж, повинні дотримуватися правил приймання стічних вод підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації міст та селищ. Водокористувачі зобов'язані вводити в експлуатацію пристрої, для регулярного моніторингу обсягів та якості зворотних вод, і допомагати працівникам органів контролю під час проходження перевірок і отриманню проб у контрольних створах та в системах водовідводу. Також водокористувачі повинні контролювати якість зворотних вод та концентрацію забруднюючих речовин.

Державна екологічна інспекція та органи на місцях проводять контроль за додержанням охоронних заходів та раціонального використання вод, засмічення та вичерпання, роботи очисних та інших водоохоронних споруд, з яких здійснюється скидання зворотних вод усіх категорій, дотримання встановленого режиму господарської діяльності у водоохоронних зонах та прибережних захисних смугах відповідно до законодавства. Контроль за станом водних об'єктів здійснюється спеціально уповноваженими органами

виконавчої влади у галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів. Транскордонні водні об'єкти контролюються відповідно до міжнародних договорів. [2]

Охорона водних об'єктів в Україні на рівні законодавства має ряд недоліків, а саме:

- мала кількість нормативно правових документів що регулюють водокористувачів;
- застарілі дані в законах та постановах.

Це все робить систему державного захисту поверхневих вод в тому числі і Азовського моря не дієвою і потребує оновлення та доповнення. За основу можна взяти досвід зарубіжних фахівців і розробити більше детальну та все охоплюючу доктрину з захисту водних об'єктів.

РОЗДІЛ 2

ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ ЗАБРУДНЮВАЧІВ НА РИБУ.

2.1. Накопичення важких металів в організмі риб

У літературі існує кілька способів описати термін «важкі метали». Він часто використовується як синонім слідових металів і мають високу атомну масу та більшу щільність, ніж вода. Важкі метали хімічно визначається як всі речовини, які можуть стати донорами електронів і валентними іонами, можуть мінятися місцями з іонами водню (H) у кислотах, можуть утворювати сполуки з неметалами, але не можуть об'єднуватися один з одним і мають лужні оксиди. У фізичному відношенні важкі метали визначаються як всі речовини, які можуть добре проводити тепло і електрику [3]. Загалом, метали можна класифікувати як біологічно важливі та несуттєві. Несуттєві метали (наприклад: алюміній (Al), кадмій (Cd), ртуть (Hg), олово (Sn) та свинець (Pb)) не мають доведеної біологічної функції (їх також називають ксенобіотиками або чужорідними елементами), і їх токсичність зростає із збільшенням концентрацій [4]. Основні метали (наприклад, мідь (Cu), цинк (Zn), хром (Cr), нікель (Ni), кобальт (Co), молібден (Mo) та залізо (Fe)), з іншого боку, мають відомі важливі біологічні ролі [5], а токсичність виникає або при дефіциті в метаболізмі, або при високій концентрації [6]. Але коли справа стосується їх впливу організми, незалежно від його визначення, будь-який метал можна назвати важким металом, якщо він токсичний для будь-якого організму за будь-яких обставин. Важкі метали в природі існують у різних концентраціях у земній корі, ґрунті, повітрі, воді та всій біологічній речовині, і вони широко поширюються в результаті антропогенної діяльності, наприклад: виробництво цементу; металургійна промисловість; теплові електростанції; виробництво скла; спалювання сміття та відходів виробництва; видобувна промисловість; автомобілі з двигунами внутрішнього згорання. [7] У водних середовищах

забруднення важкими металами виникає внаслідок прямого атмосферного осадження, геологічного вивітрювання або викидів сільськогосподарських, комунальних, побутових або промислових відходів, а також через очисні споруди [8-11]. Спалювання вугілля є одним із найважливіших антропогенних джерел викидів мікроелементів [12]. Забруднення та відповідні ризики, які виникають внаслідок стрімкого збільшення сільськогосподарської діяльності, позитивного приросту населення, урбанізації та індустріалізації, є критично важливими чинниками забруднення навколишнього середовища [13]. Забруднення важкими металами води та осадів, у великих концентраціях, є серйозною загрозою, через їх токсичність, тривалу стійкість, а також накопичення та біо-збільшення в харчовому ланцюзі [14, 15].

Важкі метали становлять значну екологічну та медичну проблему через їх токсичність і здатність накопичуватися в живих істотах. Також важкі метали мають сильний вплив на стабільність екосистем, але також мають несприятливий вплив на людину [16]. Незважаючи на те, що деякі важкі метали, такі як цинк, залізо, кобальт та мідь, є важливими для ферментативної діяльності та інших біологічних процесів на низьких рівнях, вони стають токсичними, коли перевищують певну концентрацію. З іншого боку, такі метали як свинець, кадмій і ртуть, не відіграють істотної ролі в живих організмах і токсичні навіть при занадто низьких концентраціях. [17] Важкі метали не затримуються у воді і швидко осідають через їх більшу щільність, ніж у воді [18].

Важкі метали в основному токсичні і можуть завдати серйозної шкоди і стати смертельними для більшості організмів, оскільки вони здатні біоакумулюватися і біомагніфікуватися. Біоаккумуляція означає збільшення концентрації ксенобіотику в організмі з часом порівняно з концентрацією ксенобіотиків у навколишньому середовищі. Біомагніфікація означає перенесення ксенобіотику з джерел їжі в організм, що призводить до більш високої концентрації в організмі, ніж джерела+. У водних середовищах забруднення важкими металами виникає внаслідок прямого атмосферного

осадження, геологічного вивітрювання або викидів сільськогосподарських, комунальних, побутових або промислових відходів, а також через очисні споруди [19-22]. Спалювання вугілля є одним із найважливіших антропогенних джерел викидів мікроелементів та важливим джерелом ряду металів [23]. Поглинання важких металів рибою з навколишнього середовища в основному відбувається через зябра, їжу, шкіру, а у прісноводних риб вода, взята разом з їжею, і взяті важкі метали переносяться до органів білками-носіями через кров і можуть досягти високих концентрацій, зв'язуючись із металом, що зв'язує білки в цих тканинах [24]. Концентрація токсичних елементів у рибі залежить від статі та віку риби, пори року та місця. Риби вважаються найбільш значущими біомоніторами у водних системах для оцінки рівня забруднення металами [15, 25], вони мають кілька конкретних переваг при описі природних характеристик водних систем та при оцінці змін середовища існування [26]. Риби мають здатність поглинати і концентрувати метали безпосередньо з навколишньої води або опосередковано з інших організмів, таких як дрібна риба, безхребетні та водна рослинність [27]. Фактично, після поглинання, метали в рибі потім транспортуються через кровотік до органів і тканин, де вони накопичуються [28, 29]. Концентрація важких металів у тканинах риби відображає колишній вплив води та / або їжі, і це може продемонструвати поточний стан тварин до того, як токсичність вплине на екологічний баланс популяцій у водному середовищі [30]. Дуже низькі рівні забруднення можуть не мати очевидного впливу на саму рибу, яка не матиме явних ознак хвороби, але це може зменшити плодючість популяцій риб, що призведе до тривалого скорочення та можливого зникнення цього важливого природного ресурсу [31, 32]. Також відомо, що важкі метали індукують канцерогенез, опосередковуючи дії вільних радикалів/активних форм кисню [33]. Дефіцит необхідних металів може спричинити негативний вплив на здоров'я, тоді як його висока концентрація також може призвести до негативних наслідків, які еквівалентні або гірші, ніж ті, що викликані несуттєвими металами [34]. Більше того, на токсичність металів для риб

суттєво впливає форма, в якій вони зустрічаються у воді. Іонні форми металів або прості неорганічні сполуки більш токсичні, ніж складні неорганічні або органічні сполуки. Токсична дія металів особливо виражена на ранніх стадіях розвитку риби [35] і негативно впливає на різні обмінні процеси у рибах, що розвиваються (зокрема, ембріонах), що призводить до затримки розвитку, морфологічних та функціональних деформацій або смерті найбільш чутливих особин [4]. Важкі метали надають токсичну дію у високих концентраціях, і тому їх можна розглядати як фактори ризику для ряду захворювань [36-38].

Важкі метали здатні порушувати цілісність фізіологічних та біохімічних механізмів у риб, які є не тільки важливим компонентом екосистеми, але й використовуються як джерело їжі [39-45]. Забруднення джерел води антропогенною діяльністю призводить до втрати водних ресурсів і, отже, порушує баланс харчового ланцюга [46]. Було проведено багато досліджень детермінації важких металів у воді, осаді, рибі та інших водних організмах. Деякі з них будуть представлені в таблиці 1.

Таблиця 2.1.

Види риб	Досліджувані важкі метали	Орган \ Тканина	Можливе споживання людиною	Локація	Автор досліджень
<i>Ареолатний окунь (Epinephelus areolatus)</i> <i>Пансел (Lutjanus russelli)</i> <i>Спарові окуні (Sparus sarba)</i>	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	Печінка, статеві залози, м'язи, шкіра	Так		Wong et al. (2001)

Продовження таблиці 2.1.

<p><i>Щіткозубий ящероголов (Saurida undosquamis), Дорада (Sparus aurata), Барабуля звичайна, (Mullus barbatus)</i></p>	<p>Cd, Fe, Pb, Zn, Cu, Mn, Ni, Cr, Co, Al</p>	<p>М'язи</p>	<p>Так</p>	<p>Затока Іскендерун, Середземне море, Туреччина</p>	<p>Turkmen et al. (2005)</p>
<p><i>Головень європейський (Leuciscus cephalus), Сонячний окунь (Lepomis gibbosus)</i></p>	<p>Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn</p>	<p>М'язи, зябра, печінка</p>	<p>Так</p>	<p>Сарікай, Туреччина</p>	<p>Yilmaz et al. (2007)</p>
<p><i>Скумбрія атлантична (Scomber scombrus), Мерланг (Merlangius merlangus), Барабуля звичайна (Mullus barbatus), Лобань (Mugil cephalus), Ротатомус saltor, Пеламіда атлантична (Sarda sarda), Ставрида атлантична (Trachurus trachurus), Анчоус європейський (Engraulis encrasicolus), Шпрот європейський (Clupea sprattus)</i></p>	<p>Hg, As, Pb, Cd, Fe, Cu, Mn, Zn, Se, Cr, Ni</p>	<p>М'язи</p>	<p>Ні</p>	<p>Чорне море, Туреччина</p>	<p>Tiizen (2009)</p>

Продовження таблиці 2.1.

<p><i>Райдужна форель (Oncorhynchus mykiss), Короп звичайний (Cyprinus carpio), Головень європейський (Leuciscus cephalus), Західний скрепер (Caroeta tinea), Broad-snout (Chondrostoma regium)</i></p>	<p>Fe, Zn, Cu, Pb, Mn, Ni, Cd</p>	<p>М'язи</p>	<p>Ні</p>	<p>Єшилль-Ирмак, Туреччина</p>	<p>Mendil et al. (2010)</p>
<p><i>Барбус двоплямистий (Puntius ticto), Стигма (Puntius sophore), Болотний барбус (Puntius chola), Риба Роху (Labeo rohita), Плоскоголовий бичок (Glossogobius giuris)</i></p>	<p>Cd, As, Pb, Cr, Ni, Zn, Se, Cu, Mo, Mn, Sb, Ba,V, Ag.</p>	<p>Все тіло</p>	<p>Ні</p>	<p>Річка Буріганга, Бангладеш</p>	<p>Ahmed et al. (2016)</p>
<p><i>Ставрида середземноморська (Trachurus mediterraneus), Анчоус європейський (Engraulis encrasicolus ponticus), Шпрот європейський (Sprattus sprattus)</i></p>	<p>As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn</p>	<p>М'язи, зябра, статеві залози</p>	<p>Ні</p>	<p>Чорне море, Туреччина</p>	<p>Alkan et al. (2016)</p>

Продовження таблиці 2.1.

<i>Мерланг (Merlangius merlangus)</i>	Fe, Zn, Mn, Co, Cu, Cr, Pb, Cd, Ni, Al, Hg	М'язи, з'ябра, печінка	Так	Узбережжя Сіноп, Чорне море, Туреччина	Bat and Anci (2016)
<i>Скумбрія японська (Scomber japonicus), Жовта ставрида (Caranx rhoncus), Морський язик (Pegusa lascaris)</i>	Zn, Cu, Pb, Cd	З'ябра, Печінка, Нирки, Селезінка, М'язи	Так	Затока Мерсін, Середземне море, Туреччина	Karayakar et al. (2017)

Деякі водні організми (членистоногі, губки, молюски) можуть накопичувати важкі метали до певних меж, а Риби в свою чергу знаходяться на вершині водного харчового ланцюга, і при поїданні їжі багатою на важкі метали, можуть накопичувати вже їх в різних тканинах та органах. Таким чином важкі метали в невеликій кількості можуть потрапляти до людини через харчовий ланцюг і впливати на її здоров'я [48]. Як правило, токсичність виникає, коли концентрація важких металів перевищує певні рівні [49]. Водні організми, такі як риби та черепахи, накопичують метали до концентрацій, багаторазово перевищують наявні у воді або осаді [50]. Накопичені в тканинах риб метали, до токсичних концентрацій, базуються на певних умовах навколишнього середовища, таких як харчовий ланцюг, конкуренція хижаків, хімія води (солоність, рН, жорсткість води) та гідродинаміка у воді [51]. Крім того, взаємодія між металами також може впливати на їх накопичення [52]. Дослідження, проведені на рибах, показали, що всі важкі метали, незважаючи на те, що деякі з них є життєво-важливими для життя, мають шкідливий вплив на живі організми через метаболічні втручання та мутагенез. Ці несприятливі

ефекти - це погіршення фізичної форми, втручання у репродуктивну систему, що призводить до карциноми і, зрештою, смерті [53]. Окрім розмноження, гіпоксичних умов, надмірного поголів'я та голодування, вплив важких металів також викликає стрес у риби [54]. Стресові фактори, включаючи забруднення, негативно впливають на ріст, розвиток і розмноження, змінюючи метаболічні, фізіологічні та біохімічні функції [55]. Помічено несприятливий вплив на фізіологічні функції та біохімічні показники як у крові, так і в тканинах риби, що мешкають у забруднених важкими металами водах. Повідомлялося, що риба яка піддалася впливу металів показала збій в імунній системі і, таким чином, організм став вразливий до інфекційних захворювань і збільшився ризик смерті [56]. Незважаючи на те, що канцерогенні ефекти важких металів невідомі, кілька досліджень показують, що можуть існувати генотоксичні ефекти [57]. Важкі метали посилюють генотоксичність прямо чи опосередковано, викликаючи токсичність інших хімічних речовин [58]. Вплив важких металів зменшує секрецію естрогену та андрогену, а також викликає патологічні зміни у риби [59].

2.2. Зовнішні і внутрішні фенотипічні зміни у риби під впливом важких металів

Вплив кадмію (Cd). Кадмій є природним несуттєвим мікроелементом, і його "тенденція до біо накопичення в живих організмах, часто на небезпечному рівні, викликає занепокоєння навколишнього середовища [4, 60, 61]. Виробництво, споживання та викиди кадмію в навколишнє середовище різко зросли протягом 20-го століття завдяки його промислового використанню (батареї, гальванічне покриття, пластикові стабілізатори, пігмент) і, як наслідок, призводять до забруднення водних середовищ існування [62]. Застосування добрив, що містять кадмій, сільськогосподарських хімікатів, пестицидів та мулу стічних вод на сільськогосподарських землях, також може сприяти забрудненню води [63].

Кадмій виявляє високу токсичність навіть при дуже низьких концентраціях і має гострий та хронічний вплив на рибу та навколишнє середовище. Тривалий вплив кадмію створює різні гострі та хронічні наслідки для водних живих [64]. Показано, що цей важкий метал накопичується в основному (близько 75%) у нирках, печінці та зябрах прісноводних риб [65], але він також може відкладатися в серцях [66] та інших тканинах [67] і спричиняти патологічні зміни різного ступеня тяжкості у вищезазначених органах [68]. Документовані морфологічні та гістологічні зміни в печінці риб, що зазнали впливу кадмію [69]. Більш високі дози кадмію спричиняли видимі зовнішні ураження, такі як зміна кольору та некроз печінки [70]. Посилення гуморальної імунної відповіді [71], індукування структурних та функціональних змін у зябрах, кишечника, печінці та нирках [72], патологічні зміни в печінці, такі як застійні явища, некроз клітин підшлункової залози та жирові зміни в перипанкреатичних гепатоцитах, застійні явища та здуття кровоносних судин [73]. Це також спричиняє порушення обміну кальцію, гіперкальціурію та призводить до утворення каменів у нирках. Токсичність у риб різниться, лососі дуже чутливі до впливу кадмію, і повідомляється про сублетальні ефекти, такі як очевидні вади розвитку хребта. Тиляпія мозамбікська (*Oreochromis mossambicus*), що зазнала дії кадмію, зазнала змін печінки у вигляді гіалінізації, вакуолізації гепатоцитів, клітинного набряку та застою судин [74]. Нирки є головним органом-мішенню токсичності кадмію та хронічного впливу майже у всіх видів тварин, і він характеризується різним ступенем ураження нирок [75]. Набряк епітелію ниркових каналців та набряк мітохондріального та ендоплазматичного ретикулуму (ER) (каламутний набряк) спостерігався в нирці Сібас (*Dicentrarchus labrax*), що зазнала впливу кадмію, а також Проліферація хлоридних клітин у зябрах зразків [76]. Більше того, кадмій пригнічує засвоєння кальцію в зябрах [77] і може змінювати метаболізм необхідних мікроелементів, впливаючи на нормальний розподіл мікроелементів у тканинах, таких як Zn та Cu [78]. Риби, що зазнали впливу кадмію, виявили порушення в складових крові та диференціальний аналіз

крові. Кадмій спричиняє руйнування еритроцитів, знижує значення гематокриту та концентрацію гемоглобіну та призводить до анемії [79]. Кадмій у плазмі золотих рибок значно підвищував активність глутамінової ацидоксалооцтової кислоти-трансамінази та глутамінової кислоти-піровиноградної кислоти трансамінази [80]. Крім того, кадмій змінив метаболізм вуглеводів, викликаючи гіперглікемію у деяких морських [81] та прісноводних видів риб [82, 83]. Кадмій розглядається як ендокринний руйнівник, і було показано, що він перешкоджає утворенню стероїдів, ікри та сперми у райдужній форелі (*Oncorhynchus mykiss*), де він змінює синтез гормонів у яєчках [84]. У коропа (*Cyprinus carpio*) він пригнічує утворення стероїдів та функцію яєчників [85]. Також було зафіксовано несприятливий вплив тривалого впливу кадмію на дозрівання, виводимість та розвиток личинок [76]. Риба, що зазнала впливу кадмію, виявила негативний вплив на швидкість росту, якість м'яса та фізіологію крові Нільської тилапії [86]. Вплив кадмію на рибу виду Анабас (*Anabas testudineus*) також показав значне зниження вмісту вуглеводів у тканинах організму [87].

Вплив хрому (Cr). Хром - важливий поживний метал, необхідний для метаболізму вуглеводів [88]. Хром потрапляє у водну екосистему через стоки, що скидаються з шкіряних фабрик, текстилю, гальваніки, обробки металів, гірничодобувної, фарбувальної та поліграфічної промисловості, керамічної, фото- та фармацевтичної промисловостей тощо [87, 88]. Погане очищення цих стоків може призвести до присутності Cr(VI) в навколишніх водоймах, де він зазвичай виявляється на потенційно шкідливих рівнях для риб [4, 89, 90]. У поверхневих водах, залежно від фізико-хімічних характеристик, найбільш стійкими формами хрому є окисли тривалентного Cr (III) або (Cr³⁺) та шестивалентного Cr (VI) або (Cr⁶⁺). Шестивалентний хром (Cr⁶⁺) вважається токсичним (тобто канцерогенним) через його окислювальний потенціал та здатність перетинати клітинні мембрани [91-95]. Риба засвоює хром шляхом прийому всередину або шляхом захоплення зябрами та накопичення в тканинах риб, переважно печінці, де концентрації більш високі ніж у

середовищі [92, 96]. Загальний токсичний вплив на такі органи, як зябра, нирки та печінка, може серйозно вплинути на метаболічну, фізіологічну діяльність та може погіршити ріст та вплинути на поведінку риб [35]. Токсичний ефект Cr у риб включає: гематологічні, гістологічні та морфологічні зміни, пригнічення росту, вироблення активних форм кисню (ROS) та порушення імунної функції [97, 98]. Тиляпія мозамбікська (*Oreochromis mossambicus*), що зазнала дії сублетальної концентрації хрому, показала гістологічні зміни в печінці (застій кровоносних судин; накопичення жиру; збільшення вогнищ мелано-макрофагів та некроз), в зябрах (гіперплазія первинного пластинчатого епітелію), в статевих органах (відкладення в інтерстиціальній тканині, гіпертрофія та вакуолізація сперматоцитів) [99]. Гостре отруєння сполуками хрому спричинює надлишковий секрет слизової, пошкодження зябрового дихального епітелію і риба може загинути із симптомами задухи [100]. При хронічному впливі, шестивалентний хром сильно впливав на ниркові каналці, спричиняючи гіпертрофію епітеліальних клітин, зменшення просвіту каналців, скорочення клубочків та некроз епітелію та клубочків [101]. Повідомлялося про некроз та фіброз просвіту труб у Чавича (*Oncorhynchus tshawytscha*), що зазнав дії хрому [88]. З'єднання хрому також спричиняють ниркову недостатність, що призводить до втрати осморегулюючої здатності та дихання у риб [102]. Сублетальні ефекти хрому у риб були безпосередньо пов'язані з пригніченням різних обмінних процесів [103].

