

КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
ІМЕНІ ТАРАСА ШЕВЧЕНКА  
НАВЧАЛЬНО-НАУКОВИЙ ІНСТИТУТ ВИСОКИХ ТЕХНОЛОГІЙ

Завідувач кафедри молекулярної біотехнології  
та біоінформатики

к.б.н, доц. О.Ю. Нипорко

Протокол № \_\_\_\_ засідання кафедри

від “ \_\_\_\_ ” \_\_\_\_\_ 20\_\_ р

**ЗМІНА ФОТОСИНТЕТИЧНОЇ АКТИВНОСТІ ТА ВИДОВОГО  
СКЛАДУ ФІТОПЛАНКТОНУ ПІД ВПЛИВОМ НАФТОПРОДУКТІВ**

Випускна кваліфікаційна робота магістра

студента спеціальності

091 Біологія

ОП «Біоінформатика і структурна біологія»

**Дзюби Анжеліки Павлівни**

Науковий керівник від кафедри

доцент кафедри молекулярної біотехнології

та біоінформатики

к.б.н. О.Ю. Нипорко

Робота виконана на базі ДЕВГ ПрАТ

«АК» Київводоканал» під керівництвом

к.б.н. Гусейнкової Валіди Полад-кизи

Оцінка захисту роботи

---

Київ – 2022 р.

## АНОТАЦІЯ

Дзюба А.П. Зміна фотосинтетичної активності та видового складу фітопланктону під впливом нафтопродуктів. – Випускна кваліфікаційна робота магістра за спеціальністю 091 Біологія ОП «Біоінформатика і структурна біологія»

У роботі наведені дані як нафтове забруднення впливає на живі організми, а саме, як нафтопродукти впливають на фотосинтетичну активність та видовий склад фітопланктону заливу Оболонь Канівського водосховища у літній, осінній та весняний сезони.

Встановлено, що реакція водоростей при взаємодії з нафтопродуктами залежить від їх типу (бензин, дизельне паливо), концентрації, тривалості впливу та індивідуальної чутливості представників альгофлори. Також, методами експериментів було показано, що фітопланктон швидко реагує на дію нафтопродуктів (показники продукції знижуються). Також було помічено, що видовий склад фітопланктону грає важливу роль. Виходячи з експериментів можна припустити, що найменш стійкі до даного забруднювача ціанобактерії. В залежності від освітлення, дані дослідів варіювали, що привело до висновку, що світло модифікує дію забруднюючих речовин на функціонування планктонних водоростей.

Отримані результати свідчать про те, що алохтонні вуглеводні істотно впливають на склад альгоугруповань. Виживають види, що пережили первинну токсичну дію нафтопродуктів і здатні, очевидно, використовувати вуглеводні у процесах життєдіяльності. Вони витісняють види водоростей, чутливіших до цього виду забруднення. Таким чином, може відбуватися зміна складу альгоугруповань.

Отримані дані можуть бути використані для формування уявлення про антропогенне забруднення, а саме з'ясування причин зміни структури

альгоугруповань в умовах антропогенного забруднення водойм, а також при складанні гідробіологічних прогнозів.

**Ключові слова:** фітопланктон, антропогенне забруднення, алохтонні вуглеводні, альгоугруповання.



## **ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ**

ГДК – гранично допустима концентрація

ГДК<sub>р</sub> – гранично допустима концентрація для водойм рибогосподарського призначення

## ВСТУП

**Актуальність теми.** Збільшення антропогенного навантаження на гідросферу обумовлює глибокі перебудови структурно-функціональної організації водних екосистем. Пул сполук вуглеводневої природи у водному середовищі формують алохтонні вуглеводні - нафта та нафтопродукти, що потрапляють у водойми внаслідок антропогенного впливу та автохтонні – метаболіти гідробіонтів. Алохтонні вуглеводні відносяться до пріоритетних забруднюючих речовин. Вплив нафти та нафтопродуктів на функціонування фітопланктону як основної фотосинтезуючої ланки водних екосистем досліджено більше для морських та значно менше для прісних вод. Інформація з цих питань становить інтерес для з'ясування закономірностей формування гідробіоценозів та якості води.

**Об'єкт дослідження:** фітопланктон Канівського водосховища.

**Предметом дослідження** є відгук водоростей на дію нафтопродуктів.

**Методи дослідження:** гідробіологічні, фізіолого-біохімічні, хімічні.

**Мета роботи:** встановити зміни у функціонуванні прісноводних мікрководоростей в умовах впливу нафтопродуктів.

Було поставлено наступні **завдання:**

1. Дослідити вплив нафтопродуктів на функціональну активність фітопланктону та його видовий склад.
2. Вивчити зміну продукційно-деструктивних процесів в клітинах водоростей під впливом нафтопродуктів.

## РОЗДІЛ 1

### ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

**1.1 Реакція організмів на алохтонні вуглеводні (нафта і нафтопродукти).** Забруднення гідросфери в результаті антропогенного впливу вимагає ретельного аналізу внутрішніх водойм і контроль стану водного середовища, як у континентальних водоймах, так і в Світовому океані. Серед численних забруднюючих речовин водних екосистем особливе місце займають нафта і нафтопродукти – від 1,7 до 8,8 млн. т на рік [1, 2]. Ці величини швидше характеризують пряме нафтове забруднення, оскільки загальна кількість вуглеводнів, що потрапляє на морську поверхню (за рахунок, наприклад, атмосферного перенесення), значно більше. Однак і ця кількість наближається до масштабів планетарного процесу генерування вуглеводнів у Світовому океані за рахунок фотосинтезу 12 мільйонів т на рік [2].

Основними джерелами забруднення водойм нафтою та нафтопродуктами є стічні води з нафтопромислів та нафтопереробних заводів, водний транспорт, нафтобази, які виробляють великі обсяги стічних вод, що містять високі концентрації забруднювача, дощові води, що змивають

їх з території населених пунктів, машинобудівних, металообробних та інших підприємств [3]. В аварійних ситуаціях нафта може надходити у водойми безпосередньо з нафтопроводів, нафтоналивних барж та танкерів.

При високому вмісті у водному середовищі нафти і нафтопродуктів (норми гранично допустимої концентрації (ГДК) нафтопродуктів у воді складають:  $0,05 \text{ мг/дм}^3$  - для водойм рибогосподарського,  $0,3 \text{ мг/дм}^3$  - господарсько-питного та культурно-побутового призначення) [4] пригнічується життєдіяльність гідробіонтів, погіршується якість води [5, 6, 7].

Покриваючи поверхню води, важкі фракції нафти і нафтопродуктів, а також їх емульсії ускладнюють рух, дихання та живлення гідробіонтів, завдаючи згубну дію на нейстонні організми, значна частина яких, знаходиться на різних стадіях онтогенезу [8]. Вуглеводні, розчинені у воді, можуть проникати у листя та стебла рослин і порушувати будову міжклітинних мембран, які регулюють процеси, пов'язані з обміном речовин, а також легко досягати незахищених поверхонь водних тварин, наприклад, епітелій зябер риб [9, 1, 6].

Як відомо, нафта є найскладнішим природним хімічним з'єднанням, у складі якого лише вуглеводнів налічується понад дві тисячі, причому нафта різних родовищ відрізняється за хімічним складом [1, 10]. Нафта та продукти її перегонки відносяться до класу граничних вуглеводнів. Всі граничні вуглеводні горять і можуть бути використані як паливо. При фракційній перегонці нафту поділяють на фракції, що відрізняються за температурами кипіння («погони») і отримують наступні нафтопродукти [11]:

- **бензини** (температура кипіння  $40-1800^\circ\text{C}$ ) містять вуглеводні від  $\text{C}_5\text{H}_{12}$  до  $\text{C}_{10}\text{H}_{22}$ ; при повторній перегонці з них можуть бути виділені легкі нафтопродукти, що киплять у більш вузьких межах: петролейний ефір ( $40-700^\circ\text{C}$ ), авіаційний бензин ( $70-1000^\circ\text{C}$ ), автомобільний бензин ( $100-1200^\circ\text{C}$ );
- **гаси** (температура кипіння  $180-2700^\circ\text{C}$ ) містять вуглеводні від

$C_{10}H_{22}$  до  $C_{16}H_{34}$ .

- **соляріві олії** (температура кипіння 270-3600°C) містять суміші вуглеводнів від  $C_{12}$  до  $C_{20}$ ; з них отримують мастила та різні види дизельного палива;
- **мазут** (нафтові залишки – до 40-50%) містять ще важчі (вищі) вуглеводні; з мазуту отримують важкі мастила, вазелін, парафін.

Вуглеводні класифікують на насичені (алкани), ненасичені (алкени), аліциклічні та ароматичні (арени) [12]. У насичених вуглеводнях досягнуто вищий ступінь насичення воднем, вони мало розчинні у воді, вважаються речовинами з дуже слабкою здатністю до хімічних перетворень, тобто інертними.

Ненасичені вуглеводні містять менше атомів водню, ніж алкани. Ненасичений стан вуглеводнів є причиною їхньої великої реакційної здатності, що виражається у схильності до реакцій приєднання та полімеризації. Деякі з них (особливо ді- і поліолефіни) схильні до аутоокиснення, тобто мимовільно з'єднуються з молекулярним киснем. При цьому часто утворюються гідроперекиси, що пов'язано з ланцюговими реакціями, що ініціюються якимось радикалом [13, 14].

Аліциклічні вуглеводні мають у своєму складі цикл, що утворюється за рахунок замикання вуглеводневого ланцюга. Залежно від наявності або відсутності подвійних, потрійних зв'язків і радикальних груп аліциклічні вуглеводні мають властивості насичених або ненасичених вуглеводнів [12].

Ароматичні вуглеводні містять одне або більше бензольних ядер. Вони надзвичайно токсичні, деякі з них – нафталін, антрацен, фенантрен та його похідні, і навіть сполуки ароматичних вуглеводнів з хлором канцерогенні. Вміст їх у воді навіть у невеликих кількостях є небезпечним не тільки для якості води, але й для нормальної життєдіяльності гідробіонтів [15, 16].

За приблизними оцінками близько 40% нафтопродуктів, які потрапляють у водоймища, залишаються у вигляді емульсії, стільки ж осідає

на дно і 20% утворює на поверхні плівку [17]. Потрапивши у водне середовище, нафта і нафтопродукти з перших хвилин піддаються дії хімічних, фізичних і біологічних факторів, втрачають свої первісні властивості, і при цьому утворюються різні продукти окиснення, які можуть бути токсичнішими від початкової речовини. Згідно з сучасними уявленнями, нафту слід розглядати як комплексний (що складається з багатьох речовин) токсикант, що змінює свою токсичність у часі [18]. З цим пов'язані і методичні проблеми визначення нафти у водному середовищі і, як наслідок, відсутність єдиної методики індикації нафтового забруднення [19].

Після потрапляння у водне середовище нафта та нафтопродукти проходять ланцюг наступних процесів: випаровування, емульгування, розчинення, окиснення, утворення нафтових агрегатів, седиментація та біодеградація [20, 21]. Співвідношення всіх цих процесів, що сприяють видаленню нафти з морського середовища, невідоме. У перші години існування нафти домінують фізико-хімічні процеси [22]. Пізніше найважливішого значення набуває мікробна деструкція. Одночасно відбувається перерозподіл, спрямований у бік підвищення частки розчинених, емульгованих, сорбованих нафтопродуктів та відповідного зменшення їх вмісту у плівці [23]. Багатокомпонентний склад нафтопродуктів та різні властивості фракцій зумовлюють форми міграції та хімічні перетворення.

Частина нафтопродуктів, що переходить в розчинений стан, складається з низькомолекулярних, ароматичних і нафтових вуглеводнів. Здатну до розчинення фракцію вуглеводнів деякі дослідники [24] запропонували називати полярними вуглеводнями. Близько половини нафтопродуктів, що поступають у воду при розливі є найбільш стабільні та токсичні полярні вуглеводні. Перехід полярних сполук нафтопродуктів у воду починається одразу після нанесення нафтової плівки на поверхню води. Інтенсивніше цей процес йде в перші години після розливу. Отримані

результати показують, що у дизпалива розчинність менша, ніж у сирій нафти та мазуту [24].

Швидкість перетворення нафти у воді загалом або її компонентів вивчена слабо. Відомо, що у перші години з допомогою випаровування вона втрачає близько 13% своєї ваги [25, 26]. Легко руйнуються фракції, наприклад, нормальні парафіни, окислюються залежно від умов від кількох днів за кілька місяців, а найстійкіші – роки і десятиліття [1, 27, 28, 29].

З міграційних форм нафти найбільшу токсикологічну небезпеку становлять водорозчинні компоненти [30, 31, 32, 33]. Вони найменше піддаються деструкції і з ними гідробіоти вступають у найтісніший контакт. Водорозчинна фракція нафтопродуктів містить переважно бі- та поліциклічні вуглеводні [8, 22, 34]. Більш високу токсичність ароматичних вуглеводнів не тільки для гідробіотів, але і для теплокровних тварин пов'язують з їх вищою розчинністю та здатністю проникати через клітинні мембрани, у тому числі гідрофільні зяброві мембрани [35]. Згідно з наявними даними [31] вже в перші години присутності водорозчинної фракції нафти у воді спостерігається і перерозподіл, і зменшення її, найімовірніше, за рахунок випаровування та самоокиснення. У період з 6 до 72 годин у всіх шарах, крім поверхневого мікрошару, зниження концентрації сповільнювалося з подальшим збільшенням та стабілізацією до кінця спостережень.

Як відомо, ароматичні вуглеводні є найбільш токсичною і стійкою до фізичних, хімічних і біохімічних перетворень частиною нафти [30, 16, 36, 37]. Саме з токсичним впливом ароматичних вуглеводнів пов'язують і токсичність нафтопродуктів загалом [38].

Як уже згадувалося, потрапляючи у водне середовище, нафта лише спочатку знаходиться на її поверхні, а потім під впливом фізичних, хімічних та біологічних факторів опускається на дно і накопичується в донних опадах. У результаті діяльності бактерій нафта разом із бульбашками газу знову спливає на поверхню води, призводячи до вторинного її забруднення. Така

міграція нафти може повторюватися багаторазово і багаторазово впливати на організми, що мешкають на поверхні води, в її товщі і донних відкладах [9].

