МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
УМАНСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ САДІВНИЦТВА

Факультет плодоовочівництва, екології та захисту рослин

Кафедра екології та безпеки життєдіяльності

Допущено до захисту:

Зав. кафедрою, доцент
_____ Ольга ВАСИЛЕНКО
«____» _____ 2023 р.

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

Тема роботи «ФІТОІНДИКАЦІЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ МАЛОЇ ВОДОЙМИ»

Виконала – студентка 4 курсу, групи 41-ек
Освітньої програми «Екологія»
Спеціальності 101 «Екологія»
Зінюк А. О.
Керівник – канд. с.-г. наук, доцент Василенко О.В.

Умань – 2023 року

ЗМІСТ

Стор.

ВСТУП…….....…….....3
РОЗДІЛ 1. СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ СТАНОВЛЕННЯ ФІТОІНДИКАЦІЙНИХ ПІДХОДІВ У СИСТЕМІ МОНІТОРИНГУ СТАНУ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ (огляд літератури)…….....5
РОЗДІЛ 2. УМОВИ, ОБ'ЄКТ ТА МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ..12
2.1. Кліматичні та погодні умови території проведення досліджень ……11
2.2. Об'єкт дослідження.....12
2.3. Методика проведення досліджень…….....….....13
2.4. Охорона праці при проведенні дослідницьких робіт……14
РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ…….....18
3.1. Дослідження характеру рослинного покриву навколо водного простору…….15
3.2. Визначення класу якості води за макрофітами……...……..18
ВИСНОВКИ…….....22
ПРОПОЗИЦІЇ…….24
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ……...…….....25
ДОДАТКИ……..29

ВСТУП

Водойми і водотоки мають важливе значення для функціонування екосистеми, пом’якшення мікроклімату та очищення повітря, ланки процесів водопостачання та водовідведення, осередки існування біорізноманіття, складові естетичної цінності ландшафту та місця відпочинку населення [1].

Актуальність теми. Господарська діяльність людини здебільшого негативно впливає на якість води, водних мешканців та всю екосистему водойми за рахунок механічного засмічення акваторій, теплового й хімічного забруднення вод, порушення природних умов формування стоку, недотримання водоохоронних зон, посилення рекреаційного тиску на гідроекосистему та прилеглі до неї ділянки [2]. Особливо вразливими до комплексного впливу антропогенних факторів середовища є паркові водойми, незначні розміри та відносно невеликі об’єми води яких обмежують можливості розбавлення забруднень та їх ефективну утилізацію водною екосистемою. Поряд із цим паркові водойми із їх різноманіттям рослинного і тваринного світу мають значний ландшафтно-естетичний потенціал. Збереження і розвиток таких водних об’єктів є важливим із позицій оптимізації всієї території та посилення її «зеленого каркасу» [3].

У системі сучасних підходів зручним інструментом для оцінки антропогенних змін гідроекосистем можуть слугувати макрофіти – вищі водні рослини та макроскопічні водорості, що є чутливими індикаторами стану водних екосистем, оскільки виконують у них цілий ряд важливих функцій та, реагуючи із запізненням, індикують не випадкові, а стійкі зміни середовища. Основними маркерами забруднення водойм є зміни видового складу та продуктивності фітоценозів, зміна едифікаторів та характеру заростання. Індикаторами екологічного стану водойми можуть бути також рясність та проективне покриття видів, особливості просторового розподілу водної рослинності та деякі інші показники [4].

Мета роботи. Метою роботи є фітоіндикаційна оцінка екологічного стану паркової водойми «Панський став» Синицького парку (Уманський район Черкаської області).

Для досягнення даної мети були поставлені наступні завдання:

– визначення понятійного апарату проблеми дослідження;

– дослідження характеру рослинного покриву навколоводного простору;

– визначення класу якості води за макрофітами;

– обчислення загального сумарного ступеня забруднення дослідженої водойми.

Наукове та практичне значення одержаних результатів.

На основі проведених власних досліджень досліджено видовий склад рослинності навколо водного простору. На основі такого дослідження визначено клас якості води за макролітами та, відповідно, обчислено загальний сумарний ступінь забруднення дослідженої водойми.

Об'єкт дослідження – штучна водойма Панський став на території Синицького парку Уманського району.

Предмет дослідження – ймовірні зміни компонентів довкілля, якіможна виявити за допомогою фіто індикаційних досліджень.

Апробація результатів досліджень була на Всеукраїнській студентській конференції Уманського національного університету садівництва весною 2023 року (додаток А).

РОЗДІЛ 1
СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ СТАНОВЛЕННЯ ФІТОІНДИКАЦІЙНИХ ПІДХОДІВ У СИСТЕМІ МОНІТОРИНГУ СТАНУ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ (огляд літератури)

Водні екосистеми є особливо чутливими до антропогенного впливу, а використання поверхневих вод для потреб агропромислового комплексу, галузей промисловості та комунального господарства, неминуче веде до погіршення їх екологічного стану, забруднення, поступового виснаження та деградації. Особливо ці явища позначаються на екологічному стані малих річок. Для ефективної оцінки стану об’єктів навколишнього середовища поряд з фізико-хімічними методами доцільно використовувати і біологічні, оскільки живі організми та їх угрупування нерозривно пов’язані з середовищем існування і досить швидко реагують на зміну умов місцезростання та наявність сторонніх впливів. Тому проблема фітоіндикації в системі моніторингу за станом поверхневих вод заслуговує значної уваги.