Вплив міді (Cu). Мідь (Cu) є важливим мікроелементом та мікроелементом для клітинного метаболізму в живих організмах, оскільки є ключовою складовою метаболічних ферментів [104]. Однак він може бути надзвичайно токсичним для внутрішньоклітинних механізмів у водних тварин при високих концентраціях, що перевищують нормальні рівні [105, 106]. Це рясний елемент, який зустрічається як природний мінерал із широким використанням [4]. Забруднення міддю відбувається за рахунок широкого використання фунгіцидів, молюскицидів, інсектицидів та скидання відходів

[107]. Сульфат міді (CuSO_4) часто використовується як альгецид у комерційних та рекреаційних водоймах для контролю росту фітопланктону та ниткоподібних водоростей та для попередження певних хвороб риб [108]. Риба може накопичувати мідь за рахунок дієти або впливу навколишнього середовища [4]. Навіть при низькій концентрації в навколишньому середовищі мідь виявляє виразну спорідненість до накопичення в печінці риб [109]. Мідь знижує стійкість риб до хвороб, заподіює окислювальній шкоди; погіршує дихання; порушує структуру осморегуляції та патологію життєво важливих органів, таких як зябра, нирки, печінка. У Сома колючого (*Heteropneustes fossilis*), Райдужної форелі (*Oncorhynchus мікіжа*) і Північно африканського сома (*Clarias lazera*) дія купруму спричинила зниження рівня глікогену в м'язах та печінці та підвищення рівня глюкози в сироватці крові [110]. Передбачається, що такі зміни можуть бути викликаними адаптацією риб до гіпоксильних умов, викликаних наявністю міді у воді [111]. Загалом дія Cu на різні види риб призвела до зменшення загальної кількості білка в м'язах та печінці, а також до збільшення концентрації вільних амінокислот та активності гліоконеогенних ферментів [112]. Риби покладаються на нюх, щоб мігрувати, уникати хижаків і знаходити їжу. Cu впливає на нюх у риб, таким чином, спричиняючи зміни апетиту, навігації та обізнаності про оточення, а також зменшує вироблення сперми та яйцеклітин, та збільшує частоту відхилень від норми [113]. Хронічні токсичні ефекти можуть спричинити поганий ріст, зниження імунної відповіді, скорочення тривалості життя, репродуктивні проблеми, низьку фертильність та зміни зовнішнього вигляду та поведінки [114].

Вплив заліза (Fe). Залізо є основним компонентом промислових та гірничих стоків, які часто скидаються у водне середовище. Чорне залізо (Fe^{2+}) вважається більш токсичним для риби, ніж ферильна (Fe^{3+}) форма [115]. Хоча залізо є важливим для фізіологічних процесів у тварин, воно може бути шкідливим для живих організмів при більш високих концентраціях, ніж оптимальні умови [116]. Найвища біоконцентрація заліза в тканинах риби була

виявлена в печінці та статевих залозах, зменшуючись у мозку, м'язах та серці [117,118]. Деякі дослідження доводять, що печінка риби є органом-мішенню для заліза [119]. Концентрація заліза більше 1,0 мг / л впливала на годівлю мальків та молодняку, спричиняла тривалий стрес і знижувала ріст. Накопичення заліза в зябрах, порушує осморегуляцію та дихання. Пошкодження зябер викликає порушення обміну вуглекислого газу та кисню, гіперкапнію, плазматичний ацидоз та гіпоксію [120]. Порушення дихання внаслідок фізичного засмічення зябер пропонується як можливий механізм токсичності заліза [121]. Оскільки зяброва поверхня риби, як правило, лужна, розчинне двовалентне залізо може окислюватися до нерозчинних сполук заліза, які потім покривають зяброві ламелі та гальмують дихання [122]. Випавші в осад сполуки заліза мають серйозну дію на зябра, починаючи від зменшення їх площі, доступної для дихання, пошкодження дихального епітелію і закінчуючи задушенням риби та смертю. У Смугастій тилапії (*Tilapia sparrmanii*) залізо спричиняло гіперплазію та некроз вторинних ламелей [123]. Респіраторний дистрес є важливим фактором смертності ручейника (Сарвелінуса фонтіналіса) від впливу заліза [118]. Були спостереження за яких відбувалися відкладення заліза на поверхні зябрового епітелію у коричневої форелі (*Salmo trutta* L.), схильної до дії заліза. Пошкодження зябер від впливу 0,8-1,7 мг л⁻¹ заліза при рН 5 і 6, оскільки залізо було виявлено лише на поверхні, а не всередині зябрового епітелію, воно проявляло свою токсичність завдяки дії на зяброву поверхню [124]. Дослідження скануючою електронною мікрофотографією на зябрах Смугастій тилапії показали що після впливу сублетальних концентрацій заліза протягом 72 годин у системі безперервного потоку виявило колапс зябер, а також збільшену кількість клітин слизу [117]. Зламний колапс зменшує дифузійну відстань між водою та кров'ю та сприяє споживанню риби киснем. Також сполуки заліза можуть осідати на поверхні яець риб, спричиняючи загибель через брак кисню [125]. Сом кларієвий (*Clarias gariepinus*) продемонстрував обмежений ріст при харчуванні багатою залізом їжею [126].

Вплив марганцю (Mn). При вивчанні гематологічних ефектів марганцю ($MnSO_4$) на Гарра готила (*Garra gotyla gotyla*) було виявлено, що в обробленій марганцем рибі знизився загальний вміст еритроцитів, гемоглобіну та рівні гематокриту, тоді як мали збільшений середній корпускулярний об'єм (MCV) та середній рівень корпускулярного гемоглобіну (MCH) [127]. Токсичність Mn спричиняє ураження кровотворних органів і тому не може вивільнити належні еритроцити у загальний кровообіг. Зі зменшенням кількості еритроцитів також спостерігається, що марганець впливає на форму та ядро еритроцитів. Ці зміни починають процес руйнування і вресі-ресіт призводять до повної дегенерації еритроцитів [128]. Згідно з представленим дослідженням можна зробити висновок, що токсичність марганцю спричиняє негативний вплив на гематологічні параметри Гарра готила [129].

Вплив нікелю (Ni). Нікель - усюдисущий мікроелемент і зустрічається в ґрунті, воді, повітрі та біосфері. Він викидається в навколишнє середовище як з природних, так і з техногенних джерел. Нікель виділяється під час видобутку нікелю та галузями, які переробляють брукхт або новий нікель у сплави або сполуки нікелю, або галузями, що використовують нікель та його сполуки. Ці галузі можуть також скидати нікель у стічні води. Також нікель виділяють нафтові електростанції, вугільні електростанції та сміттєспалювальні фабрики [130]. Потрапляючи в навколишнє середовище, нікель легко утворює комплекси з багатьма сполуками, роблячи його більш рухливим, ніж більшість важких металів [131]. Хоча нікель є важливим елементом при низьких концентраціях для багатьох організмів, він токсичний при більших концентраціях [132]. Вплив нікелю може призвести до різних несприятливих наслідків для здоров'я, таких як алергія на нікель, контактний дерматит та токсичність органів. За даними Інституту медицини [133], нікель може спричиняти проблеми з диханням і є канцерогенним [134]. Численні дослідження підтвердили канцерогенну дію сполук нікелю на піддослідних тварин [131]. Поведінковий ефект впливу оксиду Ni впливає на рухову

активність риб, викликаючи тим самим гіпоактивність у золотих рибок (*Carassius auratus*) та круглих бичків (*Neogobius melanostomus*) [135]. Дослідження показали що Ni не осідає у воді так швидко, як інші важкі метали, і, отже, робить його більш біодоступним для пелагічних організмів. Також, виявлено що нікель в основному накопичується в зябрах коропа звичайного (*Cyprinus carpio*), а транспортування нікелю із зябер до печінки, нирок та м'язових тканин занадто повільне для виявлення протягом 96 годин після його впливу, а кількість Ni, що оцінюється в кишечнику, було незначним. У висновку йшлося про те що токсичність Ni в основному виникає при зябровому опосередкуванні [136]. Основна дія Ni на дихальну систему у риб, спричиняє набрякання зябрових ламелей, а також збільшує споживання кисню. Поведінкові ефекти дії оксиду Ni впливають на рухову активність риб, викликаючи тим самим гіпоактивність у золотих рибок (*Carassius auratus*) та круглих бичків (*Neogobius melanostomus*) [137].

Інші дослідження показали що після токсичного впливу сполук нікелю зяброві камери риб заповнюються слизом, і ламелі мали темно-червоний колір [138]. Також, нікель індукує гістопатологічні зміни в різних тканинах товстолобика (*Hypophthalmichthys molitrix*), включаючи злиття зябрових пластинок і гіпертрофію тканин [139].

Вплив свинцю (Pb) Свинець (Pb) - стійкий важкий метал, який характеризується як пріоритетна небезпечна речовина [4]. Хоча Pb є природною речовиною, його концентрації в навколишньому середовищі значно підвищуються за рахунок антропогенних джерел, які включають видобуток неблагородних металів, виробництво акумуляторів, фарби на основі Pb [140, 141]. Свинець у воду може надходити з промислових та плавильних стоків; від розчинення старої свинцевої сантехніки, що містить пестицидів що містять свинцю, через опади, випадання свинцевого пилу, вуличний стік та міські стічні води [142, 143]. Концентрація та біодоступність Pb в основному залежать від поглинання у відклади та вмісту природних органічних речовин у воді, а також рН, лужності та твердості води [140, 143].

Біологічні водні організми накопичують Pb з води та раціону, хоча є дані, що накопичення Pb у рибі відбувається, швидше за все, із забрудненої води, а не з дієти [144]. Відкладення свинцю відбувається в різних органах риби: печінці, нирках та селезінці, а також у травному тракті та зябрах [109]. Підвищення рівня свинцю у воді може спричинити негативні наслідки для деяких водних живих істот і може призвести до змін параметрів крові та нервової системи у риб та інших тварин. Свинець є небезпечним забруднювачем навколишнього середовища, і про нього часто згадують через значний ризик для здоров'я людини [145]. Було виявлено, що Pb пригнічує ферменти Na^+/K^+ -ATPase та фермент дегідратази d-амінолевулінової кислоти, який бере участь у зростанні та синтезі рубця в еритроцитах та впливає на фермент перекисного окислення ліпідів. Свинець також впливає на міжклітинний зв'язок, змінюючи концентрацію аланінамінотрансферази (ALT) та аспартатамінотрансферази (AST) у тканинах та органах [146]. Накопичення свинцю у різних видів риб було визначено в декількох роботах [147], це призвело до порушень в організмі риб. Коли *S. batrachus* піддавався дії 5 ppm нітрату свинцю протягом 150 днів, він виявляв помітне пригнічення росту статевих залоз і демонстрував зниження рівня холестерину та ліпідів у мозку, яєчках та яєчниках, тоді як печінка демонструвала підвищення обох [148]. Накопичення свинцю у різних видів риб було визначено в декількох роботах [147], що призвело до порушень в організмі риб. Коли кларій ходячий (*Clarias batrachus*) піддавався дії нітрату свинцю у кількості 5 ppm протягом 150 днів, він виявляв помітне пригнічення росту статевих залоз і демонстрував зниження рівня холестерину та ліпідів у мозку, та статевих залозах, тоді як печінка демонструвала їх підвищення [148]. У забрудненій свинцем воді було виявлено дуже велику кількість клітин радлетів (RC) в епідермісі звичайного коропа та райдужної форелі [149]. Вакуолізація гепатоцитів, цироз печінки, некроз, усадка, дегенерація паренхіми, ядерний пікноз та збільшення синусоїдальних просторів - це чіткі зміни, що спостерігаються в печінці риби, схильної до впливу свинцю [150]. Характерні симптоми хронічної токсичності свинцю включають зміни

показників крові з важким ураженням еритроцитів і лейкоцитів та ураженням нервової системи [151]. Свинець руйнує основні антиоксиданти в клітці і може привести до значного збільшення активних форм кисню (ROS), що ведуть до різних дисфункцій в ліпідах і білках [152]. Низький рівень забруднення Pb може спричинити деякі несприятливі наслідки для здоров'я та розмноження риб [153]. Також було виявлено, що свинець інгібує провідність імпульсу, пригнічуючи активність моноамінооксидази та ацетилхолін-естерази, викликає патологічні зміни в тканинах та органах [154, 155]

Вплив цинку (Zn). Цинк (Zn) як і залізо (Fe) є важливим мікроелементом та мікронутрієнтом у живих організмах, що міститься майже в кожній клітині, бере участь у синтезі нуклеїнових кислот і зустрічається у багатьох ферментах [4]. Крім того, Zn бере участь у більш складних функціях, таких як імунна система, нейромедіація та клітинна сигналізація [156, 157]. У воді може бути як вільний катіон у вигляді розчинних комплексів цинку або може адсорбуватися на зважених речовинах. Цинк та його сполуки широко використовуються в торгівлі та медицині. Загальними джерелами цього є оцинкована металева конструкція, хлорид цинку, що використовується в сантехніці, та фарби, що містять цинк [158]. Відходи цинку можуть мати пряму токсичність для риб при підвищеній концентрації у воді [142, 159, 160]. Основною мішенню токсичності Zn, є зябра [157], де поглинання Ca^{2+} порушується, що призводить до гіпокальціємії та призводить до смерті [159]. Цинк є важливим елементом, але при більших концентраціях він може бути токсичним для риб, і як зазначено раніше. Zn накопичується в зябрах риб завдаючи структурних пошкоджень, що впливає на ріст, розвиток та виживання. Це також змінює поведінку риб, гематологічні параметри, рівновагу, плавальну здатність [161]. У звичайного коропа (*Cyprinus carpio*) найбільше накопичення Zn відбувалося в зябрових тканинах, високі концентрації цинку накопичились там, можливо, через секрецію слизу і структурних змін в зябровій тканині, викликаних забрудненням. В іншому дослідженні [162]. Цинк викликав сублетальний стрес і збільшив кількість

еритроцитів у мозамбіцькій тилапії (*Oreochromis mossambicus*). Існує припущення, що таке збільшення призвело до збільшення пропускну здатності крові до кисню в порівнянні зі зміненим дихальним гомеостазом під впливом цинку [163]. Згадану реакцію можна розглядати як вторинну реакцію на забруднюючу речовину замість прямої стимуляції гемопотичних тканин цинком. Цинк також стимулював імунну систему, збільшуючи кількість лейкоцитів [164]. За іншими дослідженнями клінічні симптоми і патолого-анатомічна картина отруєння цинком в рибі аналогічні тим, які притаманні отруєнням міддю [125, 160]. Цинк спричиняє підвищену смертність, затримку росту, дихальні та серцеві патології, гальмування нересту та кілька додаткових шкідливих наслідків, які загрожують виживанню риби. Пошкоджуються зябра, печінка, нирки та скелетні м'язи [142]. У деяких прісноводних риб цинк значно підвищує активність сироваткових трансаміназ [165]. Проліферація і стимулювання зябрових клітин і збільшення вироблення слизу, як правило, відбуваються у відповідь на вплив цинку [166]. Першою ознакою пошкодження зябер є відшарування хлоридних клітин від підлеглого епітелію. Суб-епітеліальний простір збільшується через відшарування епітеліальних клітин від базальної пластинки. Відстань між водою та кров'ю може зрости більш ніж удвічі, ускладнюючи газообмін [142]

Вплив ртуті (Hg). Основним джерелом ртуті в навколишньому середовищі є фунгіциди, особливо в органічних фунгіцидах багато ртутних матеріалів, які є органічними сполуками ртуті. Статистичні дані про токсичність ртуті вказують на те, що органічна форма Hg, метилртуть (MeHg⁺) є найбільш токсичною із сполук ртуті [167-169], і, за оцінками, від 70 до 100% Hg у рибі знаходяться у вигляді MeHg⁺ [170, 171]. Незабруднена вода містить слідові кількості ртуті, що не перевищують більш ніж 0,1 $\mu\text{g}/\text{l}$ [172]. Метилртуть утворюється шляхом метилювання неорганічного Hg такими мікроорганізмами, як анаеробні сульфат-редуючі бактерії (SRB), заліза-редуктори (FeRP) та метаногени (MPA) [173, 174]. Підвищення температури води, спричинене зміною клімату, може стимулювати метилювання Hg.

Моделювання швидкості потепління океану на 0,4°C та 1°C передбачало збільшення середньої концентрації MeHg⁺ на 1,7% (діапазон, 1,6–1,8%) та 4,4% (діапазон, 4,1–4,7%), відповідно, що призвело б до підвищених концентрацій MeHg⁺ у рибі [174, 175]. Шкідливі ефекти метилртуті (MeHg) вперше були визнані на початку 1970-х років після забруднення затоки Мінамата, Японія [176, 177]. Ця металоорганічна сполука є високоліпофільним забруднювачем навколишнього середовища, що отримується з неорганічної ртуті завдяки дії бактерій, яка легко перетинає бар'єр крові. Основним шляхом потрапляння в організм риби є поглинання зараженої їжі [178, 179]. Печінка відіграє центральну роль у зв'язуванні, зберіганні та перерозподілі ртуті, що надходить у периферійний кровообіг [142]. Тканини риб є чутливими показниками забруднення водних ресурсів і мають високу здатність біоакумулювати ртуть як в органічних, так і в неорганічних формах [180]. Хоча пошкодження спостерігалися на зябрових дугах, печінці, нирках, показниках крові, нюховому епітелії та нервовій системі [181-183], деякі повідомлення показали, що сполуки ртуті можуть тривалий час утримуватися в тканинах тварин, що призводить до незворотних пошкоджень, такі як неврологічні порушення та ураження, поведінкові та когнітивні зміни, атаксія, а також судоми, крім шкідливого впливу на репродукцію [184, 185]. Раніше повідомлялося про некроз та фіброз просвіту ниркових каналців Кларія ходячого (*Clarias batrachus*), який зазнав впливу ртуті [186]. При дуже низьких концентраціях ртуть знижує життєздатність сперматозоїдів, зменшує несучість і впливає на рівень виживання яєць та мальків, що розвиваються [187].

Вплив ванадію (V) Викиди ванадію в навколишнє середовище здебільшого пов'язані з промисловими джерелами, особливо нафтопереробними заводами та електростанціями, що використовують багате на ванадій мазут та вугілля [188]. Такі джерела можуть виділяти значну кількість ванадію і поєднуватися для підвищення природного фонового рівня, пов'язаного з вивітрюванням гірських порід та вимиванням осадів [143].

Ванадій необхідний для нормального росту, він регулює активність різних ферментів, що викликають виражені зміни метаболічних функцій. При більш високих концентраціях ($>1-10\text{nM}$) ванадій стає токсичним для клітин, викликаючи наслідкові пошкодження певних органів-мішеней, таких як печінка та нирки, викликаючи окисне пошкодження, перекисне окислення ліпідів та зміни в гематологічній, репродуктивній та дихальній системах [189-193]. Токсичність ванадію по відношенню до Кларія нільського (*Clarias lazera*) викликає значне зниження маси тіла, гемоглобіну (Hb), гематокриту (H) і рівнів білка, і підвищення рівня холестерину, лужного фосфату, кортизолу, ферменту аспартатамінотрансферази (AST), ферменту аланінамінотрансферази (ALT), сечовини та креатиніну. Крім того, на зовнішній поверхні тіла спостерігалось ненормальне освітлення шкіри та крововиливи [194].