Нафтопродукти, що осіли в донних відкладах, відсікають флору та фауну дна від водної товщі та стають причиною «вторинного» забруднення води. Слід зазначити, що важкі фракції нафти і важкі нафтопродукти не мають сильного впливу на організм, проте вони значно погіршують властивості донних відкладень, ускладнюючи газо- і водообмін. Ці речовини дуже стійкі і можуть зберігатися у ґрунтах протягом тривалого часу (роки, десятки років) [64].

У складному комплексному процесі самоочищення водних екосистем від нафтового забруднення провідне становище займає біологічний фактор, вирішальну роль у якому грають нафтоокиснюючі мікроорганізми [39, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 46]. Саме в результаті діяльності цих бактерій відбувається трансформація нафтового забруднення до простих сполук (вуглекислоти та води), накопичення нової органічної речовини за рахунок наростання біомаси мікроорганізмів і тим самим включення вуглеводневих компонентів нафтового забруднення в загальний кругообіг вуглецю в океані та континентальних водоймах .

**1.2 Біодеградація нафтових вуглеводнів та роль мікроводоростей у цьому процесі.** Основна роль в процесах самоочищення водойм від нафти і нафтопродуктів належить бактеріям [47, 48, 49, 50, 39, 51, 46]. Близько 100 видів бактерій та грибів здатні використовувати нафтові вуглеводні як субстрат для зростання та розвитку. Їхня кількість становить не більше 0,1-1% від чисельності гетеротрофних бактеріальних угруповань у чистому морському середовищі і може зростати до 1-10% у забруднених нафтою акваторіях [49]. Механізм процесів споживання нафтових вуглеводнів мікроорганізмами – предмет спеціальних лабораторних досліджень [1, 32, 52]. Здатність нафтових вуглеводнів до біодеградації залежить від їх структури. Сполуки парафінового ряду (у порівнянні з ароматичними та нафтоновими вуглеводнями) легше споживаються мікроорганізмами [44].

Ускладнення молекулярної структури нафтових вуглеводнів (або збільшення атомів С та розгалуженості їх ланцюгів) призводить до того, що швидкість їхньої мікробіологічної деструкції зменшується. Наприклад, швидкість біодеградації антрацену та бензупірену в десятки і сотні рази нижче, ніж бензолу [20,29]. Загалом, це залежить від ступеню дисперсії нафтових вуглеводнів, температури середовища, вмісту біогенних речовин та  $O_2$ , виду та кількості нафтоокиснюючої мікрофлори [53, 50, 51].

До сучасних природоохоронних технологій ліквідації вуглеводневих забруднень відносяться біотехнології, засновані на застосуванні механізмів природних процесів самоочищення та самовідновлення [54, 55, 56]. Відомо, що у процесах самоочищення природних водойм основна роль належить мікроорганізмам та водоростям. Вони руйнують забруднюючі речовини, а мікроводорості, крім того, підтримують окисний рівень системи загалом [57, 58, 59]. Слід зазначити, що з усіх агентів самоочищення особливий інтерес представляє група ціанобактерій, яка у водних середовищах виявляє як деструкуючу, так і фотосинтетичну роль [60]. Незважаючи на ряд проведених досліджень [25, 61, 62, 63, 64, 33, 65], які показали, що альгобактеріальні угруповання на основі ціанобактерій активно деструкують легко-і важкорозкладні речовини і токсиканти, і здатні до утворення стійких асоціацій з мікроорганізмами, діяльність усе ж таки залишається маловивченою. Дослідження, проведені у цьому напрямі Г.Ю. Райської [58], показали, що в специфічному штучному водоймищі, що знаходиться при нафтопереробному комбінаті і служить для поступового очищення стічних вод, ефект самоочищення від нафтового забруднення (що досягає  $10,0 \text{ мг/дм}^3$ , що відповідає 200 ГДК<sub>р</sub>) становить у середньому 18%. При моделюванні процесу самоочищення виділено альгобактеріальне співтовариство мікроорганізмів, що природно склалося, здатне активно розкладати нафтові вуглеводні; ефект самоочищення може досягати 85%. Встановлено, що основним деструктором нафтопродуктів у стічних водах цього водоймища є аборигенна спільнота мікроорганізмів на основі

ціанобактерій роду *Oscillatoria Vauch.*, за типом функціонування, що відноситься до фотосинтетичного [58].

Немає сумніву, що провідна роль в процесах самоочищення водойм і перетворення нафтових вуглеводнів належить мікроорганізмам, здатним використовувати вуглеводні нафти як джерело вуглецю та енергії. Сюди слід віднести бактерії, актиноміцети, стрептоміцети та споріднені з ним організми родів *Bacillus*, *Micrococcus*, *Nocardia*, *Rhodococcus*, *Actynomices*, *Streptomyces*, а також деякі ціанобактерії та мікроводорості [66, 51]. Виявлено [67], що найбільша кількість культур нафтоокисних бактерій зростала на дизельному паливі (солярка) – 58%, на мазуті – 42% виділених культур. Це можна пояснити більшою адаптацією вуглеводоокиснюючих бактерій до цього виду нафтопродуктів (солярка), яка є основним енергоресурсом для більшості типів суден річкового флоту.

Той факт, що в біодеградації різних токсичних вуглеводнів, у тому числі тих, що входять до складу нафти, беруть активну участь не лише бактерії, а й водорості, що підтверджується і дослідженнями інших авторів. Так, К. Борде із співавторами [68] вивчали розкладання фенантрена та фенолу альгобактеріальними угрупованнями в експериментальних дослідженнях. Виявилось, що тільки в угрупованнях аеробних бактерій і водорості *Chlorella sorokiniana Shihira et W. R. Krauss* спостерігалось істотне видалення токсикантів (більше 85%) при інкубуванні мікрокосмів при світлі. Взаємодія водоростей та бактерій у таких угрупованнях розглядаються як синергетичні.

Деградація ксенобіотиків (включаючи нафтопродукти) пов'язана з їх асиміляцією як джерела вуглецю та енергії. Як ціанобактерії, так і еукаріотичні водорості здатні використовувати такі ароматичні сполуки як нафтаген, метилнафтаген, фенантрен, біфеніл та анілін у процесі свого зростання як джерело вуглецю [66].

Дослідження, спрямовані на вивчення здатності деяких видів водоростей усувати з водного середовища пірен, показали, що первинними є

процеси адсорбції цієї речовини на поверхні клітин [69]. Далі відбувається повна трансформація пірену в клітинах водоростей. На 7-му добу експерименту ні в культуральному середовищі, ні в біомасі водоростей *Selenastrum capricornutum Printz* пірен не було виявлено. Встановлено, що найбільш ефективно усували з водного середовища пірен водорості з високою активністю глутатіон-S-трансферази [70].

**1.3 Вплив нафти та нафтопродуктів на функціонування мікрководоростей та формування альгоугруповань.** Д.Р. Таур та А.К. Синкх, дослідивши вплив нафтопродуктів та їх водних екстрактів на водорість *Anabaena doliolum Bharadwaja*, показали, що токсичність нафтопродуктів зменшувалася в ряду: дизельне паливо – очищена олія – бензин – гас – неочищена нафта [71]. Відзначено, що швидкість зростання є більш чутливим показником порівняно з підсумковою біомасою, а також те, що токсичність неочищеної нафти та гасу вища, ніж їхні водні екстракти.

Дані про вплив нафти та нафтопродуктів на фітопланктон суперечливі та не систематизовані. З одного боку, відзначають їх пагубний вплив на функціонування планктонних водоростей, з іншого – стимулюючий [72, 73, 74, 1, 75, 76, 77, 78]. Роботи з впливу нафтопродуктів на природні спільноти водоростей стосуються переважно морських організмів

Результати короточасного впливу нафти на деякі види фітопланктону показали, що п'ятихвилинний контакт *Ditylum brightwellii* з морською водою, що містить 1,0 мл/дм<sup>3</sup> мазуту, викликав статистично достовірну затримку у його розвитку після поміщення в чисту морську воду. Якщо перебування цієї водорості в морській воді з мазутом збільшувалося до 1 години, то клітини її починали відмирати на 3 добу в чистій морській воді [1].

Подібні спостереження було проведено О.Г. Мироновим та співавторами [1] на прикладі двох діатомових водоростей. Після поділу материнської клітини одна з дочірніх виймалася капіляром і поміщалася в чисту морську воду, інша залишалася у колишній концентрації нафтопродукту до наступного поділу. Спостереження проводили до десятого

покоління. Щодня мінялася морська вода із заданою концентрацією нафтопродукту в досліді, а також і в контролі. Одержані матеріали показують, що додавання до морської води мазуту та сирієї нафти в концентрації 0,01 мл/дм<sup>3</sup> призвело до зменшення кількості поколінь *Ditylum brightwellii* та *Coscinodiscus granii Gongh.* Подібні спостереження спільно з даними виживання дозволяють найбільш повно уявити наслідки забруднення для даного виду в майбутньому і припускати ті чи інші перебудови в біоценозах.

Встановлено, що поліциклічні ароматичні вуглеводні, що входять до складу як алохтонних, так і автохтонних вуглеводнів, істотно впливають на гідробіонтів, зокрема – на водорості [16, 79]. Було показано, що рівень впливу на водорості поліциклічними ароматичними вуглеводнями убувала в ряду: бензпірен > пірен > антрацен > фенантрен > нафталін.

Отже, нафтопродукти є одними з найпоширеніших поллютантів водного середовища. Вплив речовин вуглеводневої природи на біоту носить комплексний характер і торкається як просторових порушень в екосистемах, так і змін фізіологічних процесів. Значну роль у біологічних процесах самоочищення вод відіграють взаємодіючі бактеріальні та альгоугруповання. Залишаються нез'ясованими механізми, що визначають структурно-функціональні перебудови в альгоугрупованнях під впливом вуглеводнів різної природи.

## **РОЗДІЛ 2**

### **МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ**

Об'єкт дослідження – фітопланктон заливу Оболонь Канівського водосховища у весняний, літній та осінній сезони.

Фізіологічний стан фітопланктону оцінювали методом люмінесцентної мікроскопії.

Для кількісного обліку фітопланктону проби об'ємом  $0,5 \text{ дм}^3$  фіксували 40%-м розчином формальдигіду (з розрахунку  $5 \text{ см}^3$  на  $0,5 \text{ дм}^3$  води). Видовий склад фітопланктону визначали за допомогою визначників [9,18]. Чисельність водоростей визначали методом прямого розрахунку за допомогою мікроскопа «МБИ-3У42» в камері Нажотта (об'ємом  $0,002 \text{ см}^2$ ).

Біомасу фітопланктону оцінювали розрахунково-об'ємним методом.

Визначення фотосинтезу фітопланктону і деструкції органічної речовини проводилось скляночним методом в кисневій модифікації [12,80]. Тривалість експозиції складала 3 години вранці, для визначення фотосинтезу застосовували склянки із молібденового скла. Аналізи проводили в 3-х повторностях, склянки експонували в акваріумах із оргскла, заповнених природною водою, на глибині 10 см при природньому сонячному світлі. Температура води в них протягом експозиції підтримувалась в межах її значення у водоймі.

Вміст пігментів у фітопланктоні визначали стандартним екстрактним методом [20].

Виміри рН води проводили за допомогою рН-метра ЛПУ – 01. При проведенні експериментальних робіт освітленість вимірювали за допомогою люкметра Ю-117.

Концентрацію біогенних елементів (мінерального розчиненого фосфору, нітратного, нітритного та амонійного азоту) у воді визначали стандартними гідрохімічними методами [20].

При проведенні модельних експериментів з фітопланктоном були використані скляні акваріуми (об'ємом 3 дм<sup>3</sup>), в які додавали нафтопродукти в концентраціях 0,025; 0,05; 0,25; 0,5; 1,0 мг/дм<sup>3</sup> – 0,5; 1; 5; 10 і 20 ГДК<sub>р</sub> (ГДК<sub>р</sub> для водойм рибогосподарського значення складає 0,05 мг/дм<sup>3</sup>).

В дослідях були використані нафтопродукти – бензин А-92 і дизельне паливо літнє. Їх домішки вносили піпеткою у зразки фітопланктону із природньої водойми.

Отримані дані оброблювались статично з використанням програм Microsoft Excel.

## РОЗДІЛ 3 ПРАКТИЧНА ЧАСТИНА

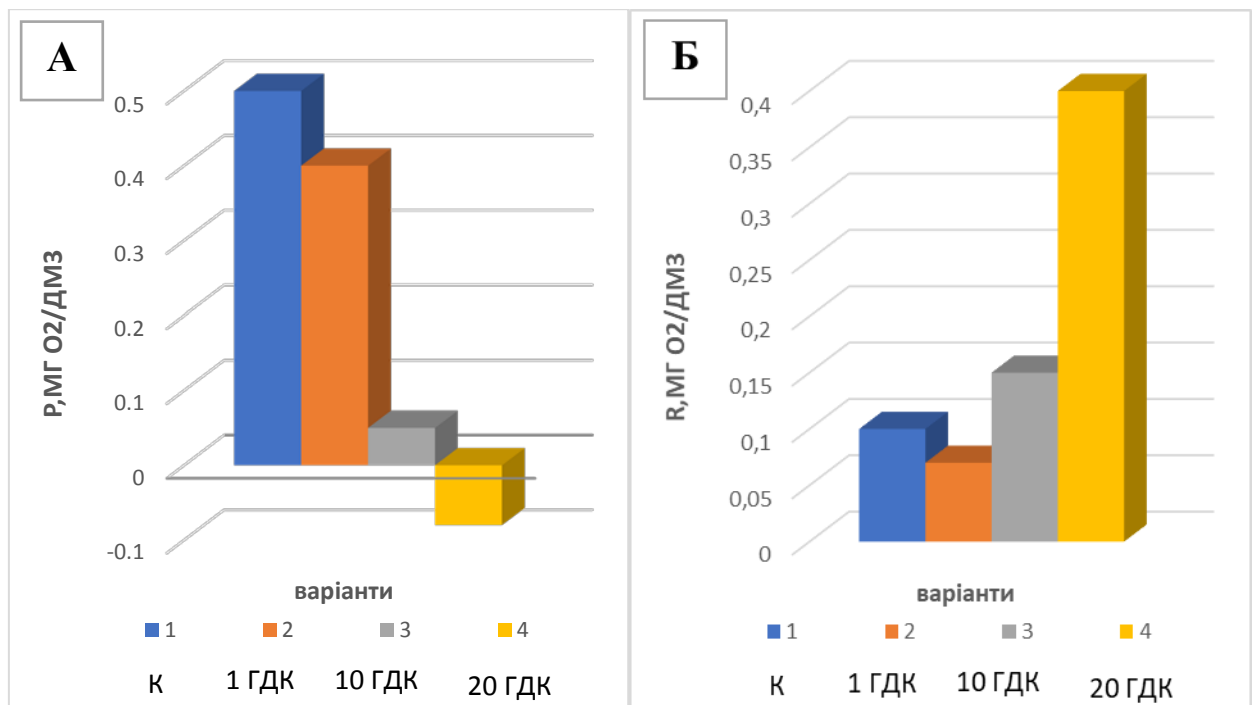
**3.1 Фотосинтез фітопланктону та деструкція органічної речовини в умовах впливу нафтопродуктів.** Для дослідження впливу нафтопродуктів на фотосинтез планктонних водоростей та деструкцію органічної речовини було проведено серію експериментів з фітопланктоном затоки Оболонь Канівського водосховища у літній сезон.