Сучасний розвиток суспільства характеризується значним збільшенням антропогенного навантаження на навколишнє середовище, що призвело до погіршення екологічного стану водних екосистем. Проблеми екологічного стану малих та середніх річок вивчали Й.В. Гриб, М.О. Клименко, В.І. Пічура, О.О. Бєдункова, Н.М. Вознюк, І.В. Гопчак, Ю.Р. Гроховська, Г.В. Коробкова, О.А. Ліхо, О.М. Мельник, В.П. Скиба, І.І. Статник, В.В. Сондак та ін. [6-16]. Окреме місце в загальній системі екологічного моніторингу посідають підходи біологічного моніторингу, які дозволяють оцінити зміни параметрів середовища за наявністю, життєздатністю та поведінкою організмів, визначити якість води, ґрунту, атмосфери, а також встановити ступінь їх забруднення. Поєднання методів хімічного аналізу з біологічними є основою сучасного екологічного моніторингу [17].

Широке застосування водних організмів в біоіндикаційних дослідженнях відбулось у XIX столітті, у зв’язку з різким погіршенням стану довкілля.

Поверхневі води суходолу в цій ситуації є найбільш чутливою до забруднення ланкою природного середовища. Для оцінки якості вод почали застосовувати методики з використанням біоіндикаторів.

Вищі водні рослини як індикатори зміни якості води поряд з іншими організмами знаходять широке застосування під час біологічного аналізу. Оцінкам екологічного стану водних екосистем за участю вищих водних рослин присвячені праці M. Grzybowski (1993), Ю.Р. Гроховської (2005), H. Ciecierska (2013), М.В. Боярин зі співавт. (2019), Т.П. Василюк з співавт. (2013), M. Dynowska (2013), І.В. Федорчук (2017), О.В. Клепець (2018), A.A. Alexeyeva et al. (2019) та ін. [18-21].

Біологічний контроль якості води має ряд переваг перед хімічними і фізичними методами, оскільки угруповання живих організмів віддзеркалюють усі зміни екологічного стану водного середовища, одночасно реагуючи на комплекс різноманітних чинників і забруднювачів. Основною причиною переходу до біологічного контролю є той факт, що угруповання водних організмів залежать від сукупної дії комплексу факторів у водоймах і, відповідно, відображають стан та якість поверхневих вод.

Головними методами біологічного моніторингу є біоіндикація і біотестування, які полягають в реєстрації будь-яких змін у біоті, викликаних антропогенними факторами [22]. Широке застосування водних організмів в біоіндикаційних дослідженнях відбулось у XIX столітті, у зв’язку з різким погіршенням стану довкілля і поверхневі води суходолу в цій ситуації виявились найбільш чутливою ланкою до забруднення природного середовища.

З другої половини XIX ст. набула розповсюдження оцінка стану поверхневих вод за допомогою фітопланктону. Це праці А. Хессела, К. Меца, що стосувались встановлення залежності видового складу гідробіонтів від хімічного складу води в т. ч. від наявності органічних речовин. Основні принципи біоіндикації були розроблені Кольквітцем (R. Kolkwitz) і Марсоном (M. Marsson) на початку XX ст.

Система сапробності Кольквітца-Марсона і її модифікації знайшла широке застосування і сьогодні вважається класичною. Багаторічний досвід

учених різних країн в галузі контролю за станом навколишнього середовища показав необхідність введення біоіндикації в систему моніторингу екологічного середовища, оскільки [14]:

- інформація про забруднення навколишнього середовища на підставі лише фізико-хімічних показників є недостатньою, а комбіноване застосування фізико-хімічних та біологічних методів розширює можливості для виявлення причинно-наслідкових зв'язків стану об'єктів навколишнього середовища та факторів впливу на них;

- виникає необхідність аналізувати невідомі забруднювачі, що потребує специфічних методів аналізу, до того ж біоіндикатори реагують на широкий спектр впливів та швидко проявляється реакція-відповідь;

- біомоніторинг заснований на оцінці екологічного стресу, що дозволяє на підставі реакції біоіндикаторів прогнозувати впливи полютантів саме на біоту.

Для оцінки якості води використовують практично всі групи організмів, включаючи планктонні і бентосні безхребетні, найпростіші, водорості, макрофіти, бактерії і риби [23]. Питання проведення фітоіндикаційних досліджень висвітлено у працях багатьох науковців. Зокрема в роботах Я.П. Дідуха [22] розглянуті особливості дослідження вищих водних рослин з метою визначення рівня евтрофності водойм, забруднення важкими металами та хімічними сполуками, засолення, коливання рівня водної поверхні, розвитку акумулятивно-ерозійних процесів та ін.

Фітоіндикаційні дослідження за допомогою вищих судинних рослин проводяться в багатьох країнах. В країнах пострадянського простору таку оцінку здійснюють на основі визначення біологічного індексу макрофітів згідно методики IBMR.