Вплив алюмінію (Al). Алюміній (Al) - третій за поширеністю елемент після кисню та кремнію і найпоширеніший метал на землі [195]. Він подібний до багатьох інших металів тим, що його, як правило, вважають найбільш токсичним у своїй розчинній іонній формі [196]. Він міститься в атмосферному повітрі великих міст та промислово розвинутих районів, і використовується як флокуляційний агент при обробці води [197, 198]. Токсичність алюмінію для риб значною мірою залежить від фізико-хімічних властивостей води і особливо від її рН. Алюміній розчинний при значеннях рН нижче 6,0 [125]. Механізм токсичності у риб, схоже, пов'язаний із втручанням в іонний та осмотичний баланс, а також з проблемами дихання, що виникають внаслідок коагуляції слизової оболонки на зябрах риб, і було виявлено, що він викликає сильне злипання ламелей та ниток у зябрах [199]. Алюміній вважається хімічною речовиною, що порушує роботу ендокринної системи, у зрілих самок Тиляпії нільської (*Oreochromis niloticus*) [200]. Риби, що зазнали впливу Al, показали значно вищий загальний вміст еритроцитів; гематокрит (Hct); середню концентрацію корпускулярного гемоглобіну (MCHC) та вищий середній вміст корпускулярного гемоглобіну (MCH), тоді як середній

корпускулярний об'єм (MCV) був значно нижчим [201]. Використання концентрацій алюмінію на рівні 0,52 мг/л призвело до помітного зменшення росту риби [202]. Фізіологічні зміни, які часто спостерігаються у різних видів риб, що зазнали дії Al, в основному пов'язані із серцево-судинними [203], гематологічними [204], дихальними, іонорегуляторними [205], репродуктивними [206], метаболічними [207] та ендокринними [208] порушеннями, зокрема структурно пошкодженні зябра [209].

Вплив арсену (As) Миш'як потрапляє до водних екосистем із різних джерел, включаючи виробничі підприємства, шахти з видобутку корисних копалин, металургійні виробництва та електростанції (ТЕС). Одним з основних сільськогосподарських джерел є виробництво та використання миш'якових дефоліантів та пестицидів. Він також використовувався для знищення водних рослин, щоб зменшити труднощі, що виникають під час лову на гачок на ділянках, зарослих водною рослинністю [142]. Миш'як здатний накопичуватись у великих кількостях у відкладах на дні водойм та водосховищ, а також у водних організмах [125]. Сполуки миш'яку в третьому (III) ступені окиснення (арсеніти) досить швидко всмоктуються в рибу і є більш токсичними, ніж сполуки миш'яку в ступені окиснення V (арсенати) [210]. Миш'як активно метаболізується в тканинах риби, особливо в таких органах, як печінка і має тенденцію до накопичення в різних кісткових рибках, таких як зелена риба-сонце (*Lepomis cyanellus*) [211], райдужної форелі (*Oncorhynchus mykiss*) [212], Медаки японської (*Oryzias latipes*) і Тиляпії мозамбікської (*Oreochromis mossambicus*) [213, 214]. Гострий вплив арсену може призвести до негайної смерті через збільшення продукування слизу, викликаючи задуху або прямий згубний вплив на зябровий епітелій. Хронічний вплив може призвести до накопичення металоїду до токсичних рівнів і є причиною ряду захворювань [215, 216]. Встановлено, що миш'як спричиняє набрякання клітин нирок голови з міжклітинним набряком у Кларія ходячок (*Clarias batrachus*) [217], також виявлено вакуолізацію [218]. З іншого боку, ниркові гістопатологічні зміни у прісноводних телеостах були значними

у різних видів риб, таких як райдужна форель,[219], озерна біла риба та озерна форель [220]. Встановлено також, що миш'як спричинює виснаження лімфоцитів та мелано-макрофагальних центрів у Кларія ходячого (*Clarias batrachus*) [218]. Печінково-дегенеративні зміни у риб, що зазнали великих концентрацій арсену, включають субмасивний некроз, вогнищевий некроз, проліферацію жовчної протоки, жовчні пробки та ацидофільні тіла. Інші зміни включають утворення некротичних тіл, фіброзних тіл, а також цитоплазматичних та внутрішньоядерних асинклюзій у паренхіматозних гепатоцитах [217]. Помічено, що, хоча миш'як накопичується переважно в сітківці, печінці та нирках риб, він може впливати на імунну систему риб, пригнічуючи антитіла [217]. Також повідомлялося, що короткочасний вплив на риб несмертельних концентрацій миш'яку які спричиняли залежні від часу та тканини специфічні зміни у функціонуванні клітин В- та Т-лімфоцитів, роблячи їх сприйнятливими до інфекцій [210, 221] Вплив на рибу різних концентрації миш'яку також діяв на фагоцитарний потенціал макрофагів і сприяв розповсюдженню та збереженню вірусних та бактеріальних збудників у віддалених тканинах хазяїна [222].

Важкі метали є високотоксичними, шкідливими та небезпечними забруднювачами навколишнього середовища, завдають шкоди здатності росту, розвитку, розмноження, живлення та виживання риб, впливаючи на фізіологічні, біохімічні, метаболічні, системні та генетичні функції. Оскільки важкі метали біологічно незнищенні, і люди, і риби не можуть їх метаболізувати, навіть якщо вони не перевищують токсичних концентрацій у рибі, вони можуть дійти до людини через споживання риби та спричинити серйозні проблеми зі здоров'ям. Якщо забруднення навколишнього середовища продовжуватиме збільшуватись нинішніми темпами, найближчим часом слід очікувати небажаних наслідків. Суміжним національним або міжнародним організаціям важливо вжити запобіжних заходів щодо забруднювачів навколишнього середовища, підготувати необхідні нормативні акти та використовувати передові технології для зменшення згаданого

забруднення. Відповідно, слід проводити дослідження щодо виявлення важких металів, вивчення впливу важких металів на живих істот та зменшення забруднення навколишнього середовища.

2.3. Опис методу дослідження біоіндикаційних особливостей бичка кругляка

Для біоіндикації за рахунок фенотипічних змін в організмі риби, а саме залежності від розміру печінки, був обраний бичок кругляк (*Neogobius melanostomus*). Бичок кругляк (*Neogobius melanostomus*) - це евригаліновий донний бичок сімейства *Gobiidae*, який мешкає в центральній Євразії, включаючи Чорне та Каспійське моря. Круглі бички встановили великі немісцеві популяції в Балтійському морі, кількох великих євразійських річках та Північноамериканських Великих озерах. Круглі бички - це дрібні м'яко тілі риби, що характеризуються чорною плямою на першому спинному плавці. Їх очі великі і трохи стирчать з верхівки голови, і, як у більшості бичків, круглі бички мають тазові плавники, які зрощені, утворюючи єдиний диск на череві риби у формі присоски. Довжина круглих бичків становить від 10 до 25 сантиметрів, максимум 24,6 см, а вага від 5,0 до 79,8 грам, збільшуючись із віком. Самці круглих бичків більші за самок. Незрілі круглі бички (віком до року) сірі. Після дозрівання круглі бички стають строкатими із сірими, чорними, коричневими та оливково-зеленими позначками. Дорослі самці круглих бичків набувають чорний колір під час нересту і розвивають набряклі щоки. Чоловічих та жіночих круглих бичків легко розрізнити за формою їх сечостатевого сосочка, який є білим чи сірим, довгим та загостреним у самців, і коричневим, коротким та тупим у самок[223].

Поширений у Мармуровому морі та річках його басейну. У Чорному та Азовському морях вздовж усіх узбережь і прісних вод їх басейнів. З 1990 року круглий бичок зареєстрований як інвазійний вид у Північноамериканських Великих озерах [224] та в різних частинах Європи, включаючи Балтійське

море. Круглі бички також швидко поширюються на притоки Великих озер у Північній Америці і нещодавно були виявлені принаймні в одному з озер Фінгер у штаті Нью-Йорк. Круглі бички є евригаліновими (солестійкими) і зустрічаються як у прісноводних, так і в морських екосистемах. Досить поширений на континентальних шельфах з піщаним і кам'янистим дном з низьким замуленням, на глибині від 1–2 до 10–17 м.

Бичок кругляк активно харчується як вночі, так і протягом дня. Основний раціон бичків включає молюсків, ракоподібних, глистів, рибні яйця, дрібну рибу та личинки комах. Дорослі бички харчуються переважно молюсками та іншими дрібними безхребетними (комахами та амфіподами), що мешкають на дні озер та струмків [225].

Самці круглих бичків демонструють батьківське піклування. Самки можуть нереститися до шести разів протягом нерестового сезону, який триває з квітня по вересень. На початку шлюбного сезону самці мігруватимуть з глибшої води, де відбувається перезимівля, на більш мілкі місця розмноження. Самці територіальні і захищатимуть яйця від хижаків, а також постійно обдуватимуть їх, щоб забезпечити ікру кисневою водою. Це призводить до успішних показників вилуплення до 95%. Ікринки мають розмір 4 мм на 2,2 мм. Самець виділяє стероїдний статевий феромон, який приваблює самок на свою територію. Самці також використовують візуальні фактори, включаючи позування та зміну його кольору з бежевого на чорний під час шлюбного сезону. Вони також видають звуки під час залицяння. Самки відкладають ікру в щілини між скелями, що охороняються самцем. Кладка ікри може містити до 5000 ікринок.

Бичок-кругляк також вважається інвазійним видом в окремих частинах Європи. Цей процес було розпочато з його введення в Гданську затоку (Південне Балтійське море) в 1990 р. [226]. Місця, де нещодавно вторглися круглі бички, включають Егейське море [227], різні частини Балтійського моря [228], басейн Північного моря [229], та басейни Дунаю та Рейну [230, 231]. У німецькій частині Балтійського моря ця риба була вперше відзначена поблизу

острова Рюген [232]. Зараз він розповсюджений по всьому південно-західному узбережжю Балтійського моря, включаючи Штеттінер Хафф (Щецинська лагуна), Унтерварнов (лиман річки Варнов. Станом на 2010 рік, найзахіднішим місцем появи цього бичка в Європі була Нижня річка Шельда та Альбертський канал, Бельгія [233]. У 2011 році круглий бичок почав вторгатися у прісні води Франції: цей вид з'явився в річці Рейн (на кордоні між Францією та Німеччиною) та у французькій частині річки Мозель [234]. Через їх розповсюженість, швидкі темпи росту, невибагливість у харчуванні, вони стали ідеальним видом для проведення дослідження.

Для експерименту були відібрані три точки вилову риби. Перша точка, для вилову «брудної» групи, знаходиться безпосередньо поруч із шлаковою горою і морським портом в Приморському районі міста Маріуполь, відповідно для отримання результатів розтинів і порівняння з «чистими» показниками. Друга місце вилову знаходиться в селищі Бабах-Тарама, риба виловлена в цій точці входить до першої контрольної групи яка повинна бути більш подібна до «чистої» за рахунок відстані від маріупольського промислового центру для визначення нормальних показників розміру и кольору печінки. Третя точка знаходиться вгору по руслу ріки Кальчик в межах смт Старий Крим, використовувалась для вилову другої контрольної групи яка слугує для порівняння з морськими представниками виду. Для кожної з груп встановлена норма в сто особин.

В якості оснащення були використані дві вудки типу спінінг на двох людей зі снастю на два гачки, як і встановлено законодавством. Наживкою слугувала куряча печінка для всіх трьох місць. Вилов риби був за ясної погоди з 7.00 до 11.00 години ранку. Снасть закидали на відстань 10 метрів від берега, відповідно вилов риби відбувався з берега. Розтин проводився в день вилову для забезпечення точних результатів. Перед розтином всі зразки були виміряні и сфотографовані (Рис. 1, 2). Після чого за допомогою хірургічного леза (Рис. 3) був зроблений охайний надріз посередні черева, далі хірургічним пінцетом були вийняті внутрішні органи і разом з тим визначалася стать досліджуваного

зразка. Печінку разом з жовчним міхуром було відділено від кишківника, та кровоносної системи. Відокремлену печінку разом з жовчним міхуром розміщено на кутовій лінійці. Після замірів, печінку було сфотографовано (Рис 3, 4) і ретельно оглянуто на наявні пошкодження, захворювання, мутації що можуть бути візуально помітними. Отримані дані були внесені в таблиці, після чого за допомогою програми Microsoft Office Excel дані було оброблено з використанням математичного аналізу. Результати аналізу дають змогу зробити висновки щодо різниці між трьома групами, і врешті решт відповісти на запитання, чи є сенс використовувати такий метод дослідження для біоіндикації підвищених концентрації забруднювачів, зокрема важких металів, в морській воді азовського моря.



Рис. 2.1. Бичок кругляк до розтину.



Рис. 2.2. Бичок кругляк до розтину.



Рис. 2.3. Хірургічне лезо №21, фірми «Волес» одного леза вистачало на розтин 50 зразків.

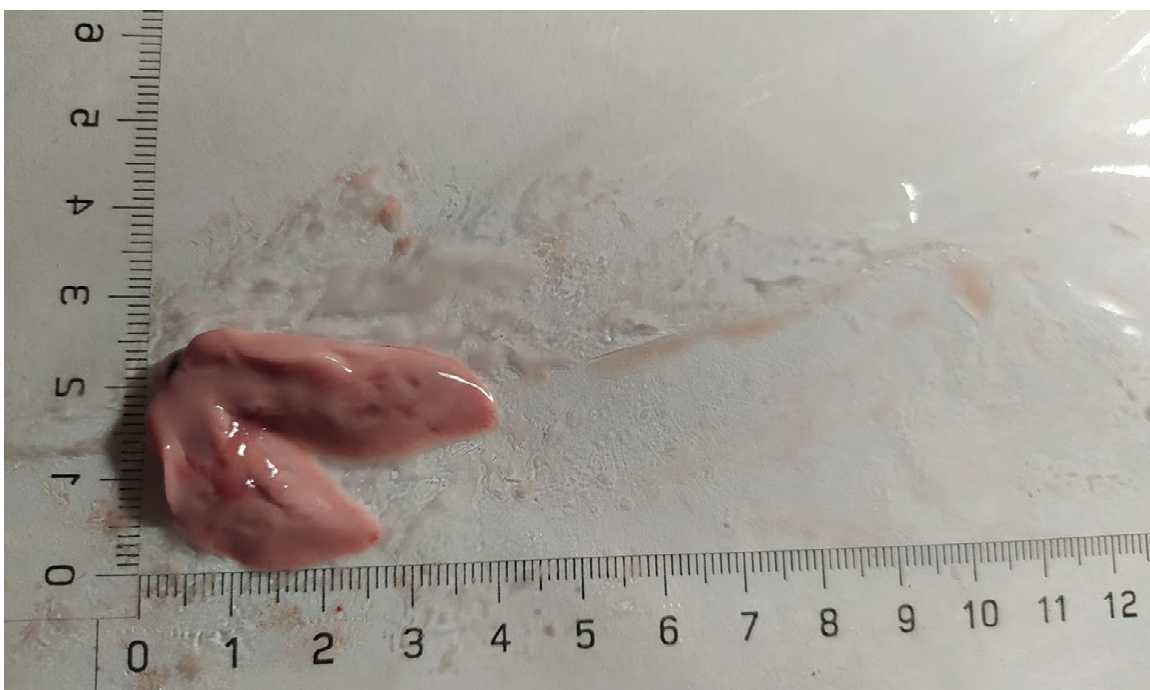


Рис. 2.4. Печінка відокремлена від решти органів та розміщена на кутовій лінійці.



Рис. 2.5. Печінка відокремлена від решти органів та розміщена на кутовій лінійці.

РОЗДІЛ 3

ЗМІНИ В ОРГАНІЗМІ АЗОВСЬКОГО БИЧКА ПІД ДІЄЮ ЗАБРУДНЮВАЧІВ

3.1. Група № 1, виловлена в Приморському районі, м. Маріуполь

Для дослідження місцем вилову була обрана частина берегової лінії в приморському районі міста Маріуполь. Це місце було обране за такими характеристиками:

- зручність вилову – місце має всі умови для зручного розташування, невелика кількість людей, відсутність людей що купаються;
- оптимальна відстань від морського порту та гирла річок Кальміус і Кальчик;
- оптимальна продуктивність вилову риби (~25 особин в годину на дві вудки);
- відстань між місцем вилову и місцем препарування дозволяла отримати свіжі показники, без впливу смерті організму на результат замірів.

В ході розтину було зазначено що більшість особин виловленої риби мають чоловічу стать. Для особин чоловічої статі характерні більші розміри тіла у порівнянні з жіночими, всі мали здорові репродуктивні органи. Колір луски та покривів тіла збігався з описом виду, відсутня виражена бокова лінія, виділення слизу функціонувало нормально. Форма тіла стандартна, каліцтва відсутні. Плавці мали стандартну довжину і колір з притаманним забарвленням. Плавці кожного з об'єктів розтину були заражені *Cryptocotyle*. *Cryptocotyle* це рід нематод які паразитують на плавцях кісткових риб в тому числі і на досліджуваному виді Бичок-кругляк. Зовнішніх ушкоджень помічено не було, на вигляд всі особини відповідали видовим характеристикам. В шлунку переважною кількістю виловлених зразків були

знайдені рештки їжі. В раціоні виловлених бичків були ракоподібні (виявлені рештки хітинового екзоскелета креветок), рештки морських моллюсків. Також було виявлено невелика кількість піску и невелике каміння. Внутрішні органи за винятком двох зразків мали нормальні форму, колір і структуру.

Печінка яка була найважливішою частиною дослідів мала стандартну форму у вигляді двох пелюсток, одна трохи більше другої, жовчний міхур нормального розміру, жовч рідка без слідів кристалізації. Кровопостачання за зовнішніми ознаками патологій не мало. За всіма ознаками печінка бичків мала відповідні характеристики для здорового представника даного виду.

Середні показники довжини тіла для вибірки із ста особин складає 14.3 сантиметри. Враховуючі видові характеристики це особини з віком приблизно один рік, точніше визначити неможливо. Для кожної окремої особини риби залежність довжини тіла до розміру печінки доволі індивідуальні, серед однакових за довжиною тіла зразків, були різні розміри печінки. Така не подібність можлива за умови не постійного та обмеженого харчування, адже риби запасують поживні речовини саме в печінці. Гельмінтів у печінці виявлено не було.

Отримані результати замірів були оформлені в таблиці 3.1.

Таблиця 3.1

№	Стать	Наявність аномалій	Довжина тіла, см	Розмір печінки, см	
				X	Y
1	ж	-	10,9	1,8	3,1
2	ч	-	14,5	2,2	3,8
3	ч	-	14,6	2,4	3,7
4	ч	-	13,6	2,1	4,2
5	ч	-	15,1	2,4	4,3
6	ч	-	15,5	2,7	4,4
7	ч	-	14,6	2,2	4,2
8	ч	-	16,3	3,2	5,1
9	ч	+	18	3	4,5
10	ч	-	14,1	2	4,4

Продовження таблиці 3.1.

11	ч	-	14,7	2,3	4,6
12	ч	-	13,8	2,4	3,9
13	ч	-	13,9	2,5	4
14	ч	-	15,2	2,2	3,8
15	ч	-	14,1	2,5	4,2
16	ч	-	17,3	3,1	5
17	ч	-	14,1	3,6	2,3
18	ч	-	12,8	2	4
19	ч	-	14,5	2,5	4,1
20	ч	-	14,2	2,5	4,3
21	ч	-	13,7	2,4	3,2
22	ч	-	14,3	2,3	3,8
23	ч	-	13,5	2,4	4
24	ч	-	14,6	2,3	3,9
25	ч	-	14,8	2,2	4,4
26	ч	-	14,6	2,3	3,9
27	ч	-	14,8	2,5	4,6
28	ч	-	14,4	2,5	4,1
29	ч	-	13,8	2,3	4,3
30	ч	-	14	2,4	4,1
31	ч	-	14,3	2,6	4,1
32	ч	-	13,6	2,5	4,6
33	ч	+	13,4	2,5	4,1
34	ч	-	14,2	2,2	3,4
35	ч	-	13,6	2,1	3,3
36	ч	-	14,7	2,5	4
37	ч	-	14,3	2,6	4,3
38	ч	-	14,5	2,5	4
39	ч	-	14,4	2,2	3,9
40	ч	-	15,5	2,8	5,2
41	ч	-	14,7	2,5	4
42	ч	-	13,6	2,6	3,1
43	ч	-	14,7	2,3	3,7
44	ч	-	14,2	2,4	4,1
45	ч	-	14,5	2,7	4
46	ч	-	15,1	2,5	4,1

Продовження таблиці 3.1.