У досліді з літнім фітопланктоном, чисельність водоростей у вихідній пробі становила 45070 кл/дм<sup>3</sup>, біомаса – 6,029 мг/дм<sup>3</sup>. Переважали як за чисельністю, так і за біомасою представники ціанобактерій (94,4% та 84,3% від загальних показників відповідно). Домінували *Microcystis aeruginosa*,

*Anabaena flos-aquae*, *Arphanizomenon flos-aquae*.

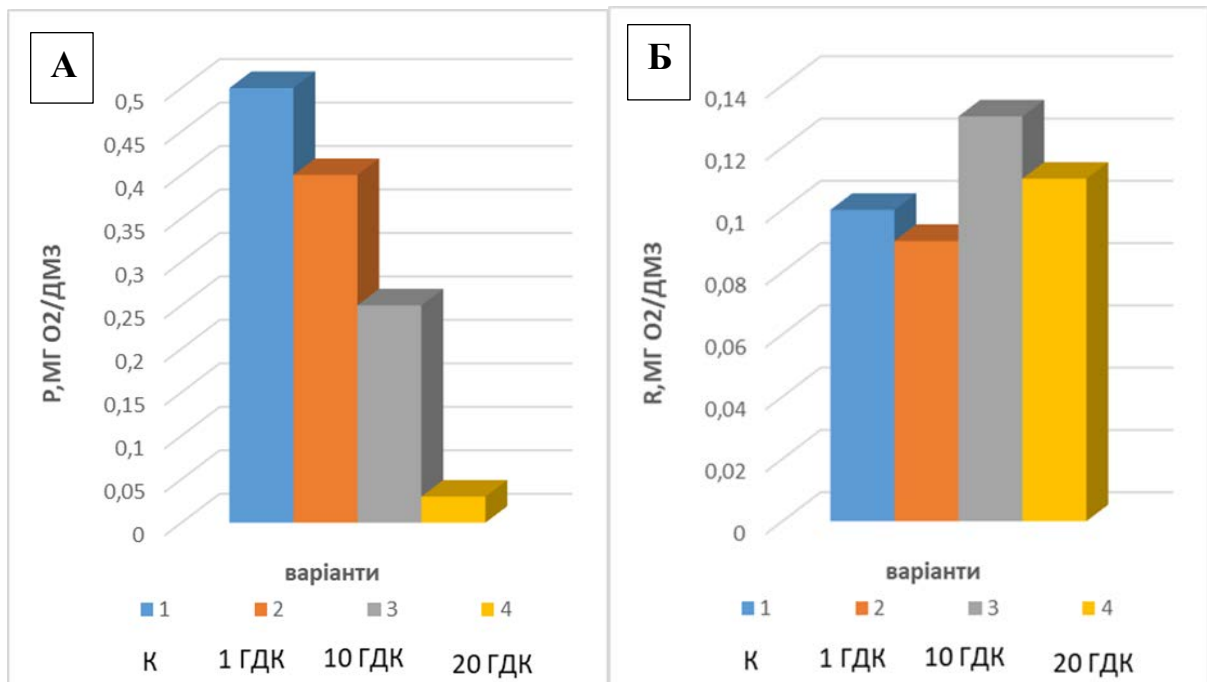
Дослідження показали, що реакція фітопланктону на вплив нафтопродуктів проявляється відразу після їх внесення в проби природної води. Так при тригодинній експозиції кисневих склянок на світлі з додаванням бензину з розрахунку 1 ГДК<sub>p</sub> чиста продукція фітопланктону в шарі оптимального фотосинтезу зменшилася порівняно з контролем у 1,2 рази, 10 ГДК<sub>p</sub> – майже в 10 разів, а при 20 ГДК<sub>p</sub> – спостерігалось перевищення поглинання кисню над виділенням. Додавки бензину з розрахунку 10 та 20 ГДК<sub>p</sub> призвели до суттєвого збільшення показників деструкції органічної речовини у 1,5 та 4 рази відповідно. (рис. 3.1)

Дизельне паливо також пригнічувало фотосинтез, але менше, ніж бензин (рис.3.2). Так, при додаванні в дослідні зразки дизпалива з розрахунку 1 ГДК<sub>p</sub> чистий фотосинтез фітопланктону зменшувався порівняно з контролем у 1,2 рази, 10 ГДК<sub>p</sub> – приблизно в 2 рази, при 20 ГДК<sub>p</sub> в 25 разів. На відміну від бензину, додавання дизельного палива мало вплинуло на показники деструкції органічної речовини, які майже не відрізнялись від контролю.



**Рис. 3.1** Чиста продукція (А) і деструкція органічної речовини (Б) при оптимальному фотосинтезі у літній сезон при додаванні у проби води

Канівського водосховища бензину. Час експозиції – 3 год. Середня освітленість  $95 \pm 15$  клк.



**Рис.3.2** Чиста продукція (А) і деструкція органічної речовини (Б) при оптимальному фотосинтезі у літній сезон при додаванні у проби води Канівського водосховища дизельного палива. Час експозиції – 3 год. Середня освітленість  $95 \pm 15$  клк.

Дані про інгібування фотосинтезу фітопланктону, отримані в ході наших дослідів, узгоджуються з даними В.І. Щербака [76] про те, що підвищення концентрації нафтопродуктів у воді Каховського водосховища до  $0,28-1,87$  мг/дм<sup>3</sup> (5-37 ГДК<sub>р</sub>) приводило до зниження валової та питомої первинної продукції.

У наступному досліді з літнім фітопланктоном чисельність водоростей у вихідній пробі складала  $66560$  кл/дм<sup>3</sup>, біомаса –  $10,197$  мг/дм<sup>3</sup>. Домінували *Cyanophyta* (96,3% і 65,23% від загальних показників чисельності та біомаси відповідно). Домінант – *Microcystis aeruginosa*.

Результати показали, що в цьому експерименті вплив бензину на фотосинтез фітопланктону був не такий істотний, як в минулому. Його додавання до зразків фітопланктону із розрахунку 1 ГДК<sub>р</sub> практично не вплинуло на величину чистої продукції (табл.1). При додаванні бензину  $0,5$

мг/дм<sup>3</sup> (10 ГДК<sub>р</sub>) цей показник зменшився в 2,7 рази порівняно із контролем (для порівняння, у минулому досліді – в 10 разів).

**Таблиця 3.1**

**Продукція фітопланктону і деструкція органічної речовини ( мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>) при оптимальному фотосинтезі у літній сезон при додаванні бензину у проби води Канівського водосховища**

| Додавання бензину мг/дм <sup>3</sup> | Продукція Р | Деструкція R | Валова продукція А | A/R |
|--------------------------------------|-------------|--------------|--------------------|-----|
| Контроль                             | 1,60±0,10   | 0,25±0,01    | 1,85               | 7,4 |
| 1 ГДК <sub>р</sub>                   | 0,52±0,10   | 0,26±0,02    | 1,78               | 6,8 |
| 10 ГДК <sub>р</sub>                  | 0,60±0,05   | 0,28 ±0,01   | 0,88               | 3,1 |

Примітка: час експозиції 3 год; середня освітленість 65±12 клк

Причиною цього, на наш погляд, є те, що вплив нафтопродуктів на продукцію фітопланктону значно залежить від рівня освітленості. Так, якщо в минулому досліді під час проведення експерименту середня освітленість за 3 години експозиції склянок на світлі складала 95±15 клк, то в цьому досліді – 65±12 клк.

В експерименті з дизельним паливом чисельність водоростей у вихідній пробі становила 30296 кл/дм<sup>3</sup>, а біомаса – 6,073 мг/дм<sup>3</sup>. Переважали *Cyanophyta* (81% і 31,5% по чисельності і біомасі відповідно) і *Bacillariophyta* (12,8% і 52,1%). Слід зазначити, що представники *Cyanophyta* також внесли вагомий вклад у показники загальної чисельності та біомаси фітопланктону (5,8% і 12,8%). Домінували *Microcystis aeruginosa*, *Melosira varians*, *Aulacoseira sp.*

Результати показали (табл.3.2), що вплив дизельного палива на фотосинтез фітопланктону також був слабшим, ніж в описаному раніше експерименті з даним нафтопродуктом. Якщо в минулому досліді при додаванні в зразки 10 ГДК<sub>р</sub> дизельного палива чистий фотосинтез зменшився

порівняно з контролем в 2 рази, при 20 ГДК<sub>p</sub> – в 25 разів, то в даному експерименті відповідно в 1,7 і 2,95 разів. Причиною цього, на наш погляд, була мінімальна освітленість в період проведення експерименту (38±11 клк) та інший склад фітопланктону. Так, якщо в минулому експерименті основу чисельності і біомаси фітопланктону формували *Cyanophyta*, то в даному – *Cyanophyta*, *Bacillariophyta* і *Chlorophyta*.

Як свідчать отримані результати, показники деструкції органічної речовини як з додаванням бензину, так і дизпалива в цій серії експериментів практично не відрізнялися від контролю (див. табл. 3.1-3.2). Причиною цього, на наш погляд, було те, що в експерименті з бензином вплив концентрації 20 ГДК<sub>p</sub>, що призводять до найбільш істотного посилення деструкційних процесів, досліджено не було.

Важливо відзначити, що через пригнічення фотосинтезу під впливом нафтопродуктів суттєво зменшився показник відношення валової продукції до деструкції – A/R (див. табл. 3.1-3.2). При додаванні бензину з розрахунку 10 ГДК<sub>p</sub> цей показник знизився порівняно з контролем у 2,4 рази. У досліджах із додаванням дизельного палива також, як і бензину, спостерігалось істотне зменшення величини відношення A/R, у порівнянні з контролем - у 1,6 та 2,6 рази з додаванням дизельного палива з розрахунку 10 та 20 ГДК<sub>p</sub> відповідно.

**Таблиця 3.2**

**Продукція фітопланктону і деструкція органічної речовини (мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>) при оптимальному фотосинтезі у літній сезон при додаванні дизпалива у проби води Канівського водосховища**

| Додавання дизпалива мг/дм <sup>3</sup> | Продукція Р | Деструкція R | Валова продукція А | A/R |
|--|-------------|--------------|--------------------|-----|
| Контроль                               | 1,78±0,03   | 0,32±0,02    | 2,10               | 6,6 |
| 1 ГДК <sub>p</sub>                     | 1,32±0,10   | 0,36±0,03    | 1,68               | 4,7 |
| 10 ГДК <sub>p</sub>                    | 1±0,05      | 0,40 ±0,02   | 1,40               | 3,5 |

|                     |           |           |      |     |
|---------------------|-----------|-----------|------|-----|
| 20 ГДК <sub>p</sub> | 0,59±0,05 | 0,46±0,03 | 1,05 | 2,3 |
|---------------------|-----------|-----------|------|-----|

Таким чином, вважається, що світлове пригнічення може відбуватися в будь-якому спектральному діапазоні, але короткохвильова ділянка спектра в цьому відношенні найбільш активна [81], що одержало підтвердження в наших експериментах. За нашими даними, у літній сезон за високої інтенсивності сонячної радіації, коли підвищується роль ультрафіолетового випромінювання, зростає інгібуючий вплив на фотосинтез фітопланктону не тільки нафтопродуктів, а й інших токсикантів, зокрема металів та фенольних сполук.

Отже, виявлено, що реакція водоростей при взаємодії з нафтопродуктами залежить від їх типу (бензин, дизельне паливо), концентрації, тривалості впливу та індивідуальної чутливості представників альгофлори. Показано, що фітопланктон швидко реагує на дію нафтопродуктів. Вже через 3 години після внесення їх в проби води чиста продукція у варіантах з додаванням бензину 10 ГДК<sub>p</sub> зменшилася в порівнянні з контролем в середньому в 6 разів, при 20 ГДК<sub>p</sub> – спостерігалось підвищення поглинання кисню над його виділенням. Такі концентрації дизпалива призводили до зниження продукції в 2 і 16 разів відповідно.

Наведені дані свідчать, що світло модифікує дію забруднюючих речовин на функціонування планктонних водоростей. Збільшення освітленості та зростання ультрафіолетової компоненти світла у сонячні дні призводить до суттєвого посилення інгібуючого впливу нафтопродуктів (бензину та дизельного палива) на фотосинтез фітопланктону. Також було помічено, що видовий склад фітопланктону грає важливу роль, при взаємодії з нафтопродуктами. Виходячи з експериментів можна припустити, що найменш стійкі до даного забрудника – ціанобактерії. Це припущення відкриває шлях до майбутніх дослідів, які, можливо, допоможуть покращити екологічний стан водойм України.

В осінній сезон у вихідній пробі у фітопланктоні за чисельністю та

біомасою переважали ціанобактерії (92% та 65% відповідно), домінант – *Microcystis aeruginosa* (76% та 51%). Субдомінантами з біомаси були діатомові водорості – 34% від загальної біомаси (*Aulacoseira sp.* – 11%, *Nitzschia pusilla Grun.* – 9%, *Melosira varians* – 9%).

Отримані результати показали, що, як і в попередніх експериментах, бензин суттєво пригнічував продукцію фітопланктону. Так, при 3-х годинній експозиції кисневих склянок на світлі з додаванням бензину з розрахунку 1 ГДК<sub>p</sub> чиста продукція фітопланктону зменшилася порівняно з контролем у 1,5 рази, а при 10 та 20 ГДК<sub>p</sub> спостерігалось перевищення поглинання кисню на світлі над виділенням (табл. 3.3). Додавання бензину з розрахунку 10 та 20 ГДК<sub>p</sub> призвели до збільшення показників деструкції органічної речовини (у 1,9 та 1,6 рази відповідно).