У Великобританії використовують систему Mean Trophic Ranc (MTR), у якій представлено 128 видів макрофітів, серед яких визначальними є вищі рослини, в меншій кількості представлені мохи та водорості. Ця методика використовується також в інших європейських країнах (Польщі, Іспанії, Чехії та ін.). З 2008 р. для проведення моніторингу макрофітів у Великобританії використовується також система River Nutrient Macrophyte Index.

У Німеччині створено та апробовано методику, що дозволяє оцінити ступінь загальної деградації річок, де за ступенем забруднення водних об'єктів органічними речовинами виділяють 4 класи якості води. У 2004 р. створено System Reterence Index (RI). Цей метод використовується в системі моніторингу річок для оцінки екологічного стану поверхневих вод відповідно до Водної Рамкової Директиви ЄС. Дослідження у Франції проводяться згідно методики IBMR, в якій поєднуються два біоіндикаційні показники [24]. Один показник показує рівень трофності середовища, другий – визначає ступінь екологічної толерантності виду. Ця система цінується серед науковців різних європейських країн з огляду на великий перелік показників та вагомість кожного показника. Для оцінки екологічного стану річок Скандинавських країн використовується оригінальна методика, розроблена науковцями Данії. Основою її є індекси біорізноманіття, обраховані за показниками Шеннона-Уівера.

Польська Методика макрофітної оцінки річок (Makrofitowa Metoda Oceny Rzek або MMOR) спирається на англійську методику Mean Trophic Ranc (MTR) та французьку методику Indice Biologique Macrophytique en Riviere (IBMR). Вперше була апробована у 2006 р. і заснована на визначенні кількісних і якісних показників оцінки водних і прибережних вищих судинних рослин, представлених на досліджуваному відрізку водного об'єкту.

Результати ботанічного дослідження співставлялись з обрахованим показником макрофітного індексу (Makrofitowy Indeks Rzeczny (MIR), який дозволяє здійснити оцінку екологічного стану у відповідності з Водною Рамковою Директивою ЄС. З 2007 р. методика MMOR застосовується в системі державного моніторингу навколишнього середовища Польщі [21], а також впроваджується в моніторинг поверхневих вод в інших країнах. Г.В. Коробкова вперше на території України використала методику MMOR, адаптувавши її для оцінки екологічного стану річки Сіверський Донець. У праці K. Szoszkiewicza, S. Jusika та ін. [23] проведено порівняльний аналіз ефективності індексу MIR іншими макрофітними індексами. Для оцінки автори застосували шість європейських методик оцінки річок за макрофітами, а саме: MMOR, IBMR, MTR, RMNI, ITEM та IR. Більшість з них були адаптовані до вимог Водної

рамкової директиви щодо екологічної оцінки вод річок. У підсумку дослідження було виявлено, що кількість індикаторних видів для окремих методик була різною. Найбільше видів рослин було використано для методики RMNI (112 видів) та ITEM (100 видів). Для методики MMOR можна було застосувати 97 індикаторних видів. Деякі види, що входять до інших європейських фітоіндикаційних методик, як індикаторні, не використовуються для обчислення MIR через їхню широку екологічну толерантність, наприклад, Phragmites australis або Carex pseudocyperus.

Методика MMOR добре адаптована для екологічного моніторингу річок у Польщі та реагує на трофічну деградацію, що є основною проблемою поверхневих вод країни. Необхідно відзначити, що для моніторингу поверхневих вод доцільно розробляти місцеві методики оцінки екологічного стану річок з метою більш точного виявлення локальних загроз. Важливо також коригувати списки індикаторних видів для різних екологічних умов, що забезпечить використання методики MMOR для оцінки екологічного стану річок у Європі.

Отже, в умовах спрямування України до інтеграції в європейську спільноту стає важливим завданням вивчення досвіду європейських країн з питань моніторингу, використання та охорони природних вод, порівняння основних завдань і принципів водного законодавства країн Європейського Союзу та України. Висновки і пропозиції. Моніторинг та індикація якості навколишнього середовища з використанням місцевих видів організмів, за останні десятиліття, помітно вдосконалились та набули офіційного визнання. У багатьох країнах світу до державної системи екологічного моніторингу поверхневих вод включені фітоіндикаційні дослідження. Даний підхід передбачено і в ратифікованій Україною Водній рамковій директиві ЄС. Перспективи використання методів фітоіндикації доведено в чисельних наукових публікаціях, присвячених визначенню ступеня впливу антропогенних факторів на формування стану річкових екосистем, оцінки їх трофічних характеристик та прогнозуванню змін якості води. На даний в країнах ЄС фітоіндикаційні дослідження включені в систему екологічного моніторингу

поверхневих вод. Однак, особливості окремих річкових басейнів та відсутність систематичних комплексних спостережень за станом водних об’єктів у нашій країні, потребує виваженого ставлення до адаптації європейських підходів при моніторингу екологічного стану річок.

РОЗДІЛ 2
УМОВИ, ОБ’ЄКТ ТА МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Кліматичні та погодні умови території проведення досліджень

Синѝця – село в Україні, у Паланській сільській громаді Уманського району Черкаської області. Розташоване на обох берегах річки Синиця (притока Південного Бугу) за 17 км на південний захід від міста Умань. Населення становить 895 осіб.

Христѝнівський район (з 1923 по 1925 рр. – *Орадівський район*, з 1925 по 1931 рр. – *Верхняцький район*) – колишня адміністративно-територіальна одиниця Черкаської області. Утворений 1923 року та ліквідований 2020. Після ліквідації, територія району увійшла до складу Уманського району.