47	ч	-	12,5	2	3,2
48	ч	-	14,5	2,3	4
49	ч	-	13,3	2,5	3,8
50	ч	-	14,3	2,2	3,7
51	ч	-	16,1	2,8	4,3
52	ч	-	14,6	2,4	4,1
53	ч	-	14,9	2,3	4
54	ч	-	13,4	2,3	4,2
55	ч	-	15,2	2,6	4,2
56	ч	-	14,4	2,5	4,1
57	ч	-	14,4	2,2	4,5
58	ч	-	14,1	2,3	4
59	ж	-	12,8	2	3,7
60	ч	-	14,5	2,2	4,2
61	ч	-	13,6	2,2	4,1
62	ч	-	15,1	2,8	4,7
63	ч	-	15,5	2,7	4,3
64	ч	-	14,7	2,5	4,1
65	ч	-	15,1	2,6	4,3
66	ч	-	12,3	2,1	3,6
67	ч	-	14,5	2,5	4,3
68	ч	-	13,3	2,1	4,1
69	ч	-	14,3	2,3	4,1
70	ч	-	14,6	2,6	4,3
71	ж	-	12,1	1,8	3,5
72	ч	-	13,4	2,4	3,9
73	ч	-	14,9	2,7	4,2
74	ч	-	14,4	2,2	4,1
75	ж	-	12,9	1,9	3,8
76	ч	-	14,5	2,5	4,2
77	ч	-	13,6	2,3	4,1
78	ч	-	15,1	2,6	4,3
79	ч	-	15,5	2,5	4,3
80	ч	-	13,4	2,2	4,1
81	ч	-	14,2	2,2	4,2
82	ч	-	13,6	2,1	4

Продовження таблиці 3.1.

83	ч	-	14,7	2,5	4,2
84	ч	-	14,3	2,4	4,2
85	ч	-	14,5	2,2	4
86	ч	-	15,2	2,7	4,4
87	ж	-	12,4	2	3,8
88	ч	-	14,4	2,3	4,1
89	ч	-	13,3	2,1	3,9
90	ч	-	14,6	2,5	4,2
91	ч	-	14,7	2,5	4,2
92	ч	-	13,4	2,2	4,1
93	ч	-	15,2	2,6	4,3
94	ч	-	14,2	2,3	4,3
95	ч	-	14,5	2,5	4,2
96	ч	-	15,2	2,6	4,2
97	ч	-	12,6	2	3,8
98	ч	-	14,9	2,7	4,8
99	ч	-	13,4	2,2	4,1
100	ч	-	15,4	2,8	4,5
Середнє значення			14,30	2,40	4,08
Стандартне відхилення			0,994	0,283	0,406
Помилка методу			0,099	0,028	0,041

Середні значення розмірів тіла для усіх зразків складає $14,3 \pm 0,9$ сантиметри. Для більш зручного аналізу зразки було розділено на 8 груп, в залежності від розміру тіла з кроком в 1 сантиметр, і оформлено в таблицю 3.2. У таблиці також розраховані стандартні відхилення для кожного показника. Проаналізувавши таблицю на її основі були побудовані графік розподілу Гауса за розмірами тіла з несенням даних щодо стандартного відхилення (Рис.3.1) та діаграма з показниками вимірів на якій видно розподіл розміру печінки до розміру тіла по групам (Рис 3.2.)

Таблиця 3.2.

Група	Кількість зразків	Середній розмір тіла	Середнє значення розмірів печінки X	Середнє значення розмірів печінки Y	Стандартне відхилення розміру тіла	Стандартне відхилення розміру печінки X	Стандартне відхилення розміру печінки Y
11	1	10,9	1,8	3,1	-	-	-
12	3	12,3	2,0	3,6	0,11	0,11	0,11
13	14	13,2	2,2	3,9	0,30	0,16	0,19
14	34	14,0	2,4	4,0	0,27	0,17	0,30
15	40	14,8	2,5	4,2	0,23	0,14	0,19
16	6	15,7	2,8	4,6	0,31	0,15	0,37
17	1	17,3	3,1	5	-	-	-
18	1	18	3	4,5	-	-	-

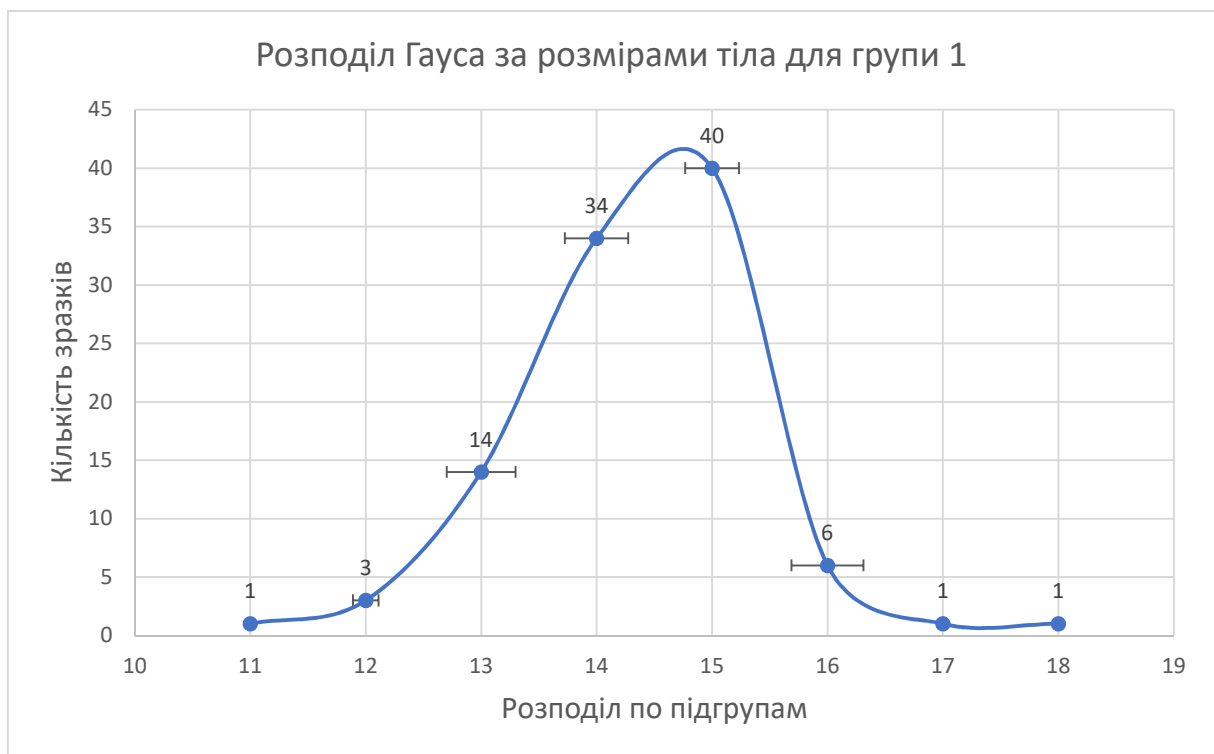


Рис. 3.1. Розподіл Гауса за розмірами тіла для групи 1.

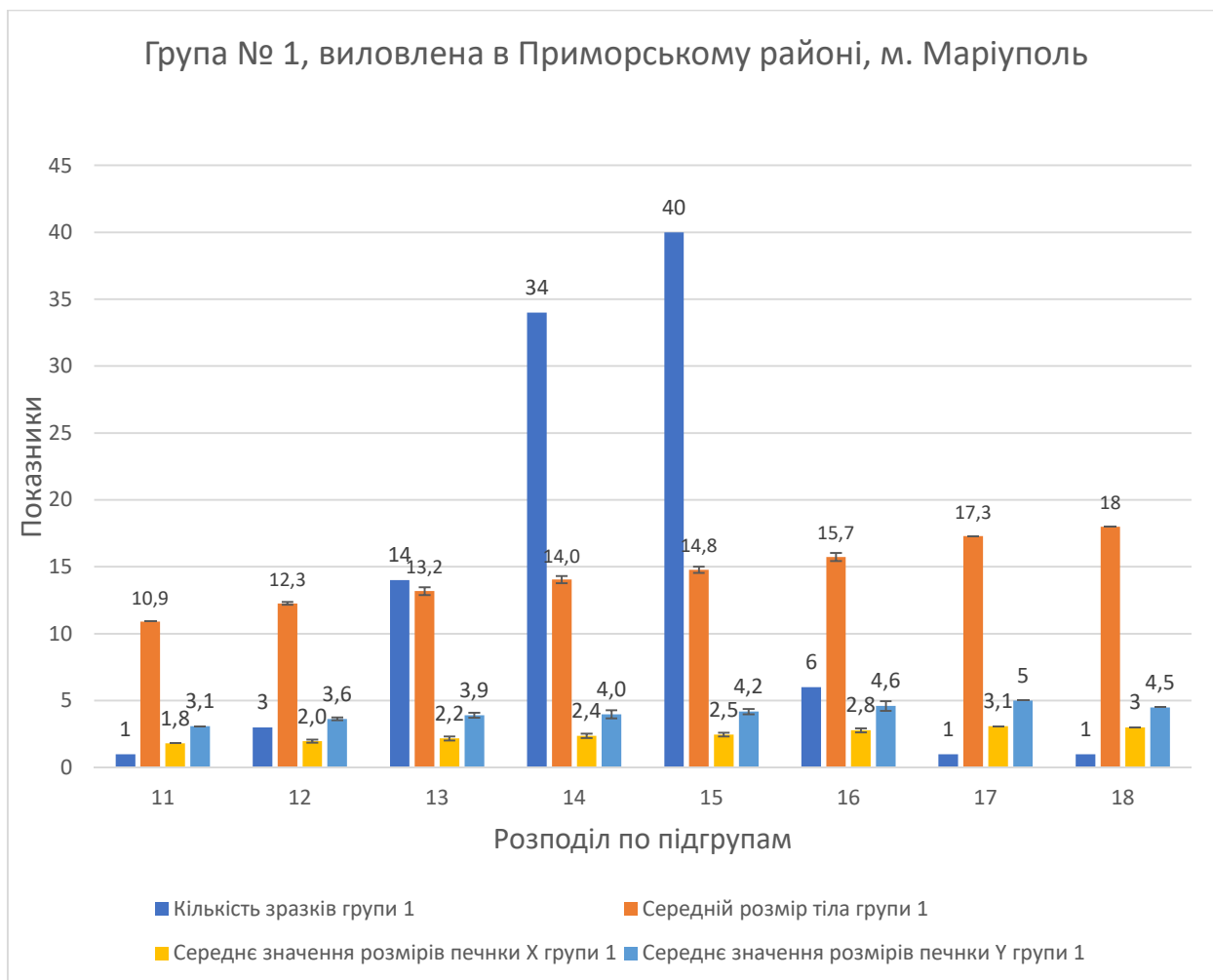


Рис 3.2. Дані з таблиці 3.2. у вигляді діаграми.

3.2. Група №2, контрольна, виловлена біля селища Бабах-Тарама Мангушського району Донецької області

Перша контрольна група, вилов якої відбувався в ~50 км від центру міста Маріуполь, повинена показати різницю між популяцією Бичка-кругляка який мешкає в межах міста, та в безпосередній близькості від промислового центру Маріуполя. Таким місцем стала берегова лінія біля селища Бабах-Тарама що знаходиться в Мангушському районі Донецької області. Серед основних характеристик для вибору цього місця стали наступні показники:

- віддаленість від промислового району Маріуполя;
- Білосарайська коса створює захисну лінію яка перешкоджає течіям розповсюджувати забруднюючі речовини;

- місцева база відпочинку стала зручним місцем для проведення розтину зразків;
- відмінний показник результативності вилову (~ 35 особин на дві вудки).

Як і в першій досліджуваній групі більшість виловлених зразків мали чоловічу стать, так само самці мали більший розмір тіла ніж самки. Колір луски та покрівів мав той самий вигляд як і в описі виду, відсутня виражена бокова лінія, виділення слизу функціонувало нормально. Форма тіла стандартна, каліцтва відсутні. Плавці мали стандартну довжину і колір з притаманним забарвленням. Плавці кожного з об'єктів розтину були заражені *Cryptocotyle*. *Cryptocotyle* це рід нематод які паразитують на плавцях кісткових риб в тому числі і на досліджуваному виді Бичок-кругляк. Зовнішніх ушкоджень помічено не було, на вигляд всі особини відповідали видовим характеристикам. В шлунку переважною кількістю виловлених зразків були знайдені рештки їжі. В раціоні виловлених бичків були ракоподібні (виявлені рештки хітинового екзоскелета креветок), рештки морських молюсків. Також було виявлено невелика кількість піску и невелике каміння. Внутрішні органи за винятком двох зразків мали нормальні форму, колір і структуру.

Печінка яка була найважливішою частиною дослідів мала стандартну форму у вигляді двох пелюсток, одна трохи більше другої, жовчний міхур нормального розміру, жовч рідка без слідів кристалізації. Кровообіг за зовнішніми ознаками патологій не мало. За всіма ознаками печінка бичків мала відповідні характеристики для здорового представника даного виду.

Середні показники довжини тіла для вибірки із ста особин складає 14.3 сантиметри. Враховуючі видові характеристики це особини з віком приблизно один рік, точніше визначити неможливо. Для кожної окремої особини риби залежність довжини тіла до розміру печінки доволі індивідуальні, серед однакових за довжиною тіла зразків, були різні розміри печінки. Така не подібність можлива за умови не постійного та обмеженого харчування, адже риби запасують поживні речовини саме в печінці. Гельмінтів у печінці виявлено не було.

Результати занесені в таблицю 3.3.

Таблиця 3.3.

№	Стать	Наявність аномалій	Довжина тіла, см	Розмір печінки, см	
				X	Y
1	ч	-	14,8	2,5	4
2	ч	-	13,9	2,4	3,2
3	ч	-	15,2	2,2	4,4
4	ч	-	14,1	2,5	4
5	ч	-	17,5	3,2	4,8
6	ч	-	14,1	2,5	4,1
7	ж	-	12,8	2,4	4
8	ч	-	14,7	2,2	3,9
9	ч	-	14,2	2,3	3,7
10	ч	-	14,7	2,1	4,2
11	ч	-	15,2	2,8	4,3
12	ч	-	13,7	2,2	4,1
13	ч	-	14,3	2,4	4,3
14	ч	-	13,5	2,3	4,3
15	ч	-	14,6	2,5	4,2
16	ч	-	14,6	2,4	4,3
17	ч	-	14,9	2,5	4,3
18	ч	-	13,4	2,1	4,2
19	ч	-	15,4	2,7	4,5
20	ч	-	14,4	2,2	4,1
21	ч	-	14,4	2,5	4,3
22	ч	-	14,9	2,7	4,3
23	ч	-	13,6	2	3,9
24	ч	-	14,5	2,4	4,1
25	ч	-	14,2	2,1	4
26	ч	-	14,1	2,2	4
27	ч	-	14,7	2,4	4,1
28	ч	-	13,8	2,3	4
29	ж	-	11,8	1,9	3,7
30	ч	-	14,6	2,5	4,3
31	ч	-	14,8	2,4	4,1
32	ч	-	14,6	2,4	4,5
33	ч	-	14,8	2,5	4,2

Продовження таблиці 3.3.

34	ч	-	14,4	2,4	4,2
35	ч	-	13,8	2,2	4,3
36	ч	-	15,2	2,6	4
37	ж	-	12,5	1,9	3,8
38	ч	-	14,5	2,4	4,1
39	ч	-	13,3	2,3	4,3
40	ч	-	14,3	2,5	4,2
41	ч	-	16,1	3,2	4,8
42	ч	-	14,6	2,3	4,1
43	ч	-	14,9	2,7	4,5
44	ч	-	13,4	2,2	4,2
45	ч	-	14,2	2,3	4,1
46	ч	-	13,6	2,1	4
47	ч	-	14,7	2,6	4,4
48	ч	-	14,3	2,5	4,2
49	ч	-	14,5	2,6	4,3
50	ж	-	12,8	2,1	3,9
51	ч	-	15,5	2,8	4,6
52	ч	-	14,3	2,3	4,3
53	ч	-	14,6	2,5	4,3
54	ч	-	14,9	2,7	4,4
55	ч	-	13,4	2,2	4,1
56	ч	-	15,4	2,8	4,6
57	ч	-	14,4	2,4	4,3
58	ж	-	12,9	2	3,7
59	ч	-	14,9	2,5	3,9
60	ч	-	14,4	2,5	4,4
61	ч	-	14,1	2,3	4,1
62	ч	-	12,7	1,9	3,6
63	ч	-	14,5	2,4	4,2
64	ч	-	13,6	2,2	4
65	ч	-	15,1	2,7	4,5
66	ч	-	15,5	3	4,8
67	ч	-	14,7	2,5	4,4
68	ч	-	14,7	2,4	4,2
69	ч	-	15,2	2,8	4,7

Продовження таблиці 3.3

70	ж	-	12,2	1,7	3,6
71	ч	-	14,5	2,3	4,1
72	ч	-	13,6	2,1	4,2
73	ч	-	14,2	2,4	4,1
74	ч	-	14,7	2,5	4,2
75	ч	-	15,2	2,7	4,4
76	ж	-	12,4	1,8	3,8
77	ч	-	13,3	2,2	4,1
78	ж	-	12,3	1,9	3,8
79	ч	-	16,1	3,1	4,8
80	ч	-	14,6	2,5	4,3
81	ч	-	14,9	2,7	4,5
82	ч	-	13,4	2,1	4
83	ч	-	15,4	2,9	4,7
84	ч	-	14,4	2,3	4,1
85	ч	-	14,4	2,4	4,4
86	ч	-	14,2	2,3	4,3
87	ч	-	14,7	2,5	4,2
88	ч	-	15,2	2,6	4,5
89	ж	-	12,3	1,8	3,9
90	ч	-	14,9	2,6	4,5
91	ч	-	13,4	2,2	4,1
92	ч	-	15,4	2,9	4,5
93	ч	-	14,5	2,4	4,1
94	ч	-	14,4	2,2	4
95	ч	-	15,5	2,8	4,6
96	ч	-	14,9	2,6	4,3
97	ч	-	13,6	2,3	4,3
98	ч	-	14,7	2,4	4,5
99	ч	-	14,2	2,6	4,2
100	ч	-	13,6	2,4	4,4
Середнє значення			14,32	2,41	4,20
Стандартне відхилення			0,914	0,289	0,280
Помилка методу			0,091	0,029	0,028

Середні значення розмірів тіла як і у першої групи для усіх зразків склали $14,3 \pm 0,9$ сантиметри. Далі методика повторюється, тому зразки також було розділено на 8 груп, в залежності від розміру тіла з кроком в 1 сантиметр, і занесено таблицю 3.4. У таблиці також розраховані стандартні відхилення для кожного показника. На основі таблиці були побудовані графік розподілу Гауса за розмірами тіла з несенням даних щодо стандартного відхилення (Рис.3.3) та діаграма з показниками вимірів на якій видно розподіл розміру печінки до розміру тіла по групам (Рис 3.4.)

Таблиця 3.4.