**Таблиця 3.3**

**Продукція фітопланктону та деструкція органічної речовини (мг O<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>) у шарі оптимального фотосинтезу в осінній сезон при додаванні нафтопродуктів у проби води Канівського водосховища**

| Варіанти            | P           | R         | A    | A/R |
|---------------------|-------------|-----------|------|-----|
| <i>Бензин</i>       |             |           |      |     |
| Контроль            | 1,55±0,10   | 0,25±0,06 | 1,80 | 7,2 |
| 1 ГДК <sub>p</sub>  | 1,07±0,10   | 0,23±0,03 | 1,30 | 5,6 |
| 10 ГДК <sub>p</sub> | - 0,55±0,09 | 0,41±0,03 | —*   | —*  |

|                        |            |           |      |     |
|------------------------|------------|-----------|------|-----|
| 20 ГДК <sub>p</sub>    | -0,16±0,07 | 0,35±0,01 | —*   | —*  |
| <i>Дизельне паливо</i> |            |           |      |     |
| Контроль               | 1,55±0,10  | 0,25±0,06 | 1,80 | 7,2 |
| 1 ГДК <sub>p</sub>     | 1,08±0,06  | 0,29±0,01 | 1,37 | 4,7 |
| 10 ГДК <sub>p</sub>    | 0,60±0,10  | 0,39±0,04 | 0,98 | 2,5 |
| 20 ГДК <sub>p</sub>    | 0,06±0,09  | 0,29±0,01 | 0,35 | 1,2 |

Примітка: 1. —\* — не визначали через перевищення деструкції над продукцією.

2. Середня освітленість (з 5 вимірів) за 3 години експозиції склянок на світлі становила 91±15 клк.

Дизельне паливо так само, як і в попередніх дослідах, менше впливало на фотосинтез, ніж бензин. Так, якщо у випадках досліду з додаванням бензину з розрахунку 10 і 20 ГДК<sub>p</sub> спостерігалось поглинання кисню на світлі, то з таким же додаванням дизпалива ми спостерігали слабкий фотосинтез. При додаванні бензину та дизельного палива з розрахунку 10 та 20 ГДК<sub>p</sub> відзначено збільшення, порівняно з контролем, деструкції органічної речовини.

Таким чином, наведені дані свідчать, що світло модифікує дію забруднюючих речовин на функціонування планктонних водоростей. Збільшення освітленості та зростання ультрафіолетової компоненти світла у яскраві сонячні дні призводить до суттєвого посилення інгібуючого впливу нафтопродуктів (бензину та дизельного палива) на фотосинтез фітопланктону.

Вважається, що світлове пригнічення може відбуватися в будь-якому спектральному діапазоні, але короткохвильова ділянка спектра в цьому відношенні найбільш активна [81], що одержало підтвердження і в наших

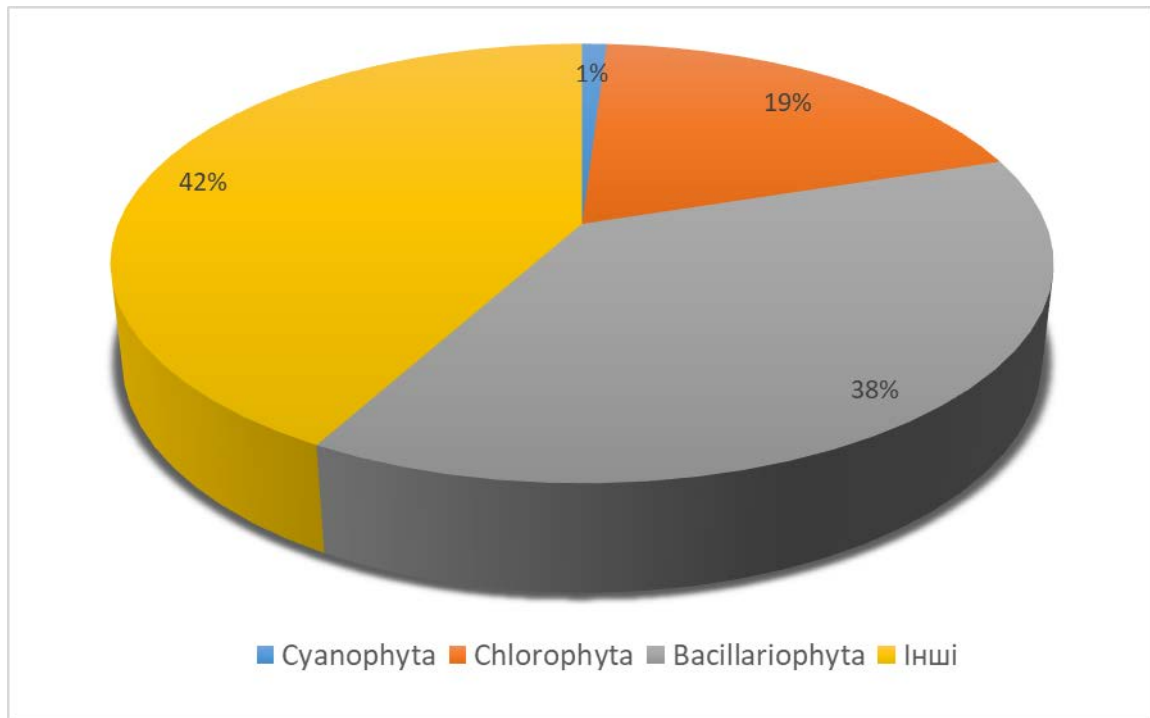
експериментах [82, 83]. За нашими даними, у літній сезон, за високої інтенсивності сонячної радіації, коли підвищується роль ультрафіолетового випромінювання, зростає інгібуючий вплив на фотосинтез фітопланктону не тільки нафтопродуктів, а й інших токсикантів, зокрема металів та фенольних сполук.

**3.2 Вплив бензину та дизельного палива на кількісні показники фітопланктону та його видовий склад.** Оскільки фітопланктон у різні сезони вегетаційного періоду характеризується домінуванням представників різних відділів водоростей, нами було досліджено вплив бензину та дизельного палива на показники чисельності, біомаси та видовий склад альгоугруповань у весняний, літній та осінній сезони.

У вихідній пробі фітопланктону у весняний сезон було виявлено 26 видів водоростей, представлених 28 внутрішньовидовими таксонами із шести систематичних відділів. Більшість видів належала до відділів *Bacillariophyta* і *Chlorophyta* (11 і 9 відповідно), по 2 види водоростей представляли відділи *Chrysophyta* і *Cyanophyta*, по 1 виду - *Dinophyta* і *Euglenophyta*. За чисельністю та біомасою також переважали *Bacillariophyta* – 25,3% та 39,4% від загальної чисельності та біомаси відповідно (рис. 3.3). Домінувала центрична діатомея *Stephanodiscus hantzschii* Grun. in Cl. ma Grun. (21,3% загальної чисельності, 31,3% загальної біомаси).

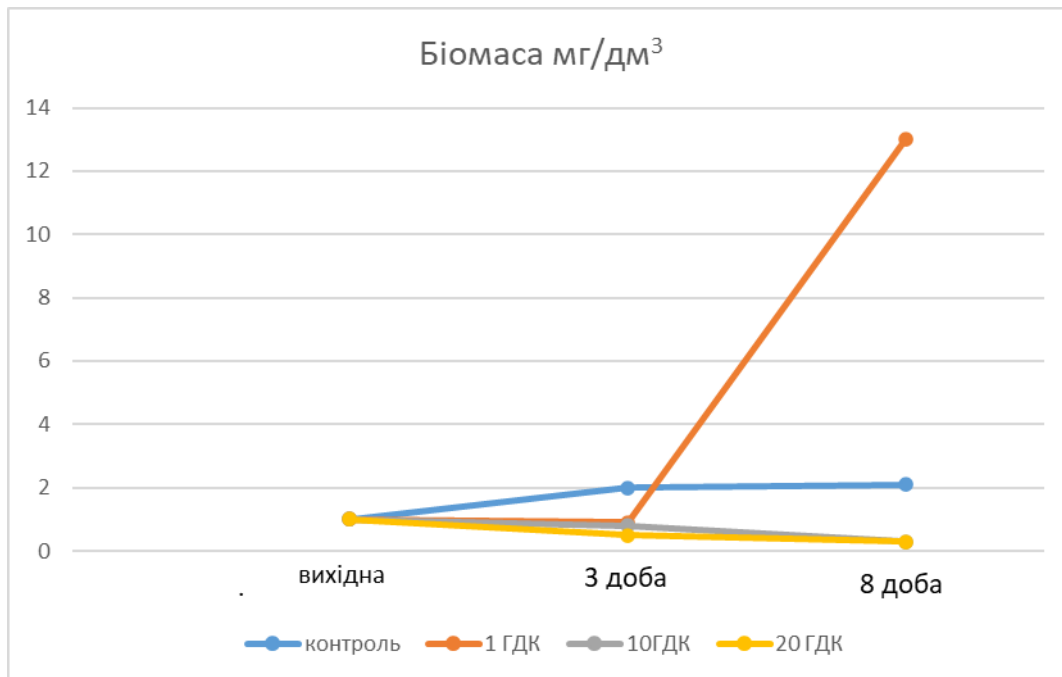
Істотний внесок у формування загальної чисельності та біомаси фітопланктону вносили *Chlorophyta* (25,8% та 17,7% відповідно). Переважав *Chlamydomonas monadina* Stein (12,5% від загальної чисельності та 10,4% від загальної біомаси). *Peridiniopsis quadridens* (Stein) Bourr. (*Dinophyta*) становив лише 4,9% від загальної чисельності, але 23,3% від загальної біомаси. Представники відділу *Chrysophyta* (*Dinobryon divergens* Imhof ma *Pseudokephyron* sp. Pasch.) у сумі також зробили істотний внесок у формування показників чисельності та біомаси (29,8% та 18,2% відповідно). У весняний сезон *Cyanophyta* становили лише 13,9% від загальної чисельності та 0,8% від загальної біомаси фітопланктону, *Euglenophyta*

(*Trachelomonas nigra Swir.*) – 0,2% та 0,6% відповідно.



**Рис.3.3** Відсоткове співвідношення (за біомасою) представників різних відділів водоростей у вихідній пробі фітопланктону у весняний сезон.

Отримані результати свідчать, що у дослідах із додаванням бензину на 3 добу експерименту найвище значення біомаси водоростей спостерігалось у контролі (рис. 3.4). В інших випадках досліду цей показник знаходився приблизно на одному рівні і був нижчим за контрольний. Ситуація змінилася на 8-му добу – у варіанті досліду із додаванням бензину 1 ГДК<sub>p</sub> відзначено суттєве збільшення чисельності та біомаси водоростей, що свідчить про їх активний поділ. Такий сплеск цих показників стався через масовий розвиток представників *Chlorophyta* та *Bacillariophyta*. Так, зелені водорості (26 видів та внутрішньовидових таксонів) склали 89,5% та 46% від загальної чисельності та біомаси. У пробах переважали *Desmodesmus communis* (11,8% та 9,4% від загальних показників чисельності та біомаси) та *Monoraphidium irregulare* (G. Sm.) Kom.-Legn. in Fott (21,7% та 2,7% відповідно).



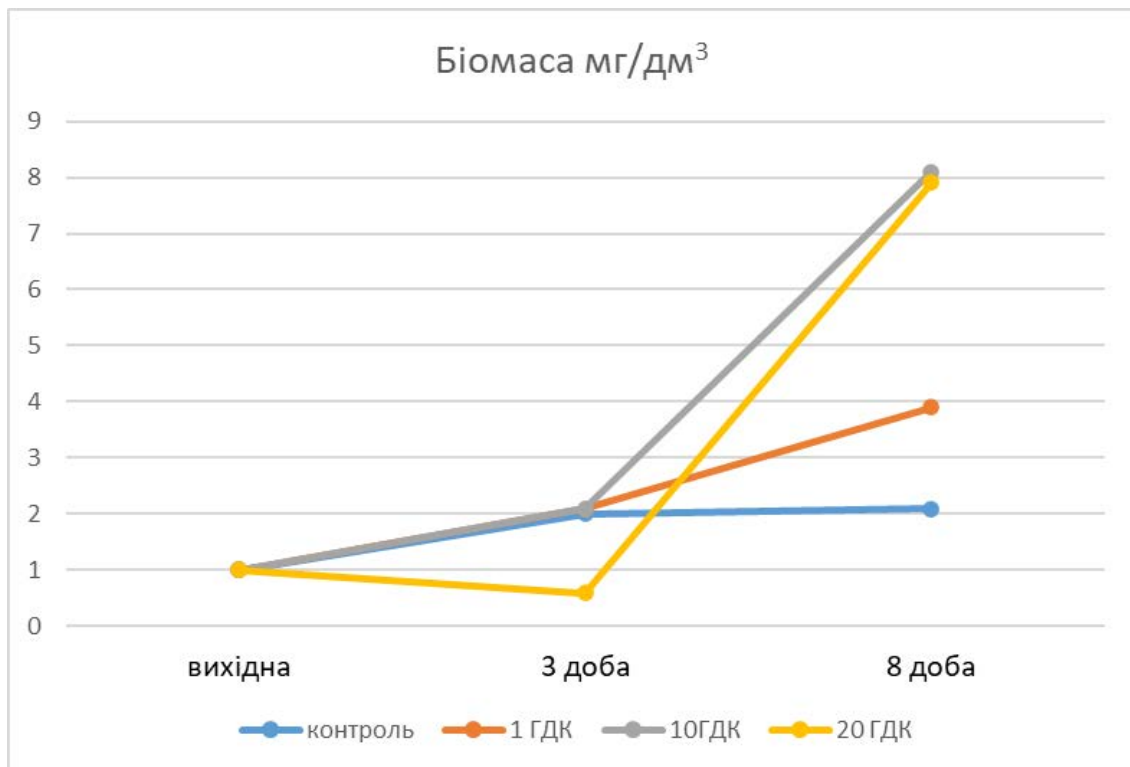
**Рис.3.4** Зміна біомаси водоростей за впливу бензину на проби фітопланктону у весняний сезон.

Діатомові водорості склали 10,5% від загальної чисельності та 54,0% від загальної біомаси. Домінантами з біомаси в пробах були *Melosira varians* (28,0% загальної біомаси), *Stephanodiscus hantzschii* (18,4%). У пробі також були присутні представники родів: *Synedra Ehr.*, *Nitzschia Hass.*, *Navicula Bory*, *Ahnanthes Bory*, *Aulacoseira*, (10 видів та внутрішньовидових таксонів).