Площа – 632 км² (3 % від площі області). Адміністративний центр – місто Христинівка. Дата утворення: 1923 р. Від районного центру міста Христинівки до міста Черкаси 213 км. Межував з півночі з Монастирищенським районом, з північно-східної сторони – з Жашківським районом, з східної та південної – з Маньківським та Уманським районами Черкаської області, з західної – з Теплицьким і Гайсинським районами Вінницької області.

Загальна земельна площа району становить 63218 га, або 3 % території області. Землі сільськогосподарського призначення становлять 52261 га, в тому числі рілля – 49959 га, багаторічні насадження – 685 га, пасовища – 679 га, сіножаті – 940 га.

Природні ресурси представлені площею лісового фонду 4376 га, водного фонду – 823,2 га, землі під відкритими розробками, кар'єри – 42,1 га.

На території району містяться родовища торфу і цегляно-черепної глини. Поклади торфу містяться в селах Івангород, Талалаївка, Сичівка, суглинки і глини в селах Веселівка та Христинівка. У районі є 3 гранітні кар'єри, які зараз не працюють, 2 жорствяні та 1 піщаний.

Територія Христинівського району розташована в Західній частині Черкаської області в лісостеповій зоні України. Рельєф району плоско рівнинний, з особливо цінними ґрунтами – чорноземами та сіро опідзоленими, які займають 70 % площі.

Клімат у районі помірно континентальний. Середня температура повітря по багаторічних даних 6,8 градусів С. Сума річних опадів – 490-520 мм. Відносна вологість повітря 77 %. Географічна мережа району представлена річками Кублич, Удич, Синиця, Сорока, Уманка та іншими. Загальна довжина річок 100,9 км. Адміністративно-господарським і культурним центром є м. Христинівка.

2.2. Об’єкт дослідження

Фітоіндикаційні дослідження екологічного стану водойми виконані протягом польового сезону 2022 р. на прикладі штучної водойми Панський став на території Синицького парку Уманського району (рис. 2.1).



Рис. 2.1. Панський став (с. Синиця Уманського району Черкаської області)

Територія цього парку знаходиться серед щільної, приватного типу забудови та агроценозами. Це створює додаткові ризики надходження до поверхневих вод даної місцевості разом із поверхневим стоком від порушеного водозбору забруднень комунального (тверді та рідкі відходи) та сільськогосподарського (мінеральні добрива, засоби захисту рослин) походження, продуктів ґрунтової ерозії тощо.

Досліджувана водойма знаходиться у західній частині парку і ділиться старовинним мостом. Являє собою ставок-копанку витягнутої форми із заходу на схід. За даними водогосподарського паспорту цього ставка його середня глибина – 1,9 м, максимальна – 2,7 м. Прозорість води у вегетаційний сезон досягає 60 см. Донні відклади – суглинки в комбінації з мулом.

2.3. Методика проведення досліджень

Фітоіндикаційна оцінка екологічного стану паркової водойми Черкаської було проведено в 2022 році.

Екологічні показники водойми встановлені на основі стандартних методик [25], а також шляхом аналізу літературних відомостей [26] і даних водогосподарського паспорту (2007).

Визначення показників флори та рослинності макрофітів проведене із застосуванням традиційних у гідроботаніці методик [27]. Назви таксонів вищих рослин подані за номенклатурним списком судинних рослин України [28]. Екологічну диференціацію флори досліджених водних об’єктів здійснювали на основі підходів В.Г. Папченкова (2003), синантропний статус видів визначали згідно спискуВ.В. Протопопової (1991) [29].

Індикаторне значення видів у фітоценозах встановлене згідно монографії «Макрофіти-індикатори» [30], відношення видів до сапробності – за відповідними списками для макрофітів. Визначення класу якості води за макрофітами здійснене із застосуванням макрофітного індексу, а також згідно методики О.І. Єгорової (2007) [31].

Підрахунок площ заростей водної рослинності здійснені окомірно. Визначення надземної фітомаси макрофітів поведене у період максимального розвитку водної рослинності (липень-серпень) шляхом відбору укосів у трикратній повторності на облікових ділянках фітоценозів площею 0,5-1,0 м^2. Всього відібрано 9 укосів рослинності різних екологічних груп.

2.4. Охорона праці при проведенні дослідницьких робіт

Керівник досліджень є відповідальним за збереження життя і здоров'я здобувачів освіти під час дослідницьких робіт біля водойми; організовує вивчення здобувачами освіти правил і норм з охорони праці, безпеки життєдіяльності; проводить інструктажі із здобувачами освіти з охорони праці під час проведення досліджень; здійснює контроль за виконанням здобувачами освіти правил (інструкцій) з безпеки; проводить профілактичну роботу щодо запобігання травматизму серед здобувачів освіти під час дослідницького процесу; проводить профілактичну роботу серед здобувачів освіти щодо вимог особистої безпеки (дії у надзвичайних ситуаціях, дорожній рух, участь у масових заходах, перебування в громадських місцях, на об'єктах); при настанні під час дослідницького процесу нещасного випадку вживає заходів, передбачених Положенням про порядок розслідування нещасних випадків [32].