Група	Кількість зразків	Середній розмір тіла	Середнє значення розмірів печнки X	Середнє значення розмірів печнки Y	Стандартне відхилення розміру тіла	Стандартне відхилення розміру печінки X	Стандартне відхилення розміру печінки Y
11	0	-	-	-	-	-	-
12	5	12,2	1,8	3,8	0,04	0,04	0,04
13	12	13,1	2,1	4,0	0,31	0,12	0,17
14	33	14,1	2,3	4,1	0,27	0,12	0,16
15	43	14,8	2,5	4,3	0,23	0,14	0,16
16	5	15,7	3,0	4,7	0,29	0,14	0,10
17	0	-	-	-	-	-	-
18	1	17,5	3,2	4,8	-	-	-

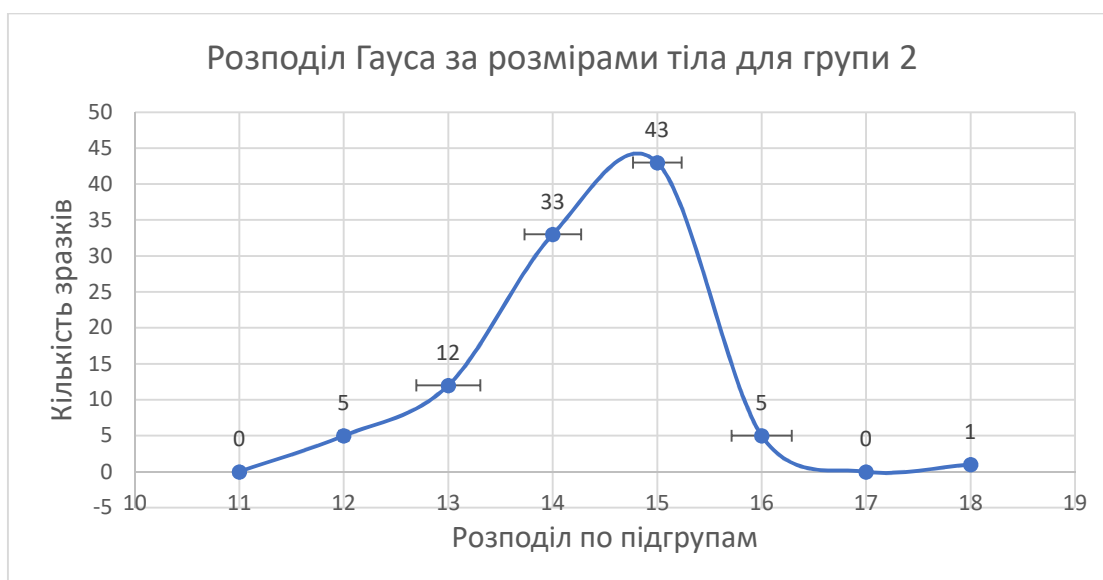


Рис 3.3. Розподіл Гауса за розмірами тіла для групи 2.



Рис 3.2. Дані з таблиці 3.4. у вигляді діаграми.

3.3. Група №3, контрольна, виловлена біля смт Старий Крим в річці Кальчик

Друга контрольна група, вилов якої відбувався в ~13 км від центру міста Маріуполь, і повинена показати різницю між популяцією Бичка-кругляка який мешкає в морській воді азовського моря в межах міста і тим що мешкає на віддалені від промислового центру міста Маріуполь. Таким місцем стала ділянка річки Кальчик в межах СМТ Старий Крим. Серед основних характеристик для вибору цього місця стали наступні показники:

- ця ділянка знаходилась в верх за течією від основних місць скиду промислових стоків ;
- через те що вниз за течією річка кілька разів перекрита платинами міграція бичка з моря дещо обмежена;
- швидкість течії дозволяла з більшим комфортом ловити зразки для дослідів;
- показник результативності вилову (~ 20 особин на дві вудки).

Як і в досліджуваній та першій контрольній групах, більшість виловлених зразків мали чоловічу стать, так само самці мали більший розмір тіла ніж самки. Колір луски та покривів мав той самий вигляд як і в описі виду, відсутня виражена бокова лінія, виділення слизу функціонувало нормально. Форма тіла стандартна, каліцтва відсутні. Плавці мали стандартну довжину і колір з притаманним забарвленням. Плавці кожного з об'єктів розтину були заражені *Cryptocotyle*. *Cryptocotyle* це рід нематод які паразитують на плавцях кісткових риб в тому числі і на досліджуваному виді Бичок-кругляк. Зовнішніх ушкоджень помічено не було, на вигляд всі особини відповідали видовим характеристикам. В шлунку переважною кількістю виловлених зразків були знайдені рештки їжі. В раціоні виловлених бичків були ракоподібні (виявлені рештки хітинового екзоскелета креветок), рештки морських молюсків. Також було виявлено невелика кількість піску и невелике каміння. Внутрішні органи за винятком двох зразків мали нормальні форму, колір і структуру.

Печінка яка була мала стандартну форму у вигляді двох пелюсток, одна трохи більше другої, жовчний міхур нормального розміру, жовч рідка без слідів кристалізації. Кровообіг за зовнішніми ознаками патологій не мало. За всіма ознаками печінка бичків мала відповідні характеристики для здорового представника даного виду.

Середні показники довжини тіла для вибірки із ста особин складає 14.3 сантиметри. Враховуючі видові характеристики це особини з віком приблизно один рік, точніше визначити неможливо. Для кожної окремої особини риби залежність довжини тіла до розміру печінки доволі індивідуальні, серед однакових за довжиною тіла зразків, були різні розміри печінки. Така не подібність можлива за умови не постійного та обмеженого харчування, адже риби запасують поживні речовини саме в печінці. Гельмінтів у печінці виявлено не було.

Таблиця 3.5.

№	Стать	Наявність аномалій	Довжина тіла, см	Розмір печінки, см	
				X	Y
1	ч	-	13,5	2,1	3,3
2	ч	-	14,6	2,4	4,2
3	ч	-	14,8	2,3	4,4
4	ч	-	14,6	2,3	3,7
5	ч	-	14,1	2,2	3,8
6	ч	-	14,7	2,2	4,2
7	ч	-	13,8	2,3	3,7
8	ч	-	15,4	2,4	4,1
9	ч	-	14,4	2,3	3,9
10	ч	-	14,4	2,5	4,1
11	ч	-	14,9	2,6	4,3
12	ч	-	14,4	2,3	4,1
13	ж	-	12,9	2	3,9
14	ч	-	14,9	2,5	4,5
15	ч	-	14,4	2,2	4,1
16	ч	-	14,1	2,3	4,1
17	ч	-	14,3	2,2	4,2
18	ч	-	13,5	2,1	4,2

Продовження таблиці 3.5.

19	ч	-	14,6	2,4	4,3
20	ч	-	14,3	2,4	4,1
21	ч	-	14,6	2,5	4,4
22	ч	-	13,8	2,1	4
23	ч	-	13,9	2,2	3,9
24	ч	-	15,2	2,8	4,5
25	ч	-	14,1	2,3	4,1
26	ч	-	17,1	3,2	5,1
27	ч	-	14,4	2,4	4,4
28	ч	-	15,5	2,8	4,5
29	ч	-	14,3	2,4	4,2
30	ч	-	14,6	2,5	4,3
31	ч	-	14,9	2,4	4,4
32	ч	-	13,4	2,2	4,1
33	ч	-	14,2	2,4	4,2
34	ч	-	13,6	2,1	3,8
35	ж	-	13,3	2,2	4
36	ч	-	14,3	2,2	3,9
37	ч	-	16,1	2,9	4,5
38	ч	-	14,2	2,4	4,3
39	ч	-	14,1	2,3	4,3
40	ч	-	14,7	2,5	4,2
41	ч	-	13,8	2	4,1
42	ч	-	13,9	1,9	3,7
43	ч	-	14,6	2,4	4,2
44	ч	-	14,8	2,4	3,9
45	ж	-	12,4	1,7	3,7
46	ч	-	14,5	2,3	3,8
47	ч	-	14,7	2,5	4,3
48	ч	-	15,2	2,8	4,4
49	ж	-	12,4	1,8	3,6
50	ч	-	14,5	2,5	4,3
51	ч	-	13,3	2,1	3,8
52	ч	-	14,1	2,4	4,1
53	ж	-	12,7	2	3,9
54	ч	-	14,7	2,5	4,2

Продовження таблиці 3.5.

55	ч	-	14,2	2,3	3,9
56	ч	-	14,7	2,6	4,3
57	ч	-	13,3	2,1	4
58	ч	-	14,3	2,4	4,1
59	ч	-	16,1	3,1	5
60	ч	-	13,3	2,2	3,8
61	ч	-	14,3	2,4	4,2
62	ч	-	16,2	2,9	4,5
63	ч	-	14,6	2,4	4,3
64	ч	-	14,9	2,7	4,4
65	ч	-	14,5	2,3	3,9
66	ч	-	14,6	2,6	4,3
67	ч	-	13,6	2,3	4,2
68	ч	-	15,1	3	5,1
69	ж	-	12,8	1,9	3,8
70	ч	-	14,5	2,6	4,1
71	ч	-	13,6	2,3	4,1
72	ч	-	15,1	2,7	4,3
73	ч	-	15,5	2,9	4,8
74	ч	-	14,5	2,5	4,3
75	ч	-	14,2	2,3	4
76	ч	-	14,1	2,4	4,2
77	ч	-	14,7	2,5	4,3
78	ч	-	14,4	2,4	4,4
79	ч	-	12,9	2	3,9
80	ч	-	14,9	2,6	4,2
81	ч	-	14,4	2,5	4,3
82	ч	-	13,8	2,3	3,9
83	ч	-	15,2	2,8	4,5
84	ж	-	12,1	1,9	3,8
85	ч	-	14,5	2,4	4,1
86	ч	-	13,3	2,1	3,8
87	ч	-	14,3	2,3	3,8
88	ч	-	16,1	3,1	5,1
89	ч	-	14,2	2,3	4,2
90	ч	-	14,7	2,5	4,3

Продовження таблиці 3.5.

91	ч	-	15,2	2,8	4,5
92	ч	-	13,4	2,3	4,2
93	ч	-	15,4	2,9	4,6
94	ч	-	14,4	2,3	4,2
95	ч	-	14,4	2,1	4
96	ч	-	14,9	2,6	4,5
97	ч	-	15,2	2,9	4,7
98	ч	-	12,6	1,7	3,6
99	ч	-	13,3	2,1	3,9
100	ч	-	14,3	2,4	4,2
Середнє значення			14,33	2,39	4,17
Стандартне відхилення			0,854	0,296	0,321
Помилка методу			0,085	0,030	0,032

Середні значення розмірів тіла як і у першій групі для усіх зразків склали $14,3 \pm 0,8$ сантиметри. Далі методика повторюється, тому зразки також було розділено на 8 груп, в залежності від розміру тіла з кроком в 1 сантиметр, і занесено таблицю 3.6. У таблиці також розраховані стандартні відхилення для кожного показника. На основі таблиці були побудовані графік розподілу Гауса за розмірами тіла з несенням даних щодо стандартного відхилення (Рис.3.5) та діаграма з показниками вимірів на якій видно розподіл розміру печінки до розміру тіла по групам (Рис 3.6.)

Таблиця 3.6.

Група	Кількість зразків	Середній розмір тіла	Середнє значення розмірів печінки X	Середнє значення розмірів печінки Y	Стандартне відхилення розміру тіла	Стандартне відхилення розміру печінки X	Стандартне відхилення розміру печінки Y
11	0	-	-	-	-	-	-
12	3	12,3	1,8	3,7	0,13	0,07	0,07
13	13	13,1	2,1	3,9	0,26	0,11	0,11
14	39	14,1	2,3	4,1	0,23	0,10	0,17
15	38	14,8	2,4	4,3	0,23	0,15	0,16
16	6	15,9	3,0	4,7	0,28	0,10	0,23
17	1	17,1	3,2	5,1	-	-	-
18	0	-	-	-	-	-	-

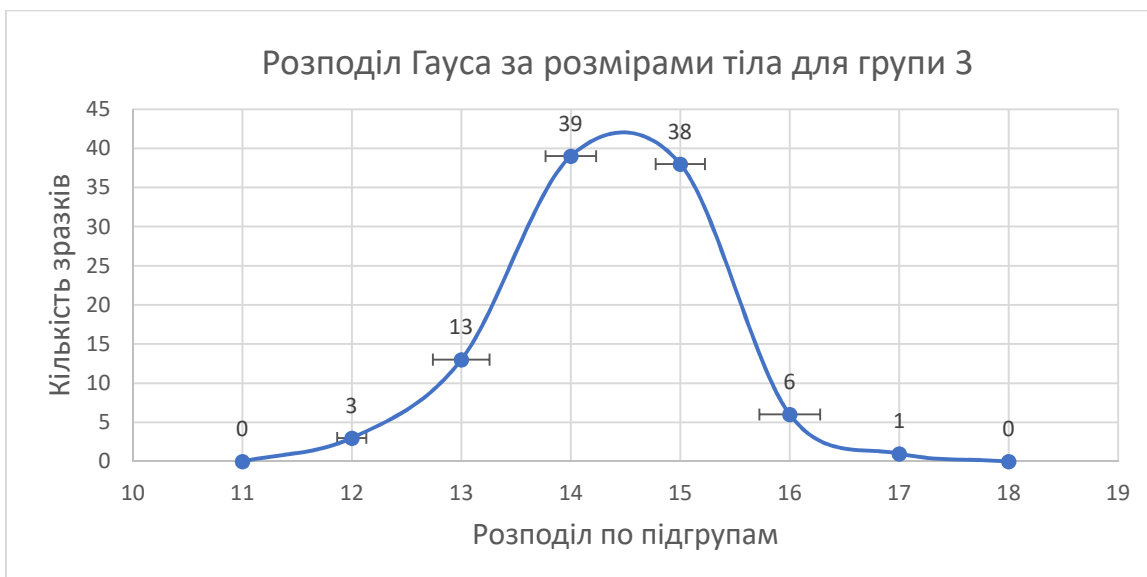


Рис 3.5. Розподіл Гауса за розмірами тіла для групи 3

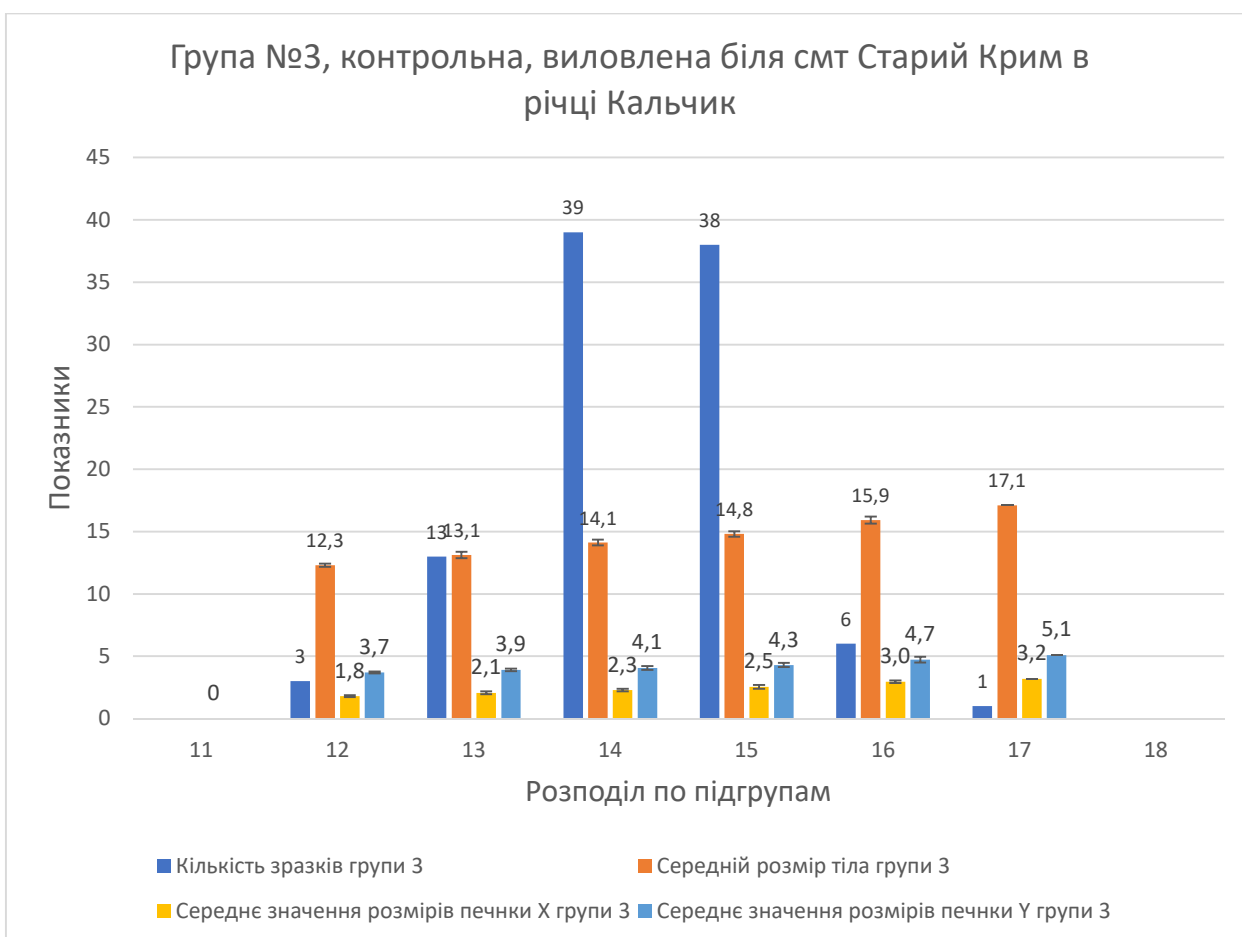


Рис 3.6. Дані з таблиці 3.6. у вигляді діаграми.

3.4. Порівняльний аналіз даних

Для порівняння даних з 3 груп було побудовано 3 таблиці по одній для кожного параметру. В таблиці 3.7. зведені дані середнього розміру тіла по групам і підгрупам.

Таблиця 3.7.

Середній розмір тіла			
Підгрупа	Група №1	Група №2	Група №3
11	10,9	-	-
12	12,3	12,2	12,3
13	13,2	13,1	13,1
14	14,0	14,1	14,1
15	14,8	14,8	14,8
16	15,7	15,7	15,9
17	17,3	-	17,1
18	18	17,5	-

З таблиці 3.7. добре видно що кожна з груп має схожі середні показники розміру тіла.

В таблиці 3.8. зведені дані середнього розміру печінки по осі X.

Таблиця 3.8.

Середнє значення розмірів печінки ось X			
Підгрупа	Група №1	Група №2	Група №3
11	1,8	-	-
12	2,0	1,8	1,8
13	2,2	2,1	2,1
14	2,4	2,3	2,3
15	2,5	2,5	2,5
16	2,8	3,0	3,0
17	3,1	-	3,2
18	3	3,2	-

Таблиця 3.8. більш інформативна, при прямому порівнянні видно що розміри печінки по осі X, для всіх трьох груп відрізняються не суттєво.

В таблиці 3.9. зведені дані середнього розміру печінки по осі Y.

Таблиця 3.9.

Середнє значення розмірів печнки Y			
Підгрупа	Група №1	Група №2	Група №3
11	3,1	-	-
12	3,6	3,8	3,7
13	3,9	4,0	3,9
14	4,0	4,1	4,1
15	4,2	4,3	4,3
16	4,6	4,7	4,7
17	5	-	5,1
18	4,5	4,8	-

Дані в таблиці 3.9. при прямому порівнянні як і в випадку таблиці 3.8., показники розмірів печінки по осі Y відрізняються не суттєво.

Для відображення загальних даних була побудована діаграма з усіма досліджуваними показниками Рис 3.7.

При більш детальному порівнянні показників були отримані наступні результати:

– Різниця між середніми показниками розмірів печінки по осі X групи 1 і групи 2 складає 0,03 см, між групою 1 і групою 3 різниця складає 0,01 см.

– Різниця між середніми показниками розмірів печінки по осі Y групи 1 і групи 2 складає 0,17 см, між групою 1 і групою 3 різниця складає 0,18 см.

В результаті порівняння можна прийти до висновку що різниця між показниками трьох груп які були виловлені в різних місцях та на різній відстані від промислового центру Маріуполя не значна і знаходиться в межах статистичної похибки. Спостереження за розмірами печінки бичка кругляка не дала бажаного результату, використання цього методу дослідження стану водних об'єктів не має практичної користі.