На 8-му добу варіанти дослідів з додаванням бензину з розрахунку 10 та 20 ГДК<sub>p</sub> мало відрізнялися один від одного. Кількісні показники водоростей у них були нижчими від контрольних значень і залишалися приблизно на тому ж рівні, що й на 3 добу.

У досліді з додаванням дизпалива (рис. 3.5) біомаса водоростей на 3 добу в контролі та варіантах 1 і 10 ГДК<sub>p</sub> зросла порівняно з вихідною пробєю в 2 рази. Це сталося внаслідок збільшення кількості клітин діатомових водоростей, зокрема *Stephanodiscus hantzschii*, що домінували як за чисельністю, так і за біомасою у вихідній пробі та в інших варіантах до моменту першої зйомки. У варіанті з додаванням дизпалива з розрахунку 20 ГДК<sub>p</sub> показник біомаси був нижчим, ніж у контролі вдвічі. До 8-ї доби

експерименту найменше значення біомаси виявилося в контролі.



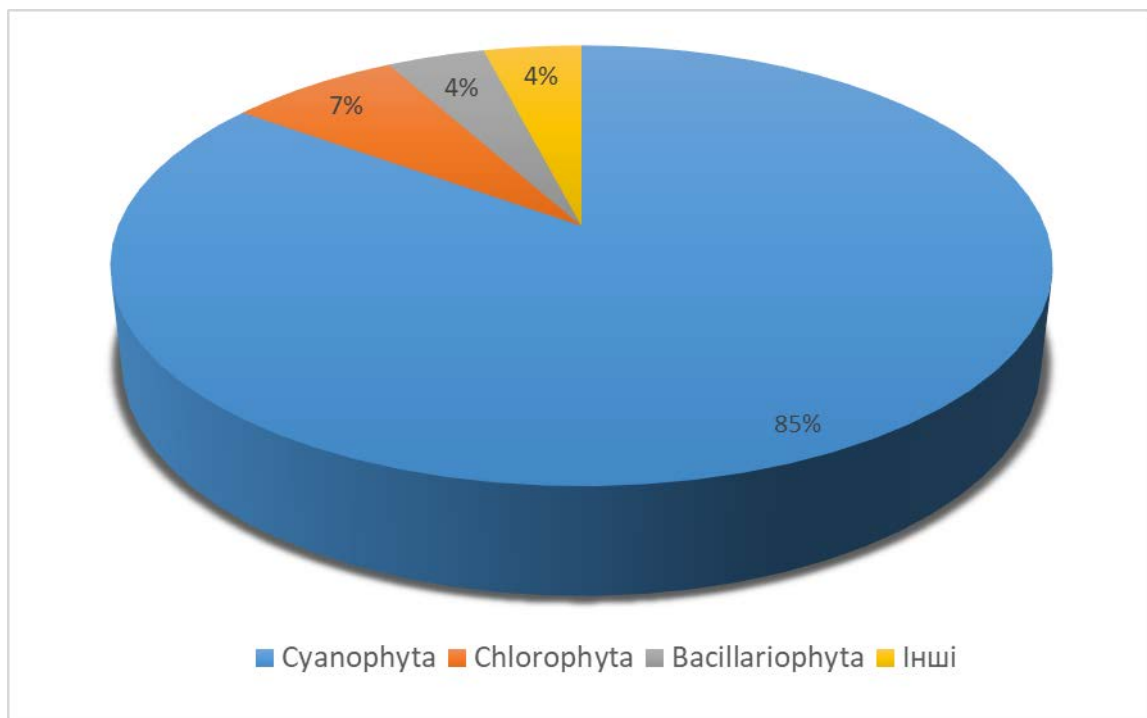
**Рис.3.5** Зміна біомаси водоростей за впливу дизельного палива на проби фітопланктону у весняний сезон.

У варіантах з додаванням дизпалива з розрахунку 10 та 20 ГДК<sub>р</sub> цей показник був вищим, ніж у контролі майже в 4 рази, а у варіанті 1 ГДК<sub>р</sub> – у 1,8 рази. Таке різке збільшення біомаси водоростей пов'язане, на наш погляд, із збільшенням розмірів діатомової водорості *Melosira varians* (об'єм клітин збільшувався в середньому в 2-5 разів), а також масовим розвитком таких представників зелених водоростей, як *Acutodesmus acuminatus*, *Desmodesmus communis*, *Desmodesmus caudato- aculeolatus var. spinosus* (Deduss.) Tsar. та *Monoraphidium irregulare*.

Слід зазначити, що збільшення розмірів клітин діатомових водоростей без одночасного збільшення їх чисельності свідчить, що уповільнюється чи зовсім зупиняється процес поділу клітин. Незважаючи на збільшення біомаси *Bacillariophyta*, що, на перший погляд, свідчить про позитивний вплив на них нафтопродуктів, є негативний вплив даного токсиканту, так як клітини

втрачають здатність ділитися і подальше збільшення їх розмірів призводить до їх розриву та загибелі.

Початкова проба, відібрана в літній сезон, відрізнялася багатим видовим складом (рис. 3.6). У ній були присутні 37 видів і внутрішньовидових таксонів водоростей: *Chlorophyta* – 14, *Cyanophyta* – 10, *Bacillariophyta* – 10, *Dinophyta* – 2 і *Chrysophyta* – 1. Домінуючий стан, як за чисельністю, так і з біомаси, займали ціанобактерії (94,4% та 84,3% відповідно). Важливо відзначити, що саме цього сезону, поряд з *Microcystis aeruginosa* (39,0% за чисельністю, 28,9% за біомасою), значний внесок у показники загальної чисельності та біомаси також внесли ціанобактерії *Anabaena flos-aquae* (25,0% і 36,5% відповідно) та *Aphanizomenon flos-aquae* (18,0% та 8,7%). Чисельність та біомаса представників *Bacillariophyta* були несуттєвими (1,2% та 4,1%). Зелені водорості у вихідній пробі становили 4,1% від загальної чисельності та 7,3% – від біомаси. Необхідно відзначити, що відносно висока біомаса *Chlorophyta* пояснювалася присутністю в пробі представників порядку *Volvocales* – *Pandorina morum* (O. Müll.) Bory та *Pandorina charkowiensis* Korsch., що відрізняються великими розмірами.

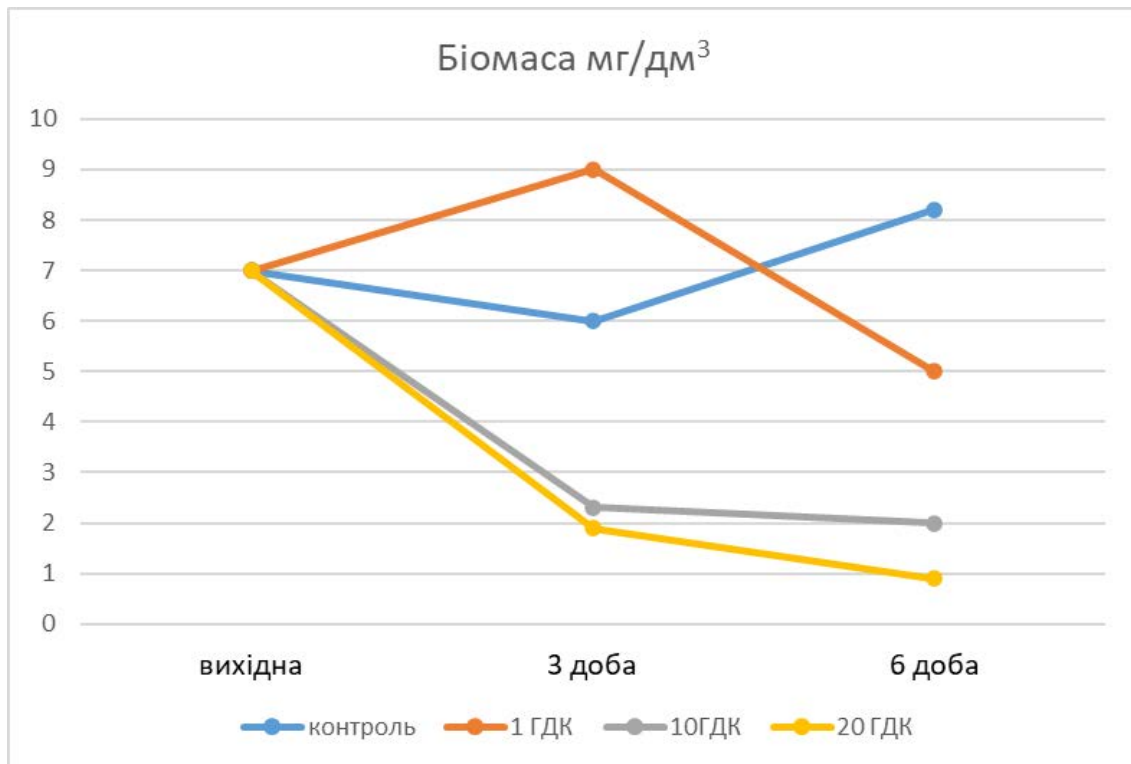


**Рис. 3.6.** Відсоткове співвідношення (за біомасою) представників різних

відділів водоростей у вихідній пробі фітопланктону в літній сезон.

На 3 добу експерименту біомаса водоростей у варіантах досліду з додаванням бензину з розрахунку 1 ГДК<sub>р</sub> збільшилася порівняно з контролем у 1,5 рази (рис. 3.7), при цьому біомаса *Cyanophyta* зросла більш ніж у 2 рази. У той же час у варіанті з додаванням бензину 10 ГДК<sub>р</sub> загальна біомаса водоростей зменшилася вдвічі, а 20 ГДК<sub>р</sub> – майже в 4 рази в основному за рахунок пригнічення представників ціанобактерій. Якщо у вихідній пробі та в контролі за чисельністю та біомасою переважали *Microcystis aeruginosa* та *Anabaena flos-aquae*, то у варіантах з додаванням бензину домінуючі позиції зайняла водорість *Microcystis wesenbergii*. Біомаса *Bacillariophyta* зменшувалася при всіх додаваннях бензину, але найбільш істотно – при 10 ГДК<sub>р</sub>. Необхідно відзначити, що серед діатомових водоростей протягом усього експерименту з біомаси часто переважали представники родів *Melosira Ag.* та *Aulacoseira*.

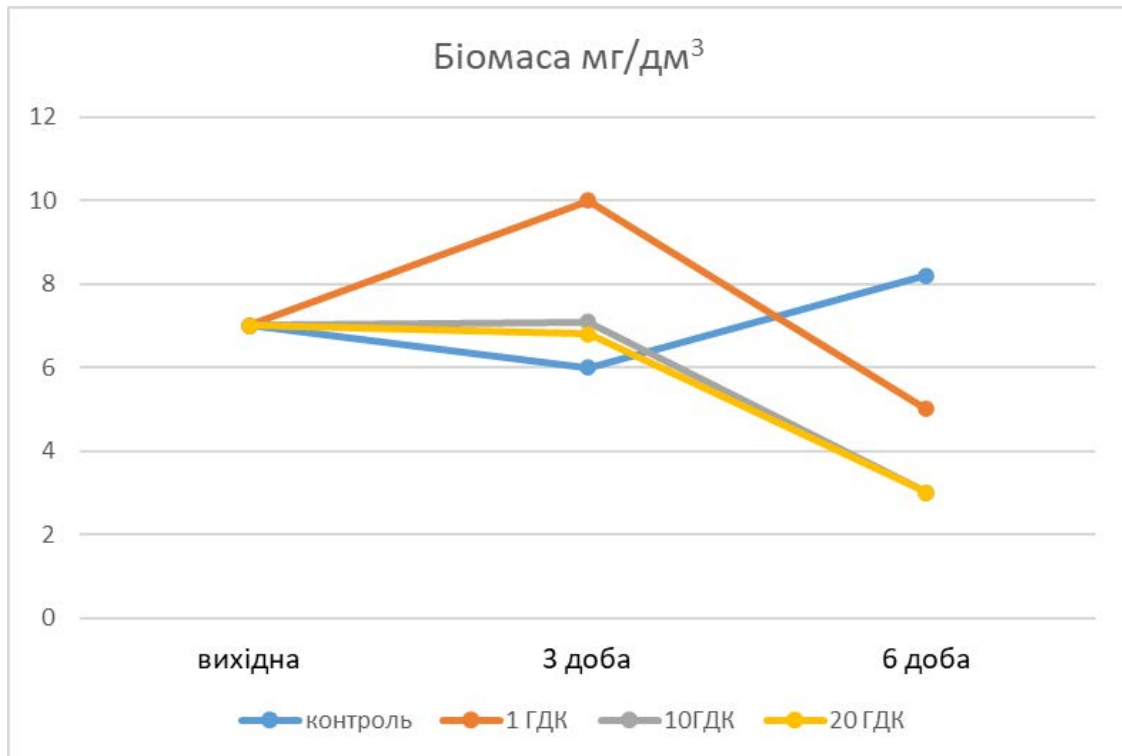
На 6-у добу експерименту показники загальної чисельності та біомаси водоростей у варіанті з додаванням бензину 1 ГДК<sub>р</sub> знизилися порівняно з контролем переважно за рахунок представників *Cyanophyta*. Домінуючі позиції з біомаси зайняли діатомові водорості (внесок у загальну біомасу склав 61,0%). Збільшилася також чисельність та біомаса зелених водоростей – у 2,8 та 1,5 рази відповідно. У випадках із добавками бензину 10 і 20 ГДК<sub>р</sub> спостерігалось істотне зменшення як чисельності, так і біомаси представників всіх відділів водоростей.