РОЗДІЛ 3
РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

3.1. Дослідження характеру рослинного покриву навколоводного простору

Оскільки стан водної екосистеми безпосередньо залежить від особливостей прилеглого ландшафту [11], то важливо з'ясувати характер рослинного покриву навколо малої паркової водойми, який зазнає комплексного антропогенного впливу від стихійної рекреації (витоптування, розведення вогнищ, засмічення), викошування тощо.

Рослинний покрив прилеглого до досліджуваної паркової водойми простору представлений луками на основі *Elytrigia repens* (L.) *Nevski, Poa pratensis* L., *Trifolium repens* L., *Dactylis glomerata* L.. Особливо помітною є участь рудеральних видів місцевої флори (*Polygonum aviculare* L., *Plantago major* L., *Taraxacum officinale* Wigg. aggr., *Sisymbrium officinale* (L.) Scop., *Arctium tomentosum* Mill., *Heracleum sibiricum* L., *Urtica dioica* L., *Chelidonium majus* L., *Cirsium setosum* (Willd.) Besser), а також деяких заносних (*Ambrosia artemisifolia* L., *Phalacroloma annuum* (L.) Dumort.).

Серед представників гігрофільного різнотрав'я, що зростають по урізу води ставка та на ділянках берега зі змінним рівнем зволоження, слід відзначити *Ranunculus repens* L., *Myosoton aquaticum* (L.) Moench, *Lycopus europaeus* L., *Rumex x pratensis* Mert. & W.D.J. Koch (*R. crispus* x *R. obtusifolius*), *Persicaria maculosa* S.F. Gray, *Solanum dulcamara* L., *Calystegia sepium* (L.) R.Br., *Sonchus palustris* L., *Eupatorium cannabinum* L., *Tussilago farfara* L., *Impatiens glandulifera* Royle (останній вид є адвентивним).

По берегах ставу відмічено стихійне поширення *Ulmus minor* Mill. та адвентивного *Acer negundo* L. Затінення водного дзеркала складає близько третини площі акваторії ставу.

Оскільки бур'яни та рослини чужорідного походження оселяються на вторинних місцезростаннях із трансформованим природним ґрунтово-

рослинним покривом, фільтраційна функція останнього щодо перехоплення забруднень поверхневого стоку помітно погіршується. Тому констатована рудералізація та адвентизація флори навколоводного простору досліджуваної водойми може опосередковано свідчити і про порушення природних умов формування якості води.

Особливості рослинності водних макрофітів. Рослинність макрофітів дослідженої паркової водойми відрізняється одноманітним флористичним і ценотичним складом. Водна флора нараховує усього 7 видів вищих макрофітів, що належать до різних екологічних типів (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Видовий склад вищих макрофітів дослідженої водойми та їх проективне покриття

№	Латинська назва	Українська назва	Екотип	Проективне покриття, %
1.	*Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid	Спіродела багатокоренева	гідрофіт	54
2.	*Typha latifolia* L.	Рогіз широколистий	гелофіт	62
3.	*Lemna minor* L.	Ряска мала	гідрофіт	48
4.	*Potamogeton crispus* L.	Рдесник кучерявий	гідрофіт	<5
5.	*Rumex hydrolapathum* Huds.	Щавель прибережний	гігро-гелофіт	<1
6.	*Ceratophyllum demersum* L.	Кушир занурений	гідрофіт	14
7.	*Lythrum salicaria* L.	Плакун верболистий	гігро-гелофіт	<1

У розпал вегетаційного сезону (липень-серпень) вся акваторія ставу вкрита вільноплаваючою рослинністю на основі *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid та *Lemna minor* L. із майже однаковою участю кожного виду та загальним проективним покриттям (ПП) до 100%.

На дні водойми у її прибережній зоні відмічено потужний розвиток нитчастих водоростей, які активно вегетують у другій половині весни - першій

половині літа до розвитку вільноплаваючої рослинності, а після вегетації спливають на поверхню води. Занурену рослинність на основі нитчастих водоростей доповнюють також розріджені зарості невкоріненого гідрофіта *Ceratophyllum demersum* L. (ПП у межах 10%) за участю поодиноких рослин вкоріненого гідрофіта *Potamogeton crispus* L.

Пояс гелофітів несуцільний, складається із розріджених (ПП до 60%, щільність заростей домінанта близько 65 екз./м^2) завширшки 0,5-1(3) м угруповань *Typha latifolia* L., серед яких трапляються окремі особини гігрогелофітів *Rumex hydrolapathum* Huds. і *Lythrum salicaria* L. Зарості повітряно-водної рослинності поширені уздовж майже половини периметру всього ставу (рис. 3.1).