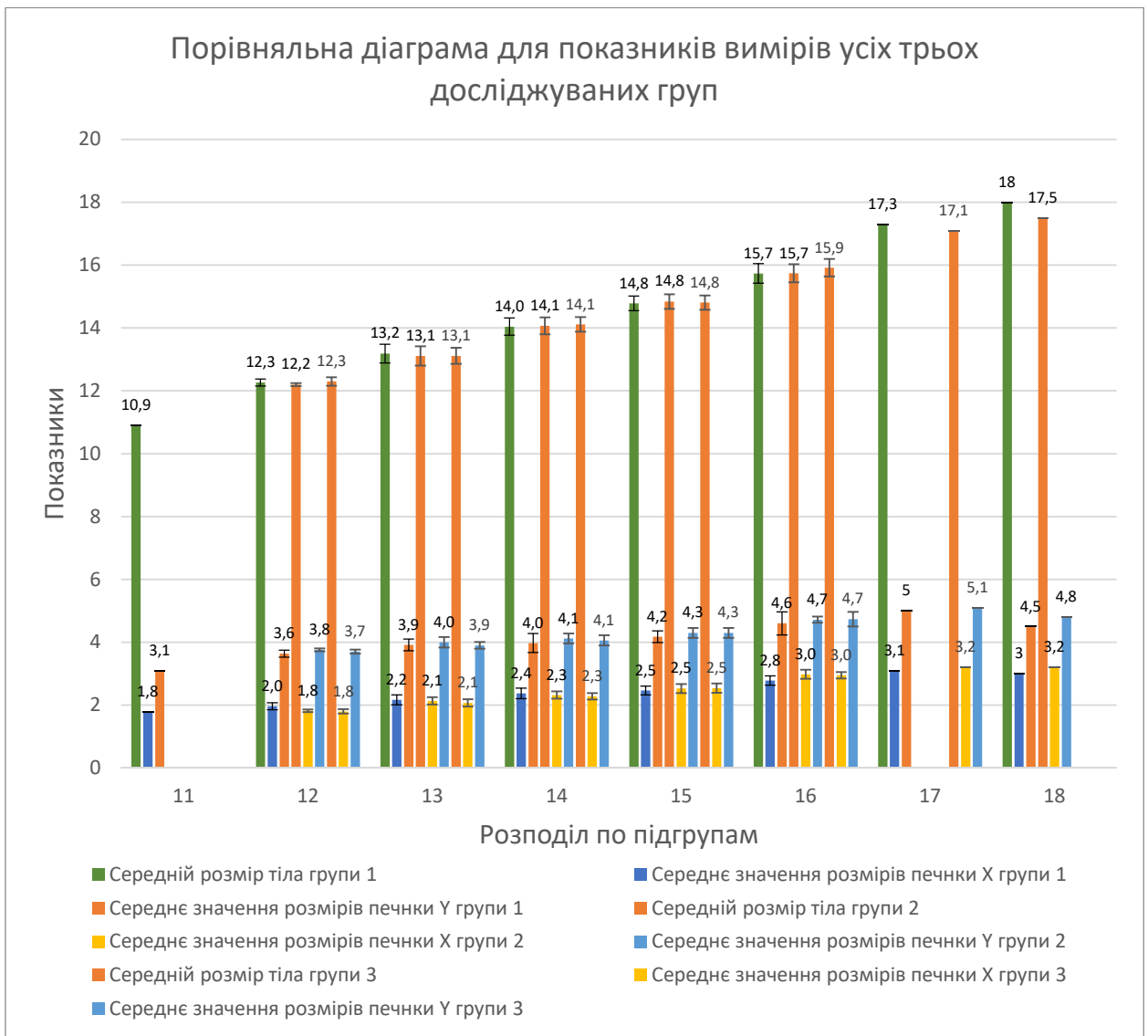


Рис. 3.7. Порівняльна діаграма для показників вимірів усіх трьох досліджуваних груп.

ВИСНОВКИ

У процесі виконання роботи була досягнута мета: обґрунтування можливості використання бичка кругляка для моніторинга якості води в Азовському морі. Також були виконані завдання поставлені для реалізації мети. Визначена актуальність державних правових документів в сфері охорони морських вод. В огляді літератури описані результати досліджень зарубіжних авторів по темі впливу забруднюючих речовин на організм представників морської та прісноводної фауни. Були зібрані зразки з трьох різних точок по 100 одиниць для кожного місця. Зразки були оброблені, результати занесені у таблиці, побудовані діаграми та графіки. На основі отриманих даних був проведений порівняльний аналіз на основі якого були отримані висновки щодо доцільності використання даного методу спостережень за біоіндикацією.

В результаті проведених досліджень можна зробити наступні висновки. Законодавчих документи які націлені на охорону та відновлення водних об'єктів та опис правил використання поверхневих вод доволі застаріла інформація, деякі пункти закону України про затвердження Загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля Азовського і Чорного морів, наразі є не актуальними через завершення дії програм по відновленню морських вод через завершення строку дії зазначених у законі програм. В постанові кабінету міністрів України про затвердження Правил охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами не має оновлених даних щодо існуючої ситуації з поверхневими водами, досвід зарубіжних країн не враховується.

Опис наукової літератури показав значну зацікавленість зарубіжних фахівців в дослідженні впливу забруднюючих речовин, а саме важких, металів на водні організми. По кожному з важких металів приведені експериментально доведені дані щодо дії цих токсикантів на організми різних видів риби. На

основі чого був розроблений метод визначення підвищення фонових концентрацій забруднюючих речовин у водних об'єктах.

За розробленим методом були зібрані і оброблені зразки риби, дані систематизовані, і проаналізовані. Порівняльний аналіз показав незначне коливання розміру печінки, яка була обрана як індикатор забруднення, в підгрупах за однаковим розміром тіла, що вказує на відсутній зв'язок між місцем виловлення зразків та результатами вимірів розміру печінки у бичка кругляка. А існуючі не істотні коливання показників пояснюються стандартним відхиленням.

Отже за результатами проведених досліджень можна зробити наступні висновки. Використання спостережень за станом печінки бичка кругляка для отримання даних щодо стану морської води, попри низьку вартість та відносну швидкість отримання результатів, не доцільно і не несе практичної користі для моніторингу водних об'єктів. Можливе використання даного методу в освітніх закладах екологічної чи біологічної направленості для навчальних програм студентів чи школярів.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Про затвердження Загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля Азовського і Чорного морів: Закон України від 22.03.2001 р. № 2333-III. Дата оновлення: 22.03.2001 р URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2333-14#Text>
2. Про затвердження Правил охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами: Постанова кабінету міністрів України від 25.03.1999 №465. Дата оновлення 07.08.2013 р URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/465-99-п#Text>
3. Whitfield AK. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future / Whitfield AK, Elliott M. // J Fish Bio. – 2002. – №61. – С. 229–250.
4. Effect of heavy metals on fish larvae deformities: A review. / Sfakianakis DG, Renieri E, Kentouri M, satsakis AM T. // Enviro. Res. – 2015. – №137. – С. 246–255.
5. Comparative investigation of heavy metal, trace, and macro element contents in commercially valuable fish species harvested off from the Persian Gulf. / Abadi DRV, Dobaradaran S, Nabipour I та ін.]. // Environ Sci Pollut Res. – 2014.
6. Sivaperumal P. Heavy metal concentrations in fish, shellfish and fish products from internal markets of India vis-a-vis international standards. / Sivaperumal P, Sankar TV, Viswanathan Nair PG. // Food Chem. – 2007. – №102. – С. 612–620.
7. Yarsan E. The important terms of marine pollution Biomarkers and biomonitoring, bioaccumulation, bioconcentration, biomagnification / Yarsan E, Yipel M. // J Mol Biomark Diagn S1. – 2013.
8. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey / Demirak A, Yilmaz F, Levent Tuna A, Ozdemir N. // 63. – 2006. – С. 1451–1458.

9. Biological plausibility as a tool to associate analytical data for micropollutants and effect potentials in wastewater, surface water, and sediments with effects in fishes / Maier D, Blaha L, Giesy JP та ін.]. // *Water Research*. – 2014.
10. Dhanakumar S. Heavy metal partitioning in sediments and bioaccumulation in commercial fish species of three major reservoirs of river Cauvery delta region, India / Dhanakumar S, Solaraj G, Mohanraj R. // *Ecotoxicol. Environ. Saf.*. – 2015. – №113. – С. 145–151.
11. Ecotoxicological effects of carbofuran and oxidized multiwalled carbon nanotubes on the freshwater fish Nile tilapia: Nanotubes enhance pesticide ecotoxicity / Garcia JC, Martinez DST, Alves OL та ін.]. // *Ecotoxicol. Environ. Saf.*. – 2015. – №111. – С. 131–137.
12. Wagner, A. Biomonitoring of trace elements in muscle and liver tissue of freshwater fish / Wagner, A., Boman, J.. // *Spectrochim. Acta*. – 2003. – С. 2215–2226.
13. Authman MMN. Assessment of metal status in drainage canal water and their bioaccumulation in *Oreochromis niloticus* fish in relation to human health. *Environ Monit Assess* 185: 891-907. / Authman MMN, Abbas HH, Abbas WT. // *Environ Monit Assess*. – 2013. – №185. – С. 891–907.
14. Eisler R. Zinc Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review. U.S. Fish and Wildlife Service / Eisler R. // *Biological Report*. – 1993. – №10.
15. Has-Schon E. Heavy metal profile in five fish species included in human diet, domiciled in the end flow of River Neretva / Has-Schon E, Bogut I, Strelec I. // *Arch Environ Contam Toxicol*. – 2006. – №50. – С. 545–551.
16. Heavy metal concentration in fish tissues inhabiting waters of “Busko Blato” reservoir (Bosnia and Herzegovina).. / Has-Schon E, Bogut I, Kralik G та ін.]. // *Environ Monit Assess*. – 2008. – №144. – С. 15–22.
17. Al-Yousuf MH. Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish species in relation to body length and sex / Al-Yousuf MH, El-Shahawi MS, Al-Ghais SM. // *Sci Total Environ*. – 2000. – №256. – С. 87–94.

18. Toxicity of cadmium for silver catfish *Rhamdia quelen* (Heptapteridae) embryos and larvae at different alkalinities / Benaduce APS, Kochhann D, Flores EMM та ін.]. // Arch Environ Contam Toxicol. – 2008. – №54. – С. 274–282.
19. Al-Yousuf MH. Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish species in relation to body length and sex / Al-Yousuf MH, El-Shahawi MS, Al-Ghais SM. // Sci Total Environ. – 2000. – №256. – С. 87–94.
20. Heavy metals pollution and their effects on gills and liver of the Nile Catfish *Clarias gariepinus* inhabiting El-Rahawy Drain Egypt / Authman MMN, Ibrahim SA, El-Kasheif MA, Gaber HS. // Global Vet. – 2013. – №10. – С. 103–115.
21. Environmental impact of heavy metal pollution on metallothionein expression in Nile Tilapia / Abumourad IMK, Abbas WT, Authman MMN, Girgis SM. // Res J Pharm Biol Chem Sci. – 2014. – №5. – С. 998–1005.
22. Histological and biochemical studies on some organs of two fish species in Bardawil Lagoon, North Sinai, Egypt / Gaber HS, Abbas WT, Authman MMN, Gaber SA. // Global Vet. – 2014. – №12. – С. 1–11.
23. Aquatic environmental pollution in the Egyptian countryside and its effect on fish production (Review) / Zaki, MS, Authman MMN, Hammam AMM, Shalaby SI. // Life Sci J. – 2014. – №11. – С. 1024–1029.
24. Sponging up metals: Bacteria associated with the marine sponge *Spongia officinalis* / Bauvais C, Zirah S, Piette L та ін.]. // Mar. Environ. Res.. – 2015. – №104. – С. 20–30.
25. Eisler R. Zinc Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review. U.S. Fish and Wildlife Service / Eisler R. // Biological Report. – 1993. – №10.
26. Authman MMN. *Oreochromis niloticus* as a biomonitor of heavy metal pollution with emphasis on potential risk and relation to some biological aspects / Authman MMN. // Global Vet. – 2008. – №2. – С. 104–109.

27. Testing the use of juvenile *Salmo trutta* L. as biomonitors of heavy metal pollution in freshwater / Lamas S, Fernandez JA, Aboal JR, Carballeira A. // *Chemosphere*. – 2007. – №67. – C. 221–228.
28. The effects of point pollutants- originated heavy metals (lead, copper, iron, and cadmium) on fish living in Yeşilirmak River, Turkey / Polat F, Akin Ş, Yildirim A, Dal T. // *Toxicol Ind Health*. – 2015. – C. 1–12.
29. Adeyemo OK. Blood lead level as biomarker of environmental lead pollution in feral and cultured African catfish (*Clarias gariepinus*). / Adeyemo OK, Adedeji OB, Offor CC. // *Nigerian Vet J*. – 2010. – №31. – C. 139–147.
30. Bioaccumulation of heavy metals in blood and tissue of striped mullet in two Italian Lakes. / Fazio F, Piccione G, Tribulato K та ін.]. // *J. Aquat. Anim. Health*. – 2014. – №26. – C. 278–284.
31. Active biomonitoring of trace heavy metals using fish (*Oreochromis niloticus*) as bioindicator species. The case of Nakivubo wetland along Lakealong Lake along Lake Victoria. / Birungi Z, Masola B, Zaranyika MF та ін.]. // *Phys Chem Earth*. – 2007. – №32. – C. 1350–1358.
32. Ebrahimi M. The effects of heavy metals exposure on reproductive systems of cyprinid fish from Kor River. / Ebrahimi M, Taherianfard M. // *Iran J Fish Sci*. – 2011. – №10. – C. 13–24.
33. Acute toxicity of some heavy metals to Lates calcarifer fry with a note on its histopathological manifestations. / Krishnani KK, Azad IS, Kailasam M та ін.]. // *J Environ Sci Health A*. – 2003. – №38. – C. 645–655.
34. Studies on the oxidative stress and gill histopathology in *Channa punctatus* of the canal receiving heavy metal- loaded effluent of Kasimpur Thermal Power Plant. / Javed M, Usmani N, Ahmad I, Ahmad M. // *Environ. Monit. Assess.* – 2015. – №187. – C. 4179.
35. Kennedy CJ. The toxicology of metals in fishes. / Kennedy CJ. // Academic Press, San Diego, California, USA.. – 2011.

36. Vinodhini R. Bioaccumulations of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio* (Common carp). / Vinodhini R, Narayanan M. // *Int J Environ Sci Tech.* – 2008. – №5. – C. 179–182.
37. Khaled A. Trace metals in fish of economic interest from the west of Alexandria, Egypt. / Khaled A. // *Chem Ecol.* – 2009. – №25. – C. 229–246.
38. Hazardous impact of arsenic on tissues of same fish species collected from two ecosystem. / Shah AQ, Kazi TG, Arain MB та ін.]. // *J Hazard Mater.* – 2009. – №167. – C. 511–515.
39. Seasonal investigation of trace element contents in commercially valuable fish species from the Black sea, Turkey. / Mendil D, Demirci Z, Tuzen M, Soylak M. // *Food Chem Toxicol.* – 2010. – №48. – C. 865–870.
40. Physiology of acute silver toxicity in the starry flounder (*Platichthys stellatus*) in seawater. / Hogstrand C, Ferguson EA, Galvez F та ін.]. // *J Comp Physiol B.* – 1999. – №169. – C. 461–473.
41. Basha PS. Cadmium-induced antioxidant defense mechanism in freshwater teleost *Oreochromis mossambicus* (Tilapia). / Basha PS, Rani AU. // *Ecotoxicol Environ Saf.* – 2003. – №56. – C. 218–221.
42. Atli G. Responses of metallothionein and reduced glutathione in a freshwater fish *Oreochromis niloticus* following metal exposures. / Atli G, Canli M. // *Environ Toxicol Pharmacol.* – 2008. – №25. – C. 33–38.
43. Atli G. Enzymatic responses to metal exposures in a freshwater fish *Oreochromis niloticus*. / Atli G, Canli M. // *Comp Biochem Physiol C.* – 2008. – №145. – C. 282–287.
44. Histopathological and physiological observations of the kidney and spleen of the Nile catfish *Clarias gariepinus* inhabiting El-Rahawy drain, Egypt. / El-Kasheif MA, Gaber HS, Authman MMN, Ibrahim SA. // *J Appl Sc. Res.* – 2013. – №9. – C. 872–884.
45. Effect of water pollution in El-Rahawy drainage canal on hematology and organs of freshwater fish *Clarias gariepinus*. / Gaber HS, El-Kasheif MA, Ibrahim SA, Authman MMN. // *World Appl Sci.* – 2013. – C. 329–341.

46. Bioaccumulation of heavy metals and their histopathological impact on muscles of *Clarias gariepinus* from El-Rahawy drain, Egypt. / Ibrahim SA, Authman MMN, Gaber HS, El-Kasheif MA. // *Int J Environ Sci Eng.* – 2013. – №4. – С. 51–73.
47. Use of computer assisted sperm analysis (CASA) for monitoring the effects of pollution on sperm quality of fish; application to the effects of heavy metals. / Kime DE, Ebrahimi M, Nysten K та ін.]. // *Aquat Toxicol.* – 1996. – №36. – С. 223–237.
48. The minimum effective spermatozoa : egg ratio for artificial insemination and the effects of mercury on sperm motility and fertilization ability in *Clarias gariepinus*. / Rurangwa E, Roelants I, Huyskens G та ін.]. // *J Fish Biol.* – 1998. – №53. – С. 402–413.
49. Assessment of heavy metal contamination in *Hediste diversicolor* (O.F. Muller, 1776), *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758), and surface sediments of Bafa Lake (Eastern Aegean) / Onen SA, Kucuksezgin F, Kocak F, A^ik S. // *Environ Sci Pollut Res.* – 2015.
50. Omar WA. Integrating multiple fish biomarkers and risk assessment as indicators of metal pollution along the Red Sea coast of Hodeida, Yemen Republic. / Omar WA, Saleh YS, Marie MAS. // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* .. – 2014. – №110. – С. 221–231.
51. Kalay M. Elimination of essential (Cu, Zn) and non-essential (Cd, Pb) metals from tissues of a freshwater fish *Tilapia zilli*. / Kalay M, Canli M. // *Turk J Zool.* – 2000. – №24. – С. 429–436.
52. Abdallah MAM. Persistent organochlorine pollutants and metals residues in sediment and freshwater fish species cultured in a shallow lagoon, Egypt.. / Abdallah MAM, Morsy FAE. // *Environ Technol.* – 2013. – №34. – С. 2389–2399.
53. Idriss AA. Heavy metal concentrations in fishes from Juru River, estimation of the health risk. *Bull. Environ. Contam.* / Idriss AA, Ahmad AK. // *Toxicol.* – 2015. – №94. – С. 204–208.

54. Assessment of the European flounder responses to chemical stress in the English Channel, considering biomarkers and life history traits. [Электронный ресурс] / Dupuy C, Galland C, Pichereau V та ін.] // Mar. Pollut. Bull.. – 2014. – Режим доступу до ресурсу: j.marpolbul.2014.11.033_.

55. Occurrence of dioxins (PCDDs, PCDFs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in wild, farmed and processed fish, and shellfish. / Fernandes AR, Mortimer DN, Rose M та ін.]. // Food Addit Contam Part B. – 2009. – №2. – С. 15–20.

56. Contamination of fish in UK fresh water systems: Risk assessment for human consumption. / Rose M, Fernandes A, Mortimer D, Baskaran C. // Chemosphere. – 2015. – №122. – С. 183–189.

57. Donohue JM. Exposure to inorganic arsenic from fish and shellfish. / Donohue JM, Abernathy CO. – 1999.

58. Koch I. Arsenic speciation in fresh-water fish and bivalves. / Koch I, Reimer KJ, Beach A. // Oxford, UK: Elsevier Science Ltd.. – 2001.

59. Effect of heat shock protein 70 (Hsp70) on arsenite induced genotoxicity. / Barnes JA, Collins BW, Dix DJ, Allen JW. // Environ Mol Mutag. – 2002. – №40. – С. 236–242.

60. Comparative toxicity of cadmium in the commercial fish species *Sparus aurata* and *Solea senegalensis*. / Kalman J, Riba I, Angel DelValls T, Blasco J. // Ecotoxicol Environ Saf. – 2010. – №73. – С. 306–311.

61. Assessing the impact of waterborne and dietborne cadmium toxicity on susceptibility risk for rainbow trout. / Liao CM, Ju YR, Chen WY, Chen BC. // Sci. Total Environ.. – 2011. – №409. – С. 503–513.

62. Jarup L. Hazards of heavy metal contamination. / Jarup L. // Br Med Bull. – 2003. – №68. – С. 167–182.

63. ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Toxicological Profile for Cadmium, U.S. Department of Health and Humans Services, Public Health Service, Centres for Diseases Control, / ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). // Atlanta, GA.. – 2003.

64. Shukla V. Effect of cadmium individually and in combination with other metals on the nutritive value of fresh water fish, *Channa punctatus*. / Shukla V, Rathi P, Sastry KV. // *J Environ Biol.* – 2002. – №23. – С. 105–110.

65. Chowdhury MJ. Gastrointestinal uptake and fate of cadmium in rainbow trout acclimated to sublethal dietary cadmium. / Chowdhury MJ, McDonald DG, Wood CM. // *Aquat. Toxicol.* – 2004. – №69. – С. 149–163.