**Рис.3.7** Зміна біомаси водоростей за впливом бензину на проби фітопланктону в літній сезон.

Зовсім інша картина спостерігалася нами при внесенні до дослідних зразків дизельного палива (рис. 3.8). На 3 добу у варіанті з додаванням 1 ГДК<sub>p</sub> спостерігалися досить високі значення біомаси ціанобактерій та діатомових водоростей. У варіантах з додаванням дизпалива 10 і 20 ГДК<sub>p</sub> біомаса представників *Cyanophyta* була вищою, ніж у контролі, в той же час представники інших відділів пригнічувалися. Важливо відзначити, що при додаванні дизпалива ціанобактерія *Aphanizomenon flos-aquae* зайняла домінуючі позиції. На 6-ту добу ситуація змінилася: біомасу переважно формували представники *Bacillariophyta*, головним чином *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. та *Melosira varians*. Цікавий також факт виходу на домінуючі позиції водорості *Nitzschia pusilla* (42,2% за чисельністю та 44,5% за біомасою) у варіанті з додаванням дизпалива 20 ГДК<sub>p</sub>. Це пояснюється, на наш погляд тим, що ця водорість часто зустрічається на відмерлих клітинах водоростей, кількість яких у цьому варіанті досвіду була максимальною. Показники загальної чисельності та біомаси у всіх випадках досліду з

добавками дизпалива були нижчими, ніж у контролі, але залишалися на досить високому рівні і були значно вищими, ніж у випадках з додаванням бензину.

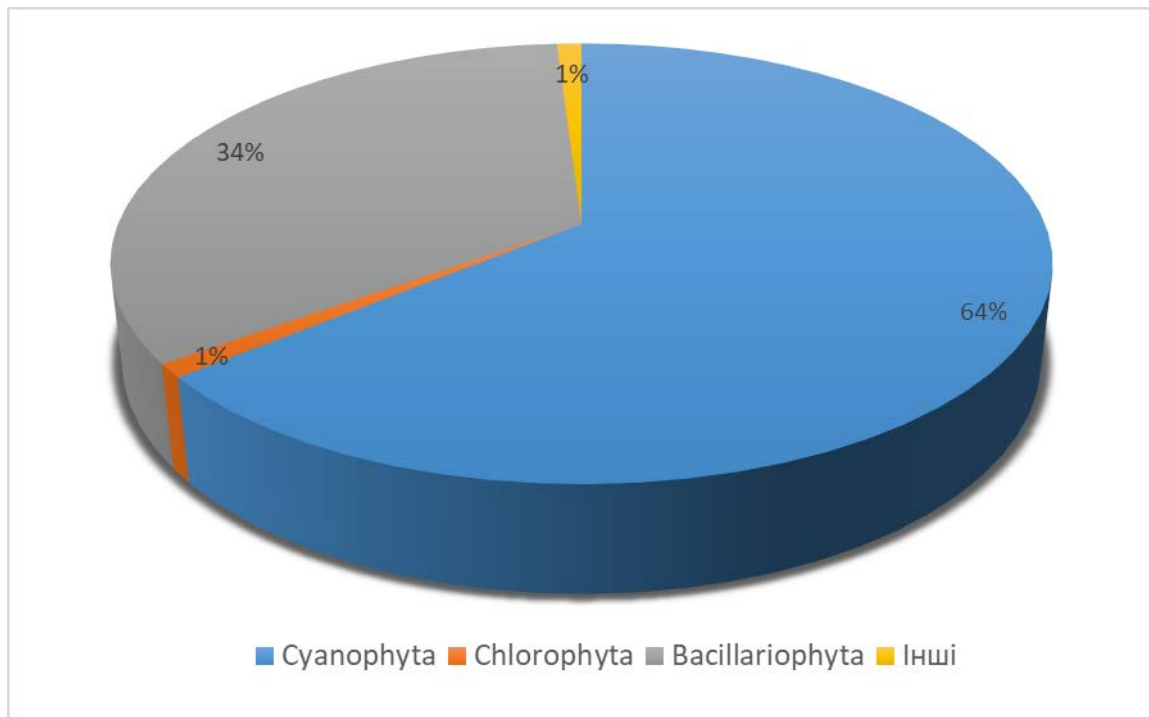


**Рис.3.8** Зміна біомаси водоростей за впливу дизельного палива на проби фітопланктону в літній сезон.

Реакція представників різних відділів водоростей на нафтопродукти відрізнялася. Ціанобактерії пригнічувалися як під впливом бензину, так і дизпалива, і на 6-ту добу експерименту їхня біомаса зменшилася порівняно з контролем за максимальної добавки бензину в 22 рази, дизпалива – в 11 разів. Слід зазначити, що зелені водорості виявилися найменш чутливими до нафтопродуктів, і на 6-ту добу їх біомаса при найбільшій добавці дизельного палива була приблизно вдвічі вищою, ніж у контролі.

В осінній сезон у вихідній пробі фітопланктону було виявлено 23 види водоростей, представлених 25 внутрішньовидовими таксонами з чотирьох систематичних відділів, 8 видів належали до відділу *Cyanophyta*, по 7 видів до відділів *Bacillariophyta* та *Chlorophyta* та 1 вид – до відділу *Dinophyta*.

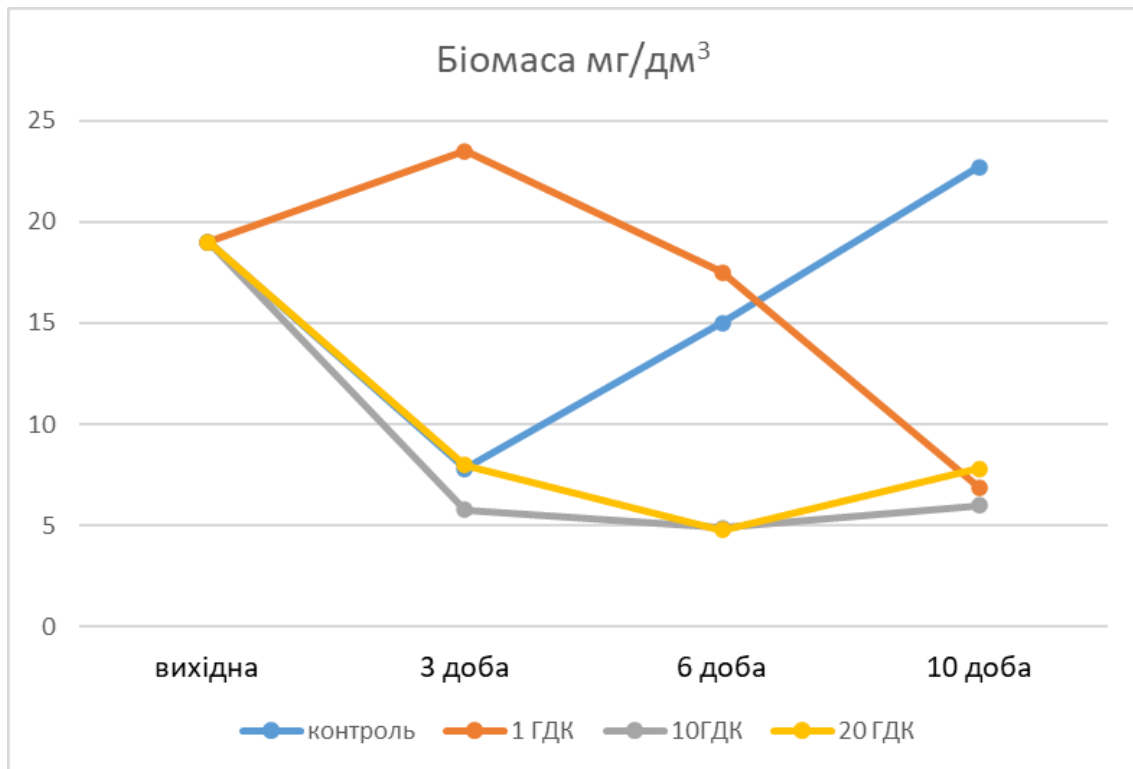
У фітопланктоні за чисельністю та біомасою переважали ціанобактерії (91,8% та 64,9% відповідно), домінував *Microcystis aeruginosa* (75,5% та 51,1%). Субдомінантами з біомаси були діатомові водорості – 33,6% загальної біомаси, у тому числі: *Aulacoseira sp.* – 10,6%, *Nitzschia pusilla* – 8,7%, *Melosira varians* – 9,1% (рис. 3.9).



**Рис.3.9** Відсоткове співвідношення (за біомасою) представників різних відділів водоростей у вихідній пробі фітопланктону в осінній сезон.

У варіанті досліду з додаванням бензину з розрахунку 1 ГДК<sub>р</sub> на 3 добу спостерігалось максимальне значення біомаси водоростей за час всього експерименту (рис. 3.10). Воно було вищим, ніж у контролі в 2,6 рази. Це було пов'язано з масовим розвитком діатомових водоростей *Aulacoseira sp.* (її внесок у загальну біомасу становив 35,8%), *Nitzschia pusilla* (17,2%) та *Melosira varians* (12,1%). З представників *Цианопхита* більшу частину біомаси формували основний збудник «цвітіння» води *Microcystis aeruginosa* – 27,9%. Проте, порівняно з контрольним варіантом, його частка в загальній біомасі зменшилася в 1,2 рази. На 6-ту добу експерименту біомаса водоростей у

цьому варіанті досліду була все ще вищою, ніж у контролі (у 1,2 рази), а на 10-у – її значення різко зменшилося порівняно з контролем (у 2,5 рази). Відсоткове співвідношення біомаси представників *Cyanophyta* і *Bacillariophyta* залишалося приблизно на тому ж рівні, хоча в цілому спостерігалось зменшення загальної кількості водоростей.

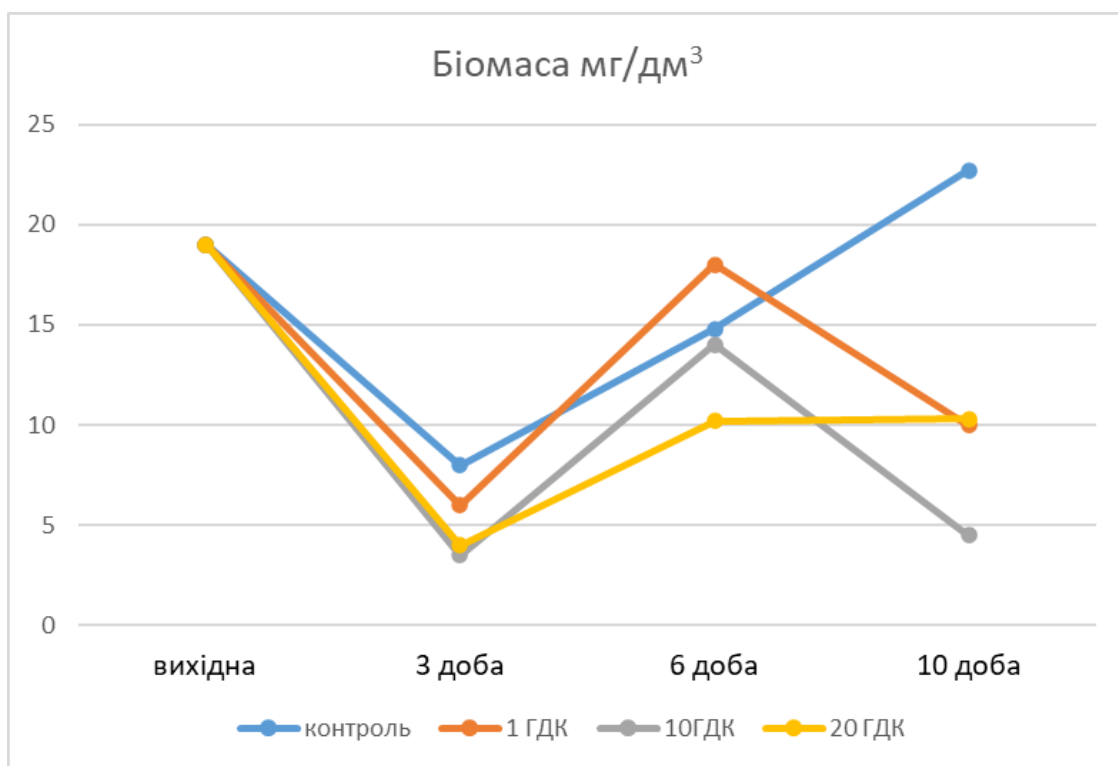


**Рис.3.10** Зміни біомаси водоростей за впливом бензину на проби фітопланктону в осінній сезон.

При додаванні бензину з розрахунку 10 ГДК<sub>р</sub> на 3 добу відмічено зниження біомаси водоростей (в 1,4 рази) порівняно з контролем. До 6-ї доби експерименту її значення продовжувало зменшуватися, відрізняючись від контролю вже в 3,2 рази, і залишалося приблизно на цьому ж рівні на 10-у добу. Кількісні показники водоростей у варіанті з додаванням бензину з розрахунку 20 ГДК<sub>р</sub> мало відрізнялися від таких у варіанті 10 ГДК<sub>р</sub>.

В акваріумах з додаванням дизпалива з розрахунку 1 ГДК<sub>р</sub> на 3 добу експерименту спостерігалось зниження біомаси водоростей у 1,4 рази порівняно з контролем (рис. 3.11). Цікавий той факт, що на 6-ту добу

значення біомаси в цьому варіанті зросло і навіть стало вищим, ніж у контролі (в 1,3 рази). На наш погляд, це може бути пов'язано з тим, що спочатку дизпаливо блокує певні метаболічні процеси водоростей, а потім нафтоокиснюючі бактерії переводять складні вуглеводні дизпалива в менш токсичні і доступні для засвоювання клітинами водоростей. Однак, до кінця експерименту (на 10-ту добу) біомаса водоростей у контролі продовжувала збільшуватися, у той час як у варіанті з додаванням дизпалива з розрахунку 1 ГДК<sub>p</sub> її значення все ж таки відставали від контрольних.



**Рис. 4.11** Зміна біомаси водоростей за впливу дизельного палива на проби фітопланктону в осінній сезон.

При додаванні дизпалива з розрахунку 10 ГДК<sub>p</sub> на 3 добу спостерігалось найменше за весь експеримент значення біомаси водоростей. Важливо відзначити, що суттєво зменшувався цей показник у представників *Cyanophyta* – з 47,5% загальної біомаси в контролі до 19,9% у даному варіанті досліджу. Так, частка *Microcystis aeruginosa* у спільній біомасі знизилася з 33,6% до 5,2%. Цікаво відзначити, що інший представник *Cyanophyta* –

*Anabaena flos-aquae* – був менш чутливим до дизпалива. Його біомаса збільшилася з 0,8% у контролі до 14,6% у цьому варіанті досліду.

На 6-ту добу біомаса водоростей у всіх випадках експерименту зроста. При додаванні дизпалива з розрахунку 10 ГДК<sub>p</sub> її значення зрівнялося з контролем, проте до 10-ї доби воно знову істотно відставало від контрольних показників.