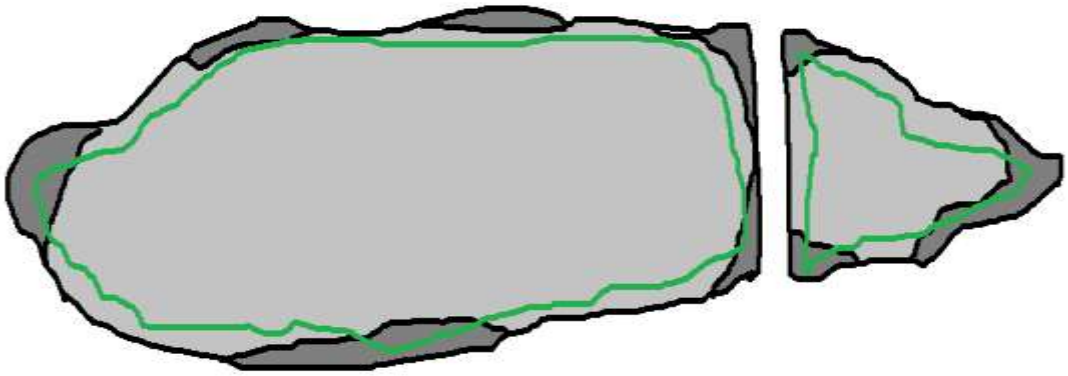


Рис. 3.1. Схема заростання досліджуваної водойми

угруповання *Typha latifolia*
угруповання *Lemna minor* + *Spirodela polyrrhiza*
зона поширення зануреної рослинності на основі нитчастих водоростей

У порівнянні з літературними даними 2012 р. [8], у структурі водної рослинності виявлено деякі зміни. Так, вільноплаваючі ценози раніше формувалися виключно із *Spirodela polyrrhiza*, яка тепер співдомінує із *Lemna minor*. Це може свідчити про деяке зниження процесів евтрофування водойми, оскільки оптимальний рівень трофності водного середовища (тобто насиченості води поживними речовинами, насамперед сполуками азоту і фосфору) для *Lemna minor* є дещо нижчим, ніж для *Spirodela polyrrhiza* [12]. Але в будь-якому разі, просторовий розвиток ряскових заростей у водоймі є надмірним, що

створює затінення ґрунту, стримує поширення інших видів рослин та обмежує розселення безхребетних тварин. При цьому накопичується значна фітомаса, яка потребує механічного видалення. Крім того, відмічено деяке збільшення площі угруповань *Typha latifolia*, що сигналізує про поступові процеси заболочування ставка [13].

3.2. Визначення класу якості води за макрофітами

В основі методу визначення якості води за макрофітним індексом [13] лежить закономірна зміна індикаторних груп видів макрофітів, що відбувається у водоймі відповідно до зростання рівня забруднення та погіршення якості води, насамперед у результаті антропогенної евтрофікації. Серед загального різноманіття макрофітів тільки порівняно невелика частина має відносно чіткі індикаторні властивості та може бути використана для визначення якості води.

Види макрофітів зі схожою реакцією на забруднення були об’єднані у 7 індикаторних груп. Визначивши наявність у водоймі видів певної індикаторної групи та порахувавши загальну кількість макрофітів, що росте тут, можна розрахувати макрофітний індекс (МІ), який і буде показником екологічного стану водойми та якості води. Визначення МІ проводиться за спеціально розробленою таблицею (табл. 3.2) [13]. Чим вище значення МІ, тим кращі екологічні умови у водоймі та якість води в ній.

Аналіз отриманих гідроботанічних даних за матрицею таблиці для визначення макрофітного індексу, показав, що оскільки загальна кількість видів макрофітів складає 7 і наявні види із VI індикаторної групи - кушир занурений із ПП до 10% та ряски (ряска мала та спіродела багатокоренева, ПП кожного виду не перевищує 50%), то на перетині відповідних рядка таблиці (VI індикаторна група макрофітів, ПП < 60%) зі стовпчиком кількості видів (від 5 до 10) маємо: МІ = 3, отже, клас якості води IV - брудна.

Таблиця 3.2.

Визначення макрофітного індексу дослідженої водойми

Індикаторні групи макрофітів			Загальна кількість наявних видів		
			<5	5-10	11-25
I	Молодильник озерний, харові водорості (більше одного виду), водні мохи, водопериця черговоквіткова, рдесник альпійський		-	10	9
II	Комплекс вузьколистих рдесників (крім рдесників гребінчастого та малого), гірчак земноводний, водяний жовтець плаваючий, альдрованда пухирчаста		-	9	8
III	Комплекс широколистих рдесників та рдесників із плаваючими листками, глечики жовті, елодея канадська, водопериця кільчаста, кушир підводний, водяний жовтець водний		-	8	7
IV	Латаття біле та латаття сніжно-біле, водопериця колосиста, водяний жовтець закручений, рдесник гребінчастий		-	5	6
V	Різак алоєвидний, пухирник звичайний		3	4	-
VI	Кушир занурений, ряски	ПП < 60%	2	3	-
		ПП > 60%	2	2	-
VII	Нитчасті водорості		1	1	-

Значення МІ: 9-10 балів - I клас якості води, дуже чиста; 7-8 балів - II клас якості, чиста; 5-6 балів - III клас якості води, забруднена; 3-4 бали - IV клас якості води, брудна; 1-2 бали - V клас якості води, дуже брудна.

Таким чином, клас якості води дослідженої водойми, розрахований за макрофітним індексом, ідентифікується як «брудна».

Принцип методики визначення класу якості води за видовим різноманіттям макрофітів (за О.І. Єгоровою, 2007) [3] полягає у виявленні у водному середовищі індикаторних видів рослин, адаптованих до певного ступеня забруднення водного середовища (від дуже слабкого до дуже сильного, що виражається відповідно градаціями від 1 до 5) з урахуванням частоти

трапляння цих видів (як певної величини, що характеризує кількісний внесок виду у формування рослинного покриву).