66. Correlation between metallothionein and energy metabolism in sea bass, *Dicentrarchus labrax*, exposed to cadmium. / Cattani O, Serra R, Isani G та ін.]. // *Comp. Biochem. Physiol.* – 1996. – С. 193–199.

67. The toxic and accumulative effects of short-term exposure to cadmium in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). / Melgar MJ, Perez M, Garcia MA та ін.]. // *Vet. Hum. Toxicol.* – 1997. – №39. – С. 79–83.

68. Ultrastructural alterations in the liver and kidney of white sea bass, *Lates calcarifer*, in acute and subchronic cadmium exposure. / Thophon S, Pokethitiyook P, Chalermwat K та ін.]. // *Environ Toxicol.* – 2004. – №19. – С. 11–19.

69. Histopathological alterations of white seabass, *Lates calcarifer*, in acute and subchronic cadmium exposure. / Thophon S, Kruatrachue M, Upatham ES та ін.]. // *Environ Pollut.* – 2003. – №121. – С. 307–320.

70. Cavas T. Induction of micronuclei and binuclei in blood, gill and liver cells of fishes subchronically exposed to cadmium chloride and copper sulphate. / Cavas T, Garanko NN, Arkhipchuk VV. // *Food Chem Toxicol.* – 2005. – №43. – С. 569–574.

71. Induction of micronuclei in Eel (*Anguilla anguilla*) by heavy metals. / Sanchez-Galan S, Linde AR, Ayllon F, Garcia-Vazquez E. // *Ecotox Environ Saf.* – 2001. – №49. – С. 139–143.

72. Genotoxicity biomarkers in the assessment of heavy metal effects in mussels: experimental studies. / Bolognesi C, Landini E, Roggeri P та ін.]. // *Environ. Mol. Mutag.* – 1999. – №33. – С. 287–292.

73. Jia X. Low levels of cadmium exposure induce DNA damage and oxidative stress in the liver of Oujiang colored common carp *Cyprinus carpio* var.

color. / Jia X, Zhang H, Liu X. // *Fish Physiol. Biochem.* – 2011. – №37. – C. 97–103.

74. Dyk JCV. Histological changes in the liver of *Oreochromis mossambicus* (Cichlidae) after exposure to cadmium and zinc. / Dyk JCV, Pieterse GM, van Vuren JHJ. // *Ecotoxicol Environ Saf.* – 2007. – №66. – C. 432–440.

75. Effect of acute cadmium exposure on metal accumulation and oxidative stress biomarkers of *Sparus aurata*. / Souid G, Souayed N, Yaktiti F, Maaroufi K. // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* – 2013. – №89. – C. 1–7.

76. Cellular alterations in different organs of European sea bass *Dicentrarchus labrax* (L.) exposed to cadmium. / Giari L, Manera M, Simoni E, Dezfuli BS. // *Chemosphere.* – 2007. – №67. – C. 1171–1181.

77. Cadmium inhibition of Ca²⁺ uptake in rainbow trout gills. / Verbost PM, Flik G, Lock RAC, Wendelaar Bonga SE. // *Am J Physiol Regul Integ Comp Physiol.* – 1987. – №253. – C. 216–221.

78. Li D. Improvement of acute cadmium toxicity by pretreatment with copper salt. *Bull.* / Li D, Katakura M, Sugawara N. // *Environ. Contam. Toxicol.* – 1995. – №54. – C. 878–883.

79. Gill TS. Stress-related changes in the hematological profile of the American eel (*Anguilla rostrata*). / Gill TS, Epple A. // *Ecotoxicol Environ Saf.* – 1993. – №25. – C. 227–235.

80. Activities of superoxide dismutase and catalase in erythrocytes and plasma transaminases of goldfish (*Carassius auratus gibelio* Bloch.) exposed to cadmium. / Zikic RV, Stajn AS, Pavlovic SZ та ил.]. // *Physiol Res.* – 2001. – №50. – C. 105–111.

81. Thomas P. Ascorbic acid status of mullet, *Mugil cephalus* Linn., exposed to cadmium. / Thomas P, Bally M, Neff JM. // *J Fish Biol.* – 1982. – №20. – C. 183–196.

82. Larsson A. Altered carbohydrate metabolism in fish exposed to sublethal levels of cadmium. / Larsson A, Haux C. // *J Environ Biol.* – 1982. – №3. – C. 71–81.

83. Activities of superoxide dismutase and catalase in erythrocytes and transaminases in the plasma of carps (*Cyprinus carpio* L.) exposed to cadmium. / Zikic RV, Stajn AS, Ognjanovic BI та ін.]. // *Physiol Res.* – 1997. – №46. – С. 391–396.

84. Vetillard A. Cadmium: an endocrine disrupter that affects gene expression in the liver and brain of juvenile rainbow trout. / Vetillard A, Bailhache T. // *Biol Repr.* – 2005. – №72. – С. 119–126.

85. Mukherjee D. Effect of mercuric chloride and cadmium chloride on gonadal function and its regulation in sexually mature common carp *Cyprinus carpio*. / Mukherjee D, Kumar V, Chakraborti P. // *Biomed Environ Sci.* – 1994. – №7. – С. 13–24.

86. Abbas HHH. Vitamin C and cadmium toxicity in fish *Oreochromis niloticus*. / Abbas HHH, Hammada MM, Miller JD. // *Online J. Vet. Res.* – 2007. – №11. – С. 54–74.

87. Cadmium induced changes in the biochemistry of an air breathing fish *Anabas testudineus*. / Vijayram K, Geraldine P, Varadarajan TS та ін.]. // *J. Ecobiol.* – 1989. – №1. – С. 245–251.

88. The effect of chronic chromium exposure on the health of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). / Farag AM, May T, Marty GD та ін.]. // *Aquat. Toxicol.* – 2006. – №76. – С. 246–257.

89. Arunkumar RI. Differential effect of chromium compounds on the immune response of the African mouth breeder, *Oreochromis mossambicus* (Peters). / Arunkumar RI, Rajasekaran P, Michael RD. // *Fish Shellfish Immunol.* – 2000. – №10. – С. 667–676.

90. Abbas HH. Study the effect of hexavalent chromium on some biochemical, cytotoxicological and histopathological aspects of the *Oreochromis* spp. / Abbas HH, Ali FK. // *Fish. Pak. J. Biol. Sci.* – 2007. – №10. – С. 3973–3982.

91. Li ZH. Evaluating the toxicity of environmental concentrations of waterborne chromium (VI) to a model teleost, *Oncorhynchus mykiss*: a comparative

study of in vivo and in vitro. / Li ZH, Li P, Randak T. // *Comp. Biochem. Physiol.*.. – 2011. – C. 402–407.

92. EPR detection of paramagnetic chromium in liver of fish (*Anguilla anguilla*) treated with dichromate(VI) and associated oxidative stress responses- Contribution to elucidation of toxicity mechanisms. / Pacheco M, Santos MA, Pereira P та ін.]. // *Comp. Biochem. Physiol.*.. – 2013. – C. 132–140.

93. WHO (World Health Organization). Chromium, Nickel and Welding. International Agency for Research on Cancer. / WHO (World Health Organization). // *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*, France.. – 1990.

94. Eisler R. Handbook of chemical risk assessment: Health hazards to humans, plants, and animals. / Eisler R. // Boca Raton: CRC Press, Lewis publishers.. – 2000.

95. Chromium(III) induces oxidative stress in goldfish liver and kidney. / Lushchak OV, Kubrak OI, Lozinsky OV та ін.]. // *Aquat. Toxicol.* – 2009. – №93. – C. 45–52.

96. Chromium (VI) induced acute toxicity and genotoxicity in freshwater stinging catfish, *Heteropneustes fossilis*. / Ahmed MK, Kundu GK, Al-Mamun MH та ін.]. // *Ecotoxicol. Environ. Saf.*.. – 2013. – №92. – C. 64–70.

97. Reid SD. Molybdenum and chromium. / Reid SD. // Academic Press, New York, USA.. – 2011.

98. Vera-Candioti J. Acute toxicity of chromium on *Cnesterodon decemmaculatus* (Pisces: Poeciliidae). / Vera-Candioti J, Soloneski S, Larramendy ML. // *Theoria.* – 2011. – №20. – C. 81–88.

99. Ackermann C. A quantitative and qualitative histological assessment of selected organs of *Oreochromis mossambicus* after acute exposure to cadmium, chromium and nickel. / Ackermann C. // M. Sc. dissertation, University of Johannesburg, South Africa.. – 2008.

100. Benoit DA. Toxic effects of hexavalent chromium on brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*). / Benoit DA. // Water Res. – 1976. – №10. – C. 497–500.

101. Mishra AK. Chronic exposure to sublethal hexavalent chromium affects organ histopathology and serum cortisol profile of a teleost, *Channa punctatus* (Bloch). / Mishra AK, Mohanty B. // Sci. Total Environ. – 2009. – №407. – C. 5031–5038.

102. Arillo A. Effects of hexavalent chromium on trout mitochondria. / Arillo A, Melodio F. // Toxicol. Lett. – 1988. – №44. – C. 71–76.

103. Nath K. Effect of hexavalent chromium on the carbohydrate metabolism of a freshwater tropical teleost *Colisa fasciatus*. Bull. / Nath K, Kumar N. // Inst. Zool. Acad. Sin. (Taipei). – 1987. – №26. – C. 245–248.

104. Monteiro SM. Copper toxicity in gills of the teleost fish, *Oreochromis niloticus*: Effects in apoptosis induction and cell proliferation. / Monteiro SM, dos Santos NMS, Calejo M. // Aquat. Toxicol. – 2009. – №94. – C. 219–228.

105. Sub-lethal concentrations of waterborne copper are toxic to lateral line neuromasts in zebrafish (*Danio rerio*). / Hernandez PP, Moreno V, Olivari FA, Allende ML. // Hear Res. – 2006. – №213. – C. 1–10.

106. Studies on the development of potential biomarkers for rapid assessment of copper toxicity to freshwater fish using *Esomus danricus* as model. / Vutukuru SS, Suma Ch, Radha Madhavi K та иН.]. // Int. J. Environ. Res. Public Health. – 2005. – №2. – C. 63–73.

107. Michael P. Ecological methods for field and laboratory investigations. / Michael P. // TATA McGraw-Hill Publishing Company Ltd., New Delhi.. – 1986.

108. Boyd CE. Water quality in ponds for aquaculture. / Boyd CE. // Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University, USA.. – 1990.

109. Jezierska B. The metal uptake and accumulation in fish living in polluted waters. / Jezierska B, Witeska M. // NATO Science Series, Netherlands: Springer.. – 2006.

110. The effects of cadmium and copper on embryonic and larval development of the *Leuciscus idus* L. / Witeska M, Sarnowski P, Tugowska K, Kowal E. // *Fish Physiol. Biochem.* – 2014. – №40. – C. 151–163.

111. Low J. Sublethal effects of cadmium on auditory structure and function in fathead minnows (*Pimephales promelas*). / Low J, Higgs DM. // *Fish Physiol Biochem.* – 2014.

112. Saxena D. Hexavalent chromium induces biochemical alterations in air-breathing fish, *Channa punctatus*. / Saxena D, Tripathi M. // *J. Ecophysiol. Occup. Health.* – 2007. – №7. – C. 171–175.

113. Virk S. Changes in the biochemical constituents of gills of *Cirrhinus mrigala* (Ham.) following exposure to metals. / Virk S, Sharma A. // *Indian J Fish.* – 2003. – №50. – C. 113–117.

114. Effects of prolonged copper exposure in the marine gulf toadfish (*Opsanus beta*) II: copper accumulation, drinking rate and Na⁺/K⁺-ATPase activity in osmoregulatory tissues. / Grosell M, McDonald MD, Walsh PJ, Wood CM. // *Aquat. Toxicol.* – 2004. – №68. – C. 263–275.

115. Copper-induced oxidative stress in three-spine stickleback: relationship with hepatic metal levels. / Sanchez W, Palluel O, Meunier L та ін.]. // *Environ. Toxicol. Pharmacol.* – 2005. – №19. – C. 177–183.

116. Begum G. Oxidative stress and changes in locomotor behavior and gill morphology of *Gambusia affinis* exposed to chromium. / Begum G, Venkateswara Rao J, Srikanth K. // *Toxicol. Environ. Chem.* – 2006. – №88. – C. 355–365.

117. Cyriac PJ. Hemoglobin and hematocrit values in the fish *Oreochromis mossambicus* (Peters) after short term exposure to copper and mercury. *Bull.* / Cyriac PJ, Antony A, Nambisan PNK. // *Environ. Contam. Toxicol.* – 1989. – №43. – C. 315–320.

118. Nussey G. Effect of copper on the haematology and osmoregulation of the Mozambique tilapia, *Oreochromis mossambicus* (Cichlidae). / Nussey G, Van Vuren JHJ, du Preez HH. // *Comp. Biochem. Physiol. C : ..* – 1995. – №111. – C. 369–380.

119. Omar WA. Integrating multiple fish biomarkers and risk assessment as indicators of metal pollution along the Red Sea coast of Hodeida, Yemen Republic. / Omar WA, Saleh YS, Marie MAS. // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* .. – 2014. – №110. – C. 221–231.

120. Biochemical and morphological changes in carp (*Cyprinus carpio* L.) liver following exposure to copper sulfate and tannic acid. / Varanka Z, Rojik I, Varanka I та ін.]. // *Comp. Biochem. Physiol.*.. – 2001. – C. 467–478.

121. Gainey LF. The effects of reserpine on copper induced cardiac inhibition in *Mytilus edulis*. / Gainey LF, Kenyon JR. // *Comp. Biochem. Physiol.*.. – 1990. – C. 177–179.

122. Shiau SY. Estimation of dietary copper requirements of juvenile tilapia, *Oreochromis niloticus* x *O. aureus*. / Shiau SY, Ning YC. // *Anim. Sci.* – 2003. – №77. – C. 287–292.

123. Yacoub AM. Accumulation of some heavy metals and biochemical alterations in muscles of *Oreochromis niloticus* from the River Nile in Upper Egypt. / Yacoub AM, Gad NS. // *Int. J. Environ. Sci. Eng.* – 2012. – №3. – C. 1–10.

124. Effects of copper and cadmium spiked-sediments on embryonic development of Japanese medaka (*Oryzias latipes*). / Barjhoux I, Baudrimont M, Morin B та ін.]. // *Ecotoxicol. Environ.* – 2012. – C. 272–282.

125. Svobodova Z. Water Quality and Fish Health. / Svobodova Z. // FAO, Rome, EIFAC technical paper. – 1993. – C. 67-70.

126. Decker C. Acute toxicity of iron and aluminium to brook trout. / Decker C, Menendez R. // *Proc. W. Virg. Acad.*.. – 1974. – C. 159–167.

127. Arellano JM. Histological changes and copper accumulation in liver and gills of the Senegales Sole, *Solea senegalensis*. / Arellano JM, Storch V, Sarasquete C. // *Ecotoxicol. Environ.*.. – 1999. – C. 62–72.

128. Histopathological changes in liver and gill epithelium of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, exposed to waterborne copper. / Figueiredo-Fernandes A, Ferreira-Cardoso JV, Garcia-Santos S та ін.]. // *Pesq. Vet. Bras.* – 2007. – №27. – C. 103–109.

129. Pieterse GM. Histopathological changes in the testis of *Oreochromis mossambicus* (Cichlidae) as a biomarker of heavy metal pollution. / Pieterse GM. // Ph. D. Thesis, Rand Afrikaans University, South Africa. – 2004.

130. Baatrup E. Structural and functional effects of heavy metals on the nervous systems, including sense organs, of fish. / Baatrup E. // *Comp Biochem Physiol.* – 1991. – C. 253–257.

131. Palaniappan PLRM. Bioaccumulation and depuration of chromium in the selected organs and whole body tissues of freshwater fish *Cirrhinus mrigala* individually and in binary solutions with nickel. / Palaniappan PLRM, Karthikeyan S. // *J Environ Sci.* – 2009. – №21. – C. 229–236.

132. Acute effects of the mercuric chloride in the olfactory epithelium of *Trichomycterus brasiliensis*. / Oliveira Ribeiro CA, Fernandes LM, Carvalho CS та ін.] // *Ecotoxicol Environ Saf.* – 1995. – C. 104–109.

133. Hematological findings in neotropical fish *Hoplias malabaricus* exposed to subchronic and dietary doses of methylmercury, inorganic lead, and tributyltin chloride. / Oliveira Ribeiro CA, Filipak Neto F, Mela M та ін.] // *Environ Res.* – 2006. – №101. – C. 74–80.

134. Eccles CU. Prenatal methyl mercury exposure: I. Alternations in neonatal activity. / Eccles CU, Annau ZP. // *Neurobehav Toxicol Teratol.* – 1982. – №4. – C. 371–376.

135. Kamunde C. The influence of ration size on copper homeostasis during sublethal dietary copper exposure in juvenile rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. / Kamunde C, Wood CM. // *Aquat. Toxicol.* – 2003. – №62. – C. 235–254.

136. Effects of prolonged copper exposure in the marine gulf toadfish (*Opsanus beta*) II: copper accumulation, drinking rate and Na⁺/K⁺-ATPase activity in osmoregulatory tissues. / Grosell M, McDonald MD, Walsh PJ, Wood CM. // *Aquat. Toxicol.* – 2004. – №68. – C. 263–275.

137. Radi AAR. Effects of metal ions on the antioxidant enzyme activities, protein contents and lipid peroxidation of carp tissues. / Radi AAR, Matkovics B. // *Comp. Biochem. Physiol.* – 1988. – C. 69–72.

138. Effect of mercuric oxide toxicity on some biochemical parameters on African cat fish *Clarias gariepinus* present in the River Nile. / Zaki MS, Elbatrawy N, Fawzi OM та ін.]. // *Life Sci J.* – 2011. – №8. – С. 363–368.

139. Al-Attar AM. The influences of nickel exposure on selected physiological parameters and gill structure in the teleost fish, *Oreochromis niloticus*. / Al-Attar AM. // *J Biol Sci.* – 2007. – №7. – С. 77–85.

140. Van Rensburg EL. The bioconcentration of atrazine, zinc and iron in *Tilapia sparrmanii* (Cichlidae). M. Sc. Thesis, / Van Rensburg EL. // Rand Afrikaans University, South Africa. – 1989.

141. Grobler VHE. Bioconcentration of atrazine, zinc and iron in the blood of *Tilapia sparrmanii* (Cichlidae). / Grobler VHE, Van Vuren JHJ, Du Preez HH. // *Comp. Biochem. Physiol.* – 1991. – С. 629–633.

142. Sorensen EMB. Metal poisoning in fish: Environmental and Life Sciences Associates. / Sorensen EMB. // Boca Raton: CRC Press Inc.. – 1991.

143. Dalzell DJB. The toxicity of iron to brown trout and effects on the gills: a comparison of two grades of iron sulphate. / Dalzell DJB, Macfarlane NAA. // *J. Fish Biol.* – 1999. – №55. – С. 301–315.

144. Abbas HH. Effect of some heavy metal pollutants on some biochemical and histopathological changes in Blue tilapia, *Oreochromis aureus*. / Abbas HH, Zaghloul KH, Mousa MA. // *Egypt. J. Agric.* – 2002. – С. 1395–1411.

145. Arellano JM. Histological changes and copper accumulation in liver and gills of the Senegales Sole, *Solea senegalensis*. / Arellano JM, Storch V, Sarasquete C. // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* – 1999. – №44. – С. 62–72.

146. Histopathological changes in liver and gill epithelium of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, exposed to waterborne copper. / Figueiredo-Fernandes A, Ferreira-Cardoso JV, Garcia-Santos S та ін.]. // *Pesq. Vet. Bras.* – 2007. – №27. – С. 103–109.

147. Wepener V. The effect of heavy metals at different pH values on the haematology and metabolic enzymes of *Tilapia sparrmanii* / Wepener V. // (Cichlidae). – 1990.

148. Gonzalez RJ. The disruption of sodium balance in brook charr, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), by manganese and iron. / Gonzalez RJ, Grippo RS, Dunson WA. // J Fish Biol. – 1990. – №37. – C. 765–774.

149. The effects of iron, humic acids and low pH on the gills and physiology of Brown Trout (*Salmo trutta*). / Peuranen S, Vuorinen PJ, Vuorinen M, Hollender A. // Ann. Zool. Fennici : .. – 1994. – №31. – C. 389–396.