У варіанті 20 ГДК<sub>p</sub> на 3 добу біомаса в порівнянні з контролем знизилася в 2,7 рази. До 6-ї доби її значення істотно зросло, але все ж таки залишалося нижче, ніж у контролі (в 1,4 рази). На 10-ту добу біомаса водоростей залишалася приблизно на цьому ж рівні, проте приблизно в 2 рази нижче, ніж у контролі.

Дані свідчать про те, що додавання бензину та дизпалива з розрахунку 1 ГДК<sub>p</sub> до проб в осінній сезон не призвели до суттєвої зміни порівняно з контролем концентрації хлорофілу *a* (в одиниці об'єму води) та інших пігментних характеристик – відсоткового вмісту феопігментів від суми з хлорофілом *a* та індексу Маргалефа ( $E_{430}/E_{665}$ ) (табл. 3.4).

У той же час при додаванні бензину 10 та 20 ГДК<sub>p</sub> на 3 добу відзначено зменшення вмісту хлорофілу *a*, порівняно з контролем у 1,6 та 1,7 разів відповідно, дизпалива – у 1,5 та 1,7 рази. Зазначена тенденція збереглася і на 6 добу. При таких же добавках бензину та дизпалива відзначено також збільшення порівняно з контролем відсоткового вмісту феопігментів від суми з хлорофілом *a* та індексу Маргалефа ( $E_{430}/E_{665}$ ), що може свідчити про погіршення фізіологічного стану фітопланктону.

**Таблиця 3.4**

**Деякі характеристики пігментів фітопланктону при дії нафтопродуктів (осінній сезон)**

| Варіанти досліду | Хлорофіл <i>a</i> , мг/дм <sup>3</sup> ,<br>M±m | ФЕО,<br>% | $E_{430}/E_{665}$<br>мг/дм <sup>3</sup> |
|------------------|---|-----------|---|
|                  |   |           |   |

| 3-а доба експерименту |           |          |            |
|-----------------------|-----------|----------|------------|
| Контроль              | 66,2±3,9  | 20,5±2,0 | 2,04±0,010 |
| Додавання бензину     |           |          |            |
| 1 ГДК <sub>p</sub>    | 65,9±3,0  | 31,7±2,1 | 2,16±0,020 |
| 10 ГДК <sub>p</sub>   | 42,3±2,1  | 47,1±3,1 | 2,13±0,001 |
| 20 ГДК <sub>p</sub>   | 38,8±1,6  | 52,4±3,5 | 2,40±0,020 |
| Додавання дизпалива   |           |          |            |
| 1 ГДК <sub>p</sub>    | 52,8±3,3  | 21,0±1,8 | 2,20±0,005 |
| 10 ГДК <sub>p</sub>   | 44,7±1,2  | 28,9±1,7 | 2,35±0,005 |
| 20 ГДК <sub>p</sub>   | 38,4±0,3  | 45,5±5,1 | 2,46±0,010 |
| 6-а доба експерименту |           |          |            |
| Контроль              | 60,8±0,95 | 35,4±2,1 | 2,41±0,010 |
| Додавання бензину     |           |          |            |
| 1 ГДК <sub>p</sub>    | 55,4±2,2  | 21,4±1,2 | 2,42±0,006 |
| 10 ГДК <sub>p</sub>   | 37,0±2,0  | 56,5±3,7 | 2,61±0,001 |
| 20 ГДК <sub>p</sub>   | 37,3±2,7  | 64,3±5,9 | 2,81±0,002 |
| Додавання дизпалива   |           |          |            |
| 1 ГДК <sub>p</sub>    | 46,7±1,1  | 40,0±3,2 | 2,43±0,010 |
| 10 ГДК <sub>p</sub>   | 43,0±2,9  | –        | 2,69±0,005 |
| 20 ГДК <sub>p</sub>   | 31,6±2,1  | 67,2±5,0 | 2,98±0,006 |

Необхідно відзначити, що на тлі зниження вмісту хлорофілу *a* та показників загальної біомаси водоростей у дослідних варіантах спостерігалася інтенсифікація розвитку представників *Chlorophyta*. На 10-ту добу за рахунок збільшення чисельності та видового багатства зелених водоростей їх біомаса зросла порівняно зі значеннями у контролі за максимальної добавки бензину у 10 разів, дизпалива – у 4 рази. Кількість видів зелених водоростей у варіанті 20 ГДК<sub>p</sub> бензину збільшилася в 10 разів, головним чином за рахунок інтенсивного розвитку представників родів

*Acutodesmus* (Hegew.) Tsar., *Coelastrum* Näg., *Desmodesmus* (Chod.) An, *Friedl et Hegew.* Проте дуже високий вміст нафтопродуктів, що перевищує ГДК<sub>р</sub> у сотні разів, навпаки, веде до спрощення структури альгоугруповань (зниження кількості видів та надвидових таксонів), домінування дрібноклітинних форм, переважно одноклітинних, представлених видами-індикаторами  $\alpha$ -мезосапробної зони [11].

Важливо відзначити і певні зміни у вмісті біогенних елементів під час додавання нафтопродуктів протягом експериментів. Так, у дослідях з осіннім фітопланктоном на 3 добу спостерігалось наростання порівняно з контролем вмісту фосфатів у варіантах з добавками бензину 10 та 20 ГДК<sub>р</sub> (на 50 та 85 %) та дизпалива (на 46 та 67%), що може свідчити про недовживання фосфатів фітопланктоном. У цих варіантах експерименту відзначено також деяке збільшення порівняно з контролем вмісту амонійного (на 25 і 21 % відповідно) і нітритного азоту (на 10 і 30 %). Зазначені тенденції збереглися і на 6 добу.

Істотний інтерес представляють дані щодо динаміки зміни вмісту розчиненого у воді кисню та показника рН водного середовища при додаванні нафтопродуктів.

У всіх дослідних випадках на 3 добу нами відзначено зменшення вмісту кисню у воді в порівнянні з контролем, причому найбільш істотне при 20 ГДК<sub>р</sub> (в середньому на 28 і 27% з добавками бензину та дизельного палива відповідно). Причиною цього є погіршення газообміну внаслідок наявності плівки нафтопродуктів на поверхні води, так і зменшення продукції кисню.

Показник рН води протягом експерименту також зазнавав певних змін. Так на 3 добу нами зафіксовано невелике підкислення середовища в порівнянні з контролем майже у всіх варіантах дослідів (табл. 3.5), що зазвичай корелює зі зменшенням вмісту розчиненого у воді кисню. На 6 добу досліді ми спостерігали зворотну тенденцію. Показник рН середовища у разі з усіма добавками нафтопродуктів почав збільшуватися. Причиною цього, на наш погляд, стало збільшення чисельності та видового багатства

представників хлорококових водоростей, що характеризуються дрібними розмірами клітин, та формують, як правило, невелику біомасу, але відрізняються підвищеною фотосинтетичною активністю [84].

**Таблиця 3.5**  
**Зміна рН водного середовища при впливі нафтопродуктів на проби**  
**фітопланктону**

| Варіанти дослідів   | 3 доба | 6 доба |
|---------------------|--------|--------|
| Контроль            | 8,64   | 8,22   |
| Додавання бензину   |        |        |
| 1 ГДК <sub>р</sub>  | 8,66   | 8,52   |
| 10 ГДК <sub>р</sub> | 8,53   | 8,55   |
| 20 ГДК <sub>р</sub> | 8,51   | 8,67   |
| Додавання дизпалива |        |        |
| 1 ГДК <sub>р</sub>  | 8,58   | 7,60   |
| 10 ГДК <sub>р</sub> | 8,47   | 8,52   |
| 20 ГДК <sub>р</sub> | 8,34   | 8,60   |

## ВИСНОВКИ

1. Реакція фітопланктону на вплив нафтопродуктів проявляється відразу після їх внесення до проб природної води. Чиста продукція у шарі

оптимального фотосинтезу у випадках з додаванням бензину 1 ГДК<sub>p</sub> зменшувалася порівняно з контролем незначною мірою. При 3-х годинній експозиції чистий фотосинтез у варіантах із додаванням бензину з розрахунку 10 ГДК<sub>p</sub> зменшувався, при 20 ГДК<sub>p</sub> – спостерігалось перевищення поглинання кисню над виділенням. При цьому здебільшого істотно посилювалася деструкція органічної речовини. Дизельне паливо мало менший вплив на продукційно-деструкційні процеси, ніж бензин. Збільшення освітленості призводило до посилення інгібуючого впливу нафтопродуктів на фотосинтетичну активність фітопланктону.

2. Додавання бензину та дизпалива з розрахунку 1 ГДК<sub>p</sub> у зразки фітопланктону незалежно від його видового складу не мали істотного пригнічуючого впливу на водорості. Найчастіше спостерігалось стимулювання зростання та розвитку діатомових і зелених водоростей.

3. Представники планктонних *Cyanophyta* виявилися найбільш чутливими до присутності у водному середовищі нафтопродуктів. Додавання бензину та дизпалива з розрахунку 10 ГДК<sub>p</sub> та 20 ГДК<sub>p</sub> мали на них згубний вплив. Найбільш стійкі до нафтопродуктів зелені водорості.

4. Алохтонні вуглеводні істотно впливають на склад альгоугруповань. Вживають види, що пережили первинну токсичну дію нафтопродуктів і здатні, очевидно, використовувати вуглеводні у процесах життєдіяльності. Вони витісняють види водоростей, що є більш чутливими до цього виду забруднення. Таким чином може відбуватися зміна складу альгоугруповань.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Миронов О.Г. Взаимодействие морских организмов с нефтяными углеводородами / О.Г. Миронов. – Л: Гидрометеоздат. – 2012. – 126 с.

2. Sirvins A. Biodegradation of petroleum hydrocarbons. Development and effects on marine environment of a nutrient formula to control pollution by petroleum hydrocarbons / A. Sirvins, M. Angels // *Strateg. and Adv. Techn. Mar. Pollut. Stud.: Mediterr. Sea Proc. NATO Adv. Study Inst. (Beaulieu – Sur. Mer, oct. 4 – 14, 2012). Book of Abstracts.* – Berlin e.a., 2012. – P. 357–404.
3. Некоторые аспекты нефтяного загрязнения водоёмов (обзор) / Л.О. Горбатюк, Т.Н. Шаповал, М.А. Миронюк [и др.] // *Гидробиол. журн.* – 2016. – т. 44, №4. – С. 88–101.
4. Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины / А.Г. Васенко, О.Н. Петренко, А.В. Климов [и др.]. – К.: Академперіодика, 2012. – 355 с.
5. Відгук фітопланктону на вміст нафтопродуктів у водних екосистемах / В.І. Щербак, О.М. Арсан, Н.В. Майстрова [та ін.]. // *Наук. зап. Терноп. пед. ун-ту. Сер. Біологія.* – 2014. – № 3–4 (24). – С. 70 –74.
6. Миронюк М.О. Особливості метаболічних адаптацій риб до нафтового забруднення водного середовища: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: спец. 03.00.17 „Гідробиологія” / М.О. Миронюк. – Київ, 2013. –20 с.
7. Романенко В.Д. Основы гидроэкологии: учебник /Виктор Дмитриевич Романенко. – К.: Генеза, 2014 – 664 с.
8. Миронов О.Г. Нефтяное загрязнение и жизнь моря / О.Г. Миронов. – Киев: Наук. думка, 2013. – 277 с.
9. Воробьёв Д.С. Влияние нефти и нефтепродуктов на макрозообентос / Д.С. Воробьёв // *Известия Томского политехнического университета.* – Т. 309, № 3. – 2016. – С. 42–45.
10. Велев Ч.К. Изолиране, разделене и идентифициране на компонентите на конкрет получен от зелени хлорококкальни водорасли от рода *Scenedesmus*: автореф. дис. ... канд. биол. наук: спец. 01.06.11 «Гидробиология» / Ч.К. Велев. – София, 2013. – 29 с.
11. Глинка Н.Л. Общая химия / Н.Л. Глинка – Л.: Химия – 2011. –718 с.

12. Гауптман З. Органическая химия / З. Гауптман, Ю. ГрEFE, Х. Ремане; пер. с нем. П.Б. Терентьева. – М.: Химия, 2011. – 831 с.
13. Ленинджер А. Основы биохимии. Т.3. / А. Ленинджер; пер. с англ. В.В. Борисовой, М.Д. Гроздовой, С.Н. Преображенского. – М.: Мир, 2010. – 320 с.
14. Мусил Я. Современная биохимия в схемах / Я. Мусил, О. Новакова, К. Кунц; пер. с англ. С.М. Аваевой. – М.: Мир, 2014. – 214 с.
15. Патин С.А. Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа / С.А. Патин. – М.: ВНИРО, 2017. – 350 с.
16. Aksmann A. Intact anthracene inhibits photosynthesis in algal cells: a fluorescence induction study on *Chlamydomonas reinhardtii* cw 92 strain / A. Aksmann, Z. Tukai // *Chemosphere*. – 2015. – Vol. 74, № 1. – P. 26–32.
17. Шаповал Т.М. Содержание нефтепродуктов в воде и донных отложениях днепровских водохранилищ / Т.М. Шаповал, І.Г. Кукля // *Наук. зап. Терноп. пед. ун-ту. Серія: Біологія. Спец. вип.: Гідроекологія*. – 2016. – №3 (36). – С.237–239.
18. Миронов О.Г. Биологические проблемы нефтяного загрязнения морей / О.Г. Миронов // *Гидробиол. журн.* – 2015. – т. 36, №1. – С. 82–96.
19. Патин С.А. Нефть и экология континентального шельфа / С.А. Патин. – М.: ВНИРО, 2016. – 247 с.
20. Богдашкина В.И. Экологические аспекты загрязнения водной среды нефтяными углеводородами, пестицидами и фенолами // В.И. Богдашкина, В.С. Петросян / *Экологическая химия водной среды*. – М.: Госкомиздат, 2013. – С. 62–79.
21. Цыбань А.В. Процессы микробного окисления нефти в море / А.В. Цыбань, А.И. Симонов // *Океанология*. – 2018. – т. 18. – С. 695–708.
22. Нельсон-Смит А. Нефть и экология моря / А. Нельсон-Смит; пер. с англ. С. И. Бакума, Б. М. Затучной – М.: Прогресс, 2017. – 302 с.