Через обмежену широту вибірки облікових гідроботанічних майданчиків методику було адаптовано шляхом заміни показника частоти трапляння (відношення числа ділянок, на яких вид був присутній, до загальної їх кількості) показником проективного покриття макрофітів, оціненого у балах із використанням модифікованої шкали Браун-Бланке: 1 бал - вид присутній одинично, 2 - ПП до 5%, 3 - 5-25%, 4 - 25-50%, 5 - 50-75%, 6 - більше 75% [13].

Методика передбачає врахування кількісних даних не всіх водних макрофітів, а тільки гідрофітів, тобто справжніх водних рослин, які найтісніше пов’язані із водним середовищем і найбільше від нього залежні протягом всіх стадій свого розвитку [15].

Так як у водоймі присутні кілька індикаторних видів, що можуть характеризувати екотопи із різним ступенем забрудненості, то слід визначати загальний сумарний ступінь забруднення. З цією метою підраховують суму усіх показників ПП рослин- індикаторів. Знаходять добуток ступеня забруднення, на який вказують рослини-індикатори, та їх проективного покриття, а потім складають ці добутки для всіх індикаторних видів, виявлених у даній водоймі. Отриману суму добутків ділять на суму проективного покриття. Цей коефіцієнт покаже загальний сумарний ступінь забруднення (табл. 3.3). Інтервал точності для статистичної надійності складає 95%. Загальний сумарний ступінь забруднення обчислюється з точністю до 0,1.

Таблиця 3.3

Обчислення загального сумарного ступеня забруднення дослідженої водойми

№	Індикаторна група макрофітів (гідрофіти)	Характерний для виду ступінь забруднення екотопу (1)	Бал проективного покриття (2)	(1) х (2) = (3)
1.	*Ceratophyllum demersum* L.	5	4	20
2.	*Potamogeton crispus* L.	4	2	8
3.	*Lemna minor* L.	5	5	25
4.	*Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid	5	5	25
			∑ (2)= 16	∑ (3) = 78
	Загальний сумарний ступінь забруднення		∑ (3) : ∑ (2) = 78 : 16 = 4,9	

Отже, загальний ступінь забруднення досліджуваної водойми складає 4,9, що відповідає ступеню її забруднення «сильно забруднена».

Таким чином, оцінка якості води дослідженої малої паркової водойми із використанням натурних даних по індикаторних видах макрофітів за незалежними методиками показує подібні результати – передостанню рангову позицію кількісної міри забруднення води за градаціями (класи якості, ступені забруднення) шкал, що відображають прогресивне погіршення якості (наростання забруднення).

Причинами встановлених негараздів може виступати забруднення води від приватної забудови села, вторинне забруднення води ставка при відмиранні рослинності в умовах сповільненого водообміну, надходження органічних речовин у складі поверхневого стоку із агроценозів, руйнування цілісності рослинного покриву на прилеглих до водойми ділянках внаслідок витоптування, засмічення території тощо.

ВИСНОВКИ

1. Рослинний покрив прилеглого до досліджуваної паркової водойми простору представлений луками на основі *Elytrigia repens* (L.) *Nevski, Poa pratensis* L., *Trifolium repens* L., *Dactylis glomerata* L.. Особливо помітною є участь рудеральних видів місцевої флори.

2. По берегах ставу відмічено стихійне поширення *Ulmus minor* Mill. та адвентивного *Acer negundo* L. Затінення водного дзеркала складає близько третини площі акваторії ставу.

3. Рудералізація та адвентизація флори навколоводного простору досліджуваної водойми може опосередковано свідчити і про порушення природних умов формування якості води.

4. Рослинність макрофітів дослідженої паркової водойми відрізняється одноманітним флористичним і ценотичним складом. Водна флора нараховує усього 7 видів вищих макрофітів, що належать до різних екологічних типів.

5. У розпал вегетаційного сезону (липень-серпень) вся акваторія ставу вкрита вільноплаваючою рослинністю на основі *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid та *Lemna minor* L. із майже однаковою участю кожного виду та загальним проективним покриттям (ПП) до 100%.

6. Пояс гелофітів несуцільний, складається із розріджених (ПП до 60%, щільність заростей домінанта близько 65 екз./м^2) завширшки 0,5-1(3) м угруповань *Typha latifolia* L., серед яких трапляються окремі особини гігрогелофітів *Rumex hydrolapathum* Huds. і *Lythrum salicaria* L.

7. Вільноплаваючі ценози раніше формувалися виключно із *Spirodela polyrrhiza*, яка тепер співдомінує із *Lemna minor*. Це може свідчити про деяке зниження процесів евтрофування водойми.

8. Аналіз отриманих гідроботанічних даних за матрицею таблиці для визначення макрофітного індексу, показав, що оскільки загальна кількість видів макрофітів складає 7 і наявні види із VI індикаторної групи - кушир занурений із ПП до 10% та ряски (ряска мала та спіродела багатокоренева, ПП кожного виду не перевищує 50%), то на перетині відповідних рядка таблиці (VI

індикаторна група макрофітів, ПП < 60%) зі стовпчиком кількості видів (від 5 до 10) маємо: МІ = 3, отже, клас якості води IV - брудна.