150. Baker RTM. Ingestion of sub-lethal levels of iron sulphate by African catfish affects growth and tissue lipid peroxidation. / Baker RTM, Martin P, Davies SJ. // Aquat. Toxicol. – 1997. – №40. – C. 51–61.

151. In vivo and in vitro exposures for the evaluation of the genotoxic effects of lead on the Neotropical freshwater fish *Prochilodus lineatus*. / Monteiro V, Cavalcante DGSM, Vilela MBFA та ін.]. // Aquat. Toxicol.. – 2011. – №104. – C. 291–298.

152. Determination of cadmium, chromium, lead and vanadium in six fish species from the Adriatic Sea. / Sepe A, CiCiprotti, Maralli L та ін.]. // Food Addit. Contam. – 2003. – №20. – C. 543–552.

153. Creti P. Heavy metal bioaccumulation and metallothionein content in tissues of the sea bream *Sparus aurata* from three different fish farming systems. / Creti P, Trinchella F, Scudiero R. // Environ. Monit. Assess. – 2010. – №165. – C. 321–329.

154. Castro-Gonzalez MI. Heavy metals: Implications associated to fish consumption. / Castro-Gonzalez MI, Mendez-Armenta M. // Environ. Toxicol. Pharmacol. – 2008. – №26. – C. 263–271.

155. Katti SR. Lead nitrate induced changes in lipid and cholesterol levels in the freshwater fish *Clarias batrachus*. / Katti SR, Sathyanesan AG. // Toxicol. Lett. – 1983. – №19. – C. 93–96.

156. Biochemical and morphological changes in carp (*Cyprinus carpio* L.) liver following exposure to copper sulfate and tannic acid. / Varanka Z, Rojik I, Varanka I та ін.]. // Comp. Biochem. Physiol. : – 2001. – C. 467–478.

157. Byczkowski JZ. Oxidative stress and pro-oxidant biological effects of vanadium. / Byczkowski JZ, Kulkarni AP. // John Wiley & Sons, New York. – 1998.

158. Acute effects of vanadate oligomers on heart, kidney, and liver histology in the Lusitanian toadfish (*Halobatrachus didactylus*). / Borges G, Mendonca P, Joaquim N та ін.]. // Arch Environ Contam Toxicol. – 2003. – №45. – С. 415–422.

159. Cadmium and vanadate oligomers effects on methaemoglobin reductase activity from Lusitanian toadfish: in vivo and in vitro studies. / Soares SS, Aureliano M, Joaquim N, Coucelo JM. // J Inorg Biochem. – 2003. – №94. – С. 285–290.

160. Zaki MS. Effect of vanadium toxicity in *Clarias lazera*. / Zaki MS, Sharaf NE, Osfor MH. // J Am Scj. – 2010. – №6. – С. 291–296.

161. Exposure to waterborne copper reveals differences in oxidative stress response in three freshwater fish species. / Eyckmans M, Celis N, Horemans N та ін.]. // Aquat. Toxicol. – 2011. – №103. – С. 112–120.

162. Accumulation features of organochlorine pesticides and heavy metals in fish from high mountain lakes and Lhasa River in the Tibetan Plateau. / Yang R, Yao T, Xu B та ін.]. // Environ Int. – 2007. – №33. – С. 151–156.

163. Al-Ghanim KA. Impact of nickel (Ni) on hematological parameters and behavioral changes in *Cyprinus carpio* (common carp). / Al-Ghanim KA. // Afr J Biotechnol. – 2011. – №10. – С. 13860–13866.

164. Farombi EO. Biomarkers of oxidative stress and heavy metal levels as indicators of environmental pollution in African cat fish (*Clarias ganepinus*) from Nigeria Ogun River. / Farombi EO, Adelowo OA, Ajimoko YR. // Int J Environ Res Public Health. – 2007. – №4. – С. 158–165.

165. Hogstrand C. Zinc. / Hogstrand C. // Academic Press, New York, USA. – 2011.

166. Clarke ML. Veterinary Toxicology. / Clarke ML, Harvey DG, Humphreys DJ. // _ELBS and Bailliere Tindall_. – 1981.

167. El-Badawi AA. Effect of lead toxicity on some physiological aspects of Nile tilapia fish, *Oreochromis niloticus*. Inter. Conf. / El-Badawi AA. // Vet. Res. Div., 2005, NRC, Cairo, Egypt. – 2005.

168. Ercal N. Toxic metals and oxidative stress Part I: Mechanisms involved in metal-induced oxidative damage. / Ercal N, Gurer-Orhan H, Aykin-Burns N. // Curr Top Med Chem. – 2001. – №1. – C. 529–539.

169. Delistraty, D. Dioxins, metals, and fish toxicity in ash residue from space heaters burning used motor oil. / Delistraty, D., Stone, A. // Chemosphere. – 2007. – №68. – C. 907–914.

170. Histological and electron microscopical observations on the effects of lead on gills and midgut gland of *Procambarus clarkii*. / Rubio R, Tineo P, Torreblanca A та ін.]. // Toxicol Environ Chem. – 1991. – №31. – C. 347–352.

171. Dave G. Toxicity of mercury, copper, nickel, lead, and cobalt to embryos and larvae of zebrafish, *Brachydanio rerio*. / Dave G, Xiu R. // Arch Environ Contam Toxicol. – 1991. – №21. – C. 126–134.

172. Parashar RS. Histopathological analysis of sublethal toxicity induced by lead nitrate to the accessory respiratory organs of the air-breathing teleost, *Heteropneustes fossilis* (Bloch). / Parashar RS, Banerjee TK. // Pol. Arch. Hydrobiol. – 1999. – №46. – C. 199–206.

173. Morphological deformities and recovery, accumulation and elimination of lead in body tissues of Chinese sturgeon, *Acipenser sinensis*, early life stages: a laboratory study. / Hou JL, Zhuang P, Zhang LZ та ін.]. // J Appl Ichthyol. – 2011. – №27. – C. 514–519.

174. Shah SL. Alterations in the immunological parameters of Tench (*Tinca tinca* L. 1758) after acute and chronic exposure to lethal and sublethal treatments with mercury, cadmium and lead. / Shah SL, Altindag A. // Turk J Vet Anim Sci. – 2005. – №29. – C. 1163–1168.

175. Devlin EW. Acute toxicity, uptake and histopathology of aqueous methyl mercury to fathead minnow embryos. / Devlin EW. // Ecotoxicology. – 2006. – №15. – C. 97–110.

176. Half a century of changing mercury levels in Swedish freshwater fish. / Akerblom S, Bignert A, Meili M та ін.]. // *AMBIO*. – 2014. – №43. – С. 91–103.

177. Ultrasensitive and highly selective detection of bioaccumulation of methyl-mercury in fish samples via Ag⁰/Hg⁰ amalgamation. / Deng L, Li Y, Yan X та ін.]. // *Anal Chem* 2015. – 2015.

178. Drevnick PE. Increased ovarian follicular apoptosis in fathead minnows (*Pimephales promelas*) exposed to dietary methylmercury. / Drevnick PE, Sandheinrich M.B, Oris JT. // *Aquat Toxicol.* – 2006. – №79. – С. 49–54.

179. Amlund H. Accumulation and elimination of methylmercury in Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) following dietary exposure. / Amlund H, Lundebye AK, Berntssen MHG. // *Aquat Toxicol.* – 2007. – №83. – С. 323–330.

180. Contaminant levels in Norwegian farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the 13-year period from 1999 to 2011. / Nostbakken OJ, Hove HT, Duinker A та ін.]. // *Environ Int.* – 2015. – №74. – С. 274–280.

181. Biogeochemical factors influencing net mercury methylation in contaminated freshwater sediments from the St. Lawrence River in Cornwall, Ontario, Canada. Sci. / Avramescu ML, Yumvihoze E, Hintelmann H та ін.]. // *Total Environ.* – 2011. – №409. – С. 968–978.

182. Effects of environmental temperature change on mercury absorption in aquatic organisms with respect to climate warming. / Pack EC, Kim CH, Lee SH та ін.]. // *J. Toxicol. Environ. Health A.* – 2014. – №77. – С. 1477–1490.

183. Booth S. Mercury, food webs, and marine mammals: Implications of diet and climate change for human health. / Booth S, Zeller D. // *Environ Health Perspect.* – 2005. – №113. – С. 521–526.

184. WHO (World Health Organization). Mercury-Environmental aspects. / WHO (World Health Organization). // Geneva, Switzerland: WHO. – 1989.

185. Tsubaki TK. Minamata Disease: Methyl Mercury Poisoning in Minamata and Niigata, Japan. / Tsubaki TK, Irukayama K. // Elsevier Scientific Publ Co, New York. – 1977.

186. Methylmercury poisoning in Iraq. / Bakir F, Damluji SF, Amin-Zaki L та ін.]. // Science. – 1973. – №181. – С. 230–241.

187. Oliveira Ribeiro CA. Accumulation and distribution of inorganic mercury in a tropical fish (*Trichomycterus zonatus*). / Oliveira Ribeiro CA, Guimaraes JRD, Pfeiffer WC. // Ecotoxicol Environ Saf. – 1996. – №34. – С. 190–195.

188. Lemly AD. Symptoms and implications of selenium toxicity in fish: the Belews Lake case example. / Lemly AD. // Aquat Toxicol. – 2002. – №57. – С. 39–49.

189. Effects of acute and subchronic exposures to waterborne selenite on the physiological stress response and oxidative stress indicators in juvenile rainbow trout. / Miller LL, Wang F, Palace VP, Hontela A. // Aquat Toxicol. – 2007. – №83. – С. 263–271.

190. Deng DF. Selenium depuration: Residual effects of dietary selenium on Sacramento splittail (*Pogonichthys macrolepidotus*). / Deng DF, Hung SSO, Teh SJ. // Sci Total Environ. – 2007. – №377. – С. 224–232.

191. NRC (National Research Council). Nutrient Requirements of Fish. Committee on Animal Nutrition. / NRC (National Research Council). // National Academy Press, Washington DC, USA. – 1993.

192. Lin YH. Dietary selenium requirements of juvenile grouper, *Epinephelus malabaricus*. / Lin YH, Shiau SY. // Aquaculture. – 2005. – №250. – С. 356–363.

193. Muscatello JR. Accumulation of selenium in aquatic systems downstream of a uranium mining operation in northern Saskatchewan, Canada. / Muscatello JR, Belknap AM, Janz DM. // Environ Pollut. – 2008. – №156. – С. 387–393.

194. Stohs SJ. Oxidative mechanisms in the toxicity of metal ions. / Stohs SJ, Bagchi D. // Free Radic Biol Med. – 1995. – №18. – С. 321–336.

195. Authman MMN. Environmental and experimental studies of aluminium toxicity on the liver of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) fish / Authman MMN. // *Life Sci J.* – 2011. – №8. – C. 764–776.

196. Tissue accumulation of aluminium is not a predictor of toxicity in the freshwater snail, *Lymnaea stagnalis*. / Walton RC, McCrohan CR, Livens FR, White KN. // *Environ Pollut.* – 2009. – №157. – C. 2142–2146.

197. Comparative effects of aluminum and ouabain on synaptosomal choline uptake, acetylcholine release and (Na⁺/K⁺)ATPase. / Silva VS, Nunes MA, Cordeiro JM та ін.] // *Toxicology.* – 2007. – №236. – C. 158–177.

198. Camargo MMP. How aluminium exposure promotes osmoregulatory disturbances in the neotropical freshwater fish *Prochilus lineatus*. / Camargo MMP, Fernandes MN, Martinez CBR. // *Aquat Toxicol.* – 2009. – №94. – C. 40–46.

199. Abdel-Latif HA. The influence of calcium and sodium on aluminum toxicity in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). / Abdel-Latif HA. // *Aust J Basic Appl Sci.* – 2008. – №2. – C. 747–751.

200. Aluminum as an endocrine disruptor in female Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). / Correia TG, Narcizo AM, Bianchini A, Moreira RG. // *Comp Biochem Physiol C.* – 2010. – №151. – C. 461–466.

201. Alwan SF. Alterations in haematological parameters of fresh water fish, *Tilapia zillii*, exposed to aluminum. / Alwan SF, Hadi AA, Shokr AE. // *J Sci Applic.* – 2009. – №3. – C. 12–19.

202. Aluminium in acidic river water causes mortality of farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in Norwegian fjords. / Bjerknes V., Fyllingen I, Holtet L та ін.] // *Mar Chem.* – 2003. – №83. – C. 169–174.

203. Laitinen M. Cardiovascular, ventilatory and haematological responses of brown trout (*Salmo trutta* L.), to the combined effects of acidity and aluminium in humic water at winter temperatures. / Laitinen M, Valtonen T. // *Aquat Toxicol.* – 1995. – №31. – C. 99–112.

204. Barcarolli IF. Effects of aluminum in acidic water on hematological and physiological parameters of the neotropical fish *Leporinus macrocephalus*

(Anostomidae). / Barcarolli IF, Martinez CBR. // Bull Environ Contam Toxicol. – 2004. – №72. – C. 639–646.

205. Poleo ABS. Aluminium polymerization - a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. / Poleo ABS. // Aquat Toxicol. – 1995. – №31. – C. 347–356.

206. Reproduction, blood and plasma parameters and gill histology of vendace (*Coregonus albula* L.) in long-term exposure to acidity and aluminum. / Vuorinen PJ, Keinanen M, Peuranen S, Tigerstedt C. // Ecotoxicol Environ Saf. – 2003. – №54. – C. 255–276.

207. Effects of subchronic exposure to aluminium in acidic water on bioenergetics of Atlantic Salmon (*Salmo salar*). / Brodeur JC, Okland F, Finstad B та ін.]. // Ecotoxicol Environ Saf. – 2001. – №49. – C. 226–234.

208. Plasma prolactin, cortisol, and thyroid responses of the brown trout (*Salmo trutta*) exposed to lethal and sublethal aluminium in acidic soft waters. / Waring CP, Brown JA, Collins JE, Prunet P. // Gen Comp Endocrinol. – 1996. – №102. – C. 377–385.

209. Effects of acidity and aluminium on fish gills in laboratory experiments and in the field. / Peuranen S, Vuorinen PJ, Vuorinen M, Tuurala H. // Sci Total Environ. – 1993. – №134. – C. 979–988.

210. Organ-specific toxicokinetics and dose-response of arsenic in tilapia *Oreochromis mossambicus*. / Liao CM, Tsai JW, Ling MP та ін.]. // Arch Environ Contam Toxicol. – 2004. – №47. – C. 502–510.

211. Sorensen EMB. Arsenic accumulation, tissue distribution and cytotoxicity in teleosts following indirect aqueous exposures. / Sorensen EMB, Henry RE, Ramirez-Mitchell R. // Bull Environ Contam Toxicol. – 1979. – №21. – C. 162–169.

212. Cockell KA. Chronic toxicity of dietary disodium arsenate heptahydrate to juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). / Cockell KA, Hilton JW, Bettger WJ. // Arch Environ Contam Toxicol. – 1991. – №21. – C. 518–527.

213. Studies on the accumulation and transformation of arsenic in freshwater organisms II. Accumulation and transformation of arsenic compounds by *Tilapia mossambica*. / Suhendrayatna, Ohki A, Nakajima T, Maeda S. // *Chemosphere*. – 2002. – №46. – C. 325–331.

214. Studies on the accumulation and transformation of arsenic in freshwater organisms I. Accumulation, transformation and toxicity of arsenic compounds on the Japanese Medaka, *Oryzias latipes*. / Suhendrayatna, Ohki A, Nakajima T, Maeda S. // *Chemosphere*. – 2002. – №46. – C. 319–324.

215. Hughes MF. Arsenic toxicity and potential mechanisms of action. / Hughes MF. // *Toxicol Lett*. – 2002. – №133. – C. 1–16.

216. Ahmed K. Toxicity of arsenic (sodium arsenite) to fresh water spotted snakehead *Channa punctatus* (Bloch) on cellular death and DNA content. / Ahmed K, Akhand AA, Hasan M. // *Am Eurasian J Agric Environ Sci*. – 2008. – №4. – C. 18–22.

217. Long-term exposure to arsenic affects head kidney and impairs humoral immune responses of *Clarias batrachus*. / Ghosh D, Datta S, Bhattacharya S, Mazumder S. // *Aquat Toxicol*. – 2007. – №81. – C. 79–89.

218. Chronic exposure to low concentration of arsenic is immunotoxic to fish: Role of head kidney macrophages as biomarkers of arsenic toxicity to *Clarias batrachus*. / Datta S, Ghosh D, Saha DR та ін.]. // *Aquat Toxicol*. – 2009. – №92. – C. 86–94.

219. Kotsanis N. Arsenic induced liver hyperplasia and kidney fibrosis in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) by microinjection technique: A sensitive animal bioassay for environmental metal-toxicity. / Kotsanis N, Iliopoulou-Georgudaki J. // *Bull Environ Contam Toxicol*. – 1999. – №62. – C. 169–178.

220. The accumulation, distribution, and toxicological effects of dietary arsenic exposure in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and lake trout (*Salvelinus namaycush*). / Pedlar RM, Ptashynski MD, Wautier KG та ін.]. // *Comp Biochem Physiol C*. – 2002. – №131. – C. 73–91.

221. Ghosh D. Perturbations in the catfish immune responses by arsenic: organ and cell specific effects. / Ghosh D, Bhattacharya S, Mazumder S. // *Comp Biochem Physiol C*. – 2006. – №143. – С. 455–463.

222. Nayak AS. Effects of low concentrations of arsenic on the innate immune system of the zebrafish (*Danio rerio*). / Nayak AS, Lage CR, Kim CH. // *Toxicol Sci*. – 2007. – №98. – С. 118–124.

223. Пинчук В. И., Смирнов А. И., Коваль Н. В., Шевченко П. Г. О современном распространении бычковых рыб (*Gobiidae*) в бассейне Днепра // *Гидробиологические исследования пресных вод*. — К.: Наук. думка, 1985. — С. 121–130.

224. Jude D.J. "Establishment of *Gobiidae* in the Great Lakes basin". / Jude D.J., Reider R.H., Smith G.R.. // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* doi:10.1139/f92-047. – 1992. – №49. – С. 416–421.

225. Kornis, M. S. "Twenty years of invasion: A review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications". / Kornis, M. S., Mercado-Silva, N, Vander Zanden, M. J.. // *Journal of Fish Biology*. – 2012. – №80. – С. 235–85.

226. Skóra K.E. New fish species in the Gulf of Gdańsk *Neogobius* sp. [cf. *Neogobius melanostomus* (Pallas 1811)]. / Skóra K.E., Stolarski J.. // *Bull. Sea Fisheries Inst*. – 1993. – №1. – С. 83.

227. Eryilmaz L. A new fish record for the Aegean Sea: round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) (*Gobiidae*). / Eryilmaz L.. // *Israel J. Zool*. – 2002. – №48. – С. 251–252.

228. Sapota, M. R. "Spread of alien (non-indigenous) fish species *Neogobius melanostomus* in the Gulf of Gdansk (south Baltic)". / Sapota, M. R, Skóra, K. E.. // *Biological Invasions*. – 2005. – №7. – С. 157.

229. Beek, G.C.W. "The round goby *Neogobius melanostomus* first recorded in the Netherlands" (PDF). / van Beek, G.C.W.. // *Aquatic Invasions*. – 2006. – №1. – С. 42–43.

230. The recent distribution and abundance of non-native *Neogobius* fishes in the Slovak section of the River Danube". / urajda, P., Cerny, J., Polacik, M. та ін.] // *Journal of Applied Ichthyology*. – 2005. – №21. – С. 319.

231. Kessel N. "First record of Pontian monkey goby, *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), in the Dutch Rhine" (PDF). / van Kessel N., Dorenbosch M., Spikmans F.. // *Aquatic Invasions*. – 2009. – №4. – С. 421–424.

232. Winkler, H.M. "Die Fischfauna der südlichen Ostsee". / Winkler, H.M.. // *Meeresangler-Magazin*. – 2006. – №16. – С. 17–18.

233. "First record of the round goby, *Neogobius melanostomus* (Actinopterygii: Perciformes: Gobiidae) in Belgium" (PDF). / Verreycken H., Breine J.J., Snoeks J., Belpaire C.. // *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. : – 2011. – №41. – С. 137–140.

234. Manne S. "Colonisation of the Rhine basin by non-native gobiids: an update of the situation in France" (PDF). / Manné S., Poulet N., Dembski S.. // *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. – 2013. – №411.