23. Нестерова М.П. Нефтяные углеводороды в морских водах, формы их существования и трансформация / М.П. Нестерова, А.И. Симонов, И.А. Немировская/ Человек и биосфера. – М.: Изд-во МГУ, 2012 – С. 174–181.
24. Мочалова О.С. Растворимость полярных углеводородов в морской среде / О.С. Мочалова, М.П. Нестерова, Н.М. Антонова. // Водные ресурсы – 2016. – №5. – С. 180-182.
25. Богданов Н. И. Биологическая реабилитация водоемов / Н.И. Богданов, 3 изд., дополн. и перераб. – Пенза: РИО ПГСХА, 2018. – 152 с.
26. Изъюрова А.И. Скорость распада нефтепродуктов в воде и почве / А.И. Изъюрова // Гигиена и санитария. – 2015 . – №1. – С. 23-26.
27. Мочалова О.С. Роль диспергирующих средств в процессах трансформации и окисления нефти / О.С. Мочалова, Н.М. Антонова, Л.М. Гурвич // Водные ресурсы. – 2012. – т. 29, №2. – С. 221–225.
28. Про деякі аспекти оцінки вмісту і динаміки нафтових вуглеводнів у поверхневих водах суходолу / М.Ю. Хорев, В.М. Савицький, М.І. Ромась [та ін.]. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2015. –т. 8. – С. 17–24.
29. Усенко О.М. Алелопатичний вплив вищих водяних рослин на функціональну активність планктонних синьозелених водоростей: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спец. 03.00.17 „Гідробіологія” / О.М. Усенко. – Київ, 2017. –23 с.
30. Матишов Г.Г. Оценка токсичности нефтяных углеводородов и технологических веществ, используемых при поисково-оценочных работах на шельфе арктических морей / Г.Г. Матишов, И.А. Шпарковский, В.М. Муравейко // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 33, – №6. – С. 79–89.
31. Михайлова Л.В. Особенности поведения водорастворимой фракции нефти в модельных опытах / Л.В. Михайлова // Водные ресурсы. – 2016. – №2. – С. 125-134.
32. Платпира В.П. Изучение влияния некоторых углеводородов нефтяного происхождения на бактериальную продукцию в прибрежных водах Рижского

залива / В.П. Платипа // Экспериментальная водная токсикология. Вып. 7. – Рига: «Знание», 2013. – С. 129–141.

33. Філяк О. Біодеградація нафтопродуктів у навколишньому природному середовищі / О. Філяк, А. Сибірний, М. Юрим // Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна. – Вип. 47. – 2018. – С. 89–95.

34. Патин С.А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность мирового океана / С.А. Патин. – М.: Пищ. пром-сть, 2019. – 309 с.

35. Ladner L. Oil spill Protection in the Baltic Sea / L. Ladner, A. Hagstrom // Jour. Water Pollut. Control Fed. – 2015. – Vol. 47, № 4. – P. 796–809.

36. Anaerobic degradation of naphthalene by a pure culture of a novel type of marine sulphate-reducing bacterium / A.S. Galushko, D. Minz, B. Schink [et al.]. // Environ. Microbiol. – 2013. – Vol. 1. – P. 415–420.

37. Osuji L. C. Environmental degradation of polluting aromatic and aliphatic hydrocarbons: a case study / L.C. Osuji, A. Ozioma // Chem. Biodivers. – 2017. – Vol. 4. – P. 424–430.

38. Черкашин С.А. Отдельные аспекты влияния углеводородов нефти на рыб и ракообразных / С.А. Черкашин // Вестник ДВО РАН. – 2015. – № 3. – С. 83–91.

39. Atlas R.M. Bioremediation of petroleum pollutants: diversity and environmental aspects of hydrocarbon biodegradation / R.M. Atlas, C.E. Cerniglia // BioScience. – 2015. – Vol. 45. – P. 332–338.

40. Biodegradation of crude oil and n-alkanes by fungi isolated from Oman / A. Elshafie, A.Y. AlKindi, S. Al-Busaidi [et al.]. // Mar. Pollut. Bull. – 2017. – Vol. 54. – P. 1692–1096.

41. Burland S. Anaerobic benzene biodegradation linked to nitrate reduction / S. Burland, E. Edwards // Appl. Environ. Microbiol. – 2019. – Vol. 65. – P. 529–533.

42. Champion K. M. Anaerobic degradation of ethylbenzene and toluene in denitrifying strain EbN1 proceeds via independent substrate-induced pathways /

- K.M. Champion, K. Zengler, R. Rabus // *J. Mol. Microbiol. Biotechnol.* – 2019. – Vol. 1. – P. 157–164.
43. Effectiveness of biodegradation of petroleum products by mixed bacterial populations in liquid medium at different pH values / H. Boszczyk-Maleszak, A. Zabost, D. Wolicka [et al.]. // *Pol. J. Microbiol.* – 2016. – Vol. 55, № 1. – P. 69–73.
44. Kanaly R.A. Biodegradation of high-molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons by bacteria / R.A. Kanaly, S. Narayana // *J. Bacteriol.* – 2016. – Vol. 182. – P. 2059–2067.
45. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ / Сиренко Л.А., Корелякова И.Л., Михайленко Л.Е. [и др.]. – К.: Наук. думка, 2018. – 232 с.
46. Petroleum pollutant degradation by surface water microorganisms / M.P. Antić, B.S. Jovancicevic, M. Ilic [et al.]. // *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* – 2016. – Vol. 13, № 5. – P. 320–327.
47. Куликова И.Ю. Микроорганизмы в процессе самоочищения шельфовых вод северного Каспия от нефтяного загрязнения: автореф. дис. на соискание ученой степени канд. биол. наук: спец. 03.00.18 «Гидробиология» / И.Ю. Куликова. – М., 2014. – 24 с.
48. Романенко В.И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоёмах / В.И. Романенко. – Л.: Наука, 2015. – 295.
49. Atlas R.M. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective / R.M. Atlas // *Microbiol. Rev.* – 2015. – Vol. 45. – P. 180–209.
50. Atlas R.M. Biodegradation of petroleum in seawater at low temperatures / R.M. Atlas, R. Bartha // *Can. J. Microbiol.* – 2012. – Vol. 18. – P. 1851–1855.
51. Leahy J.G. Microbial degradation of hydrocarbons in the environment / J.G. Leahy, Colwell R.R. // *Microbiological Reviews.* – 2018. – Vol. 54, № 3. – P. 305–315.

52. Miura Y. Mechanism of liquid hydrocarbon uptake by microorganisms and growth kinetics / Y. Miura // *Advances in biochemical Engineering*. – 2018. – Vol. 10. – P. 31–56.
53. Фащук Д.Я. Загрязнение прибрежных вод Черного моря: источники, современный уровень, межгодовая изменчивость / Д.Я. Фащук, С.И. Шапоренко // *Водные ресурсы*, 2015. – Т. 22. – № 2. – С. 233–241.
54. Influence of hydrocarbons on the count of bacteria in water of the aerator of a laboratory setup for bioremediation of contaminated soil / O. Petrović, S. Rončević, B. Dalmacija [et al.]. // *Proceed. of the Balkan sci. conf. of boilogy (19–21 may 2015, Plovdiv, Bulgaria)*. – 2015. –P. 475–484.
55. Pardiecka D.L. Hydrogen peroxide use to increase oxidant capacity for in situ bioremediation of contaminated soils and aquifers: A review / D.L. Pardiecka, E.J. Bouwerb, A.T. Stone // *J. of Contaminant Hydrology*. – 2012. – Vol. 9, Issue 3. – P. 221–242.
56. Pritchard P.H. Use of inoculation in bioremediation / P.H. Pritchard // *Current Opinion in Biotechnology*. – 2012. –Vol. 3, Issue 3. –P. 232–243.
57. Догадіна Т.В. До використання водоростей для очищення стічних вод, що містять нафтопродукти / Т.В. Догадіна // *Укр. бот. журн.* – 2017. – Т. 27, № 3. – С. 310–313.
58. Райская Г.Ю. Особенности процесса самоочищения от нефтяного загрязнения в специфических искусственных водоемах: автореф. дис. на соиск ученой степени канд. биол. наук.: спец. 03.00.18 «Гидробиология» / Г.Ю. Райская. – Москва, 2016. – 31 с.
59. Kyoungphile N. Enhanced degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by biodegradation combined with a modified Fenton reaction / N. Kyoungphile, R. Wilson, J. Kukor // *Chemosphere*. – 2013. – Vol. 45, Issue 1. – P. 11–20.
60. Романенко В.Д. Метаболические механизмы взаимодействия высших водных растений и цианобактерий – возбудителей «цветения» воды / В.Д. Романенко, А.И. Сакевич, О.М. Усенко // *Гидробиол. журн.* – 2015. – 41, №3 – С. 45–57.

61. Замкнутая система биологической оценки сточных вод / Л.Б. Доливо-Добровольский, Б.Т. Юрьев, А.Н. Терешина [и др.] // Водные ресурсы. –2015. – №2. – С.153–157.
62. Коронелли, Т. В. Принципы и методы интенсификации биологического разрушения углеводов в окружающей среде / Т. В. Коронелли // Прикладная биохимия и микробиология. – 2016. – Вып. 32. – № 6. – С. 579–585.
63. Сопрунова О.Б. Функционирование цианобактериальных сообществ в условиях техногенных экосистем /О.Б. Сопрунова // Вестник МГУ. – 2016. – Серия 16, №2. – С. 24–29.
64. Стальная И.Д. Современные методы в биохимии / И.Д. Стальная. – М.: Медицина, 2017. – С. 63–63.
65. Wrabel M.L. Effects of bioremediation on toxicity and chemical composition No.2 Fuel Oil: Growth responses of the brown alga *Fucus vesiculosus* / M.L. Wrabel, P. Peckol // Marine Pollution Bulletin. – 2015. – Vol. 40. – № 2. – P. 163–172.
66. Gogotov I.N. Degradation of xenobiotics by phototrophic microorganisms / I.N. Gogotov // Fate of pesticides and chemicals in the environment (edited by J.L. Schnoor). – J. Wiley & Sons. Inc. ,2018. – P. 243–258.
67. Рубцова С.І. Самоочищення морського середовища від вуглеводнів нафти у прибіжній зоні Севастополя: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спец. 03.00.17 „Гідробіологія” / С.І. Рубцова. – Севастополь, 2013. –19 с.
68. Synergistic relationship in algal-bacterial microcosms for the treatment of aromatic pollutants / X. Borde, B. Guieysse, A. Delgado [et al.] // Biorecourse technology. – 2013. – Vol. 86, № 3. – P. 293–300.
69. Lei A.P. Removal of pyrene by different microalgal species / A.P. Lei, Y.S. Wong, N.F.Y. Tam // Water science and technology. – 2012. – Vol. 46, № 11–12. – P. 195–201.

70. Lei A.P. Pyrene-induced changes of glutathione-S-transferase activities in different microalgal species / A.P. Lei, Y.S. Wong, N.F.Y. Tam // *Chemosphere.* – 2013. – Vol. 50, № 3. – P. 293–301.
71. Taur J.P. Comparative studies of the toxicity of petroleum oils and their aqueous extracts towards *Anabaena doliolum* / J.P. Taur, A.K. Singh // *Proc. Indian Acad. Sci.* – 2017. – Vol. 99, № 5. – P. 459–466.
72. Андрусyak Н.С. Застосування мікрокосмних моделей для визначення порушень трофічної структури річок західного регіону України, забруднених нафтопродуктами: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спец. 03.00.16 „Екологія” / Н.С. Андрусyak. – Київ, 2018. – 21 с.
73. Влияние соединений меди и нефтепродуктов на первичную продукцию дельты Волги / Т.Ф. Курочкина, В.А. Мумжу, О.В. Попова [и др.]. – *Водные ресурсы.* – 2016, №4. – с. 175–179.
74. Кондрик Е.К. Изучение комбинированного воздействия загрязнителей на фитопланктон Белого моря: автореф. дис. на соискание ученой степени канд. биол. наук: спец. 03.00.18 «Гидробиология» / Е.К. Кондрик. – М., 2019. – 24 с.
75. Щербак В.І. Методи визначення первинної продукції угруповань водоростей різних екологічних груп / В.І. Щербак // *Методологія гідроекологічних досліджень.* – Київ, 2014. – С. 14–26.
76. Щербак В.І. Структурно-функціональна організація фітопланктону Каховського водосховища в залежності від вмісту нафтопродуктів / В.І. Щербак, Н.В. Майстрова, Т.М. Шаповал // *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія.* – Київ: ВГЛ „Обрії”, 2015. – С. 121–130.
77. O'Brien P.Y. The effects of oils and oil components on algae / P.Y. O'Brien, P.S. Dixon // *Brit. Phycol. J.* – 2016. – № 11. – P. 142–146.
78. The toxicity of crude oil and its components to freshwater algae. Prevention and Control of Oil Spills / P. Kauss, T.C. Hutchinson, C. Soto [et al.] // *Proceed. Am. Pet. Inst. Environ. Protect. Agency Conf.* – 2013. – P. 703–714.

79. Toxic effects of some major polyaromatic hydrocarbons found in crude oil and aquatic sediments on *Scenedesmus subspicatus* / J.E. Djomo, A. Dauta, V. Ferrier [et al.] // *Water research*. – 2014. – Vol. 38, № 7. – P. 1817–1821.
80. Грубинко В.В. Перекисное окисление липидов и антиоксидантная защита у рыб (обзор) / В.В. Грубинко, Ю.В. Леус // *Гидробиол. журн.* – 2017.– т. 37, № 1. – С. 64–79.
81. Кобленц-Мишке О.И. Фотосинтез морского фитопланктона в зависимости от подводной облучённости / О.И. Кобленц-Мишке // *Физиология растений*. – 2019. – 26, № 5. – С. 918–919.
82. Курейшевич А.В. Влияние УФ-компоненты солнечного света на фотосинтетическую активность фитопланктона / А.В. Курейшевич, В.П. Гусейнова // *Материалы конф. «Первичная продукция водных экосистем» (Ярославль, Россия, 11-16 мая 2013 г.)*. – Ярославль, 2013 – С.54–55.
83. Курейшевич А.В. Сочетанное влияние некоторых загрязняющих веществ и ультрафиолетовой радиации на фотосинтез фитопланктона / А.В. Курейшевич, В.П. Гусейнова // *Гидробиол. журн.* – 2014. – Т. 40, – №6. – С.84–101.
84. Щербак В.И. Роль отдельных видов фитопланктона в формировании первичной продукции Киевского водохранилища / В.И. Щербак, М.И. Кузьменко // *Водные ресурсы*. – 2014. – Т. 8, № 3. – С. 286–294.