9. Так як у водоймі присутні кілька індикаторних видів, що можуть характеризувати екотопи із різним ступенем забрудненості, то слід визначати загальний сумарний ступінь забруднення. Загальний ступінь забруднення досліджуваної водойми складає 4,9, що відповідає ступеню її забруднення «сильно забруднена».

10. Причинами встановлених негараздів може виступати забруднення води від приватної забудови села, вторинне забруднення води ставка при відмиранні рослинності в умовах сповільненого водообміну, надходження органічних речовин у складі поверхневого стоку із агроценозів, руйнування цілісності рослинного покриву на прилеглих до водойми ділянках внаслідок витоптування, засмічення території тощо.

ПРОПОЗИЦІЇ

Оскільки причинами неналежної якості води водойми може виступати забруднення води від приватної забудови села, вторинне забруднення води ставка при відмиранні рослинності в умовах сповільненого водообміну, надходження органічних речовин у складі поверхневого стоку із агроценозів, руйнування цілісності рослинного покриву на прилеглих до водойми ділянках внаслідок витоптування, засмічення території, то для адміністрації парку рекомендується застосовувати методи фітоіндикації для дешевого та об’єктивного аналізу стану водойми.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Шевчук С.А., Шевченко І.А. Визначення екологічного стану водосховищ за допомогою методів дистанційного моніторингу. Меліорація і водне господарство. 2012. Вип. 100. Том 2. С. 42-52.

2. Шевчук С.А., Шевченко І.А. З'ясування екологічного стану Київських водойм з використанням методів дистанційного зондування Землі // Українська географія: сучасні виклики: тези доповіді XII з'їзду Українського географічного товариства. К., 2016. Т. III. С. 170-172.

3. Klepets O.V. State and prospects of optimization the plant cover of hydrophilic ecotopes of the Poltava botanical garden // Біологія та екологія. 2016. Т. 2, №1. С. 56-67.

4. Мальцев В.І., Карпова Г.О., Зуб Л.М. Визначення якості води методами біоіндикації: наук.-метод. посіб. Київ: Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАН України, Інститут екології НЕЦ України, 2011. 112 с.

5. Giri, Subhasis & Qiu, Zeyuan. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review. Journal of Environmental Management, 2022. 173. P. 41-48. 10.1016/j.jenvman.2016.02.029.

6. Гриб Й.В., Клименко М.О., Сондак В.В., Гринюк В.І., Войтишина Д.Й. Відродження систем трансформованих басейнів річок та озер. Рівне: НУВГП, 2022. 246 с.

7. Клименко М.О., Гроховська Ю.Р. Оцінка екологічного стану водних екосистем річок басейну Прип’яті за вищими водними рослинами. Рівне: НУВГП, 2015. 194 с.

8. Клименко М.О., Прищепа А.М., Статник І.І., Бєдункова О.О., Буднік З.М. Особливості зміни гідрохімічного режиму р. Іква під дією антропогенної діяльності. Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Сільськогосподарські науки. 2018. Вип. 1. С. 40-50.

9. Бєдункова О.О. Методика проведення інтегральної діагностики «здоров'я» річкових гідроекосистем за цитогенетичним гомеостазом риб (експрес MN-тест). Рівне: НУВГП, 2016. 31 с.

10. Вознюк Н.М., Копилова О.М. Моніторинг поверхневих вод р. Стир за гідрохімічними показниками. Вісник НУВГП: зб. наук. праць. Рівне: НУВГП, 2016. Вип. 2(74). С. 115-122.

11. Гопчак І.В. Екологічна оцінка стану поверхневих вод: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук: 11.00.07. Київ: Київ. нац. у-т імені Т. Г. Шевченка, 2021. 20 с.

12. Коробкова Г.В. Використання макрофітних індексів для оцінки екологічного стану поверхневих вод України. Людина та довкілля. Проблеми неоекології. 2020. № 1-2(27). С. 62-70.

13. Ліхо О.А., Гроховська Ю.Р., Веремійчик І.А. Оцінка якості води р. Турія за індексом фітоіндикації. Вісник Львівського університету. Серія географічна. 2009. Вип. 37. С. 158-163.

14. Мельник В.Й. Екологічні нормативи якості води річок в межах Рівненської області: монографія. Рівне: О. Зень, 2015. 290 с. 387

15. Пічура В.І., Шахман І.О., Бистрянцева А.М. Просторово-часова закономірність формування якості води в річці Дніпро. Біоресурси і природокористування. 2018. Т. 10, №1-2. С. 44-57.

16. Скиба В.П., Вознюк Н.М. Екологічна оцінка якості поверхневих вод р. Молочна. Науковий вісник НУБіП України. Сер. Біологія, біотехнологія, екологія. 2018. № 287. С. 33-43

17. Бессонова В.П. Методи фітоіндикації в оцінці екологічного стану довкілля: навч. посіб. Запоріжжя: ЗДУ, 2001. 196 с.

18. Grzybowski M. Biowskazniki stanu zanieczyszczenia srodowiska. Biologia w Szkole n. 5, 2023. С. 241-244.

20. Федорчук І.В., Козак М.І. Макрофіти басейну річки Мукша в різних умовах впливу антропогенного пресу. Природничий альманах (біологічні науки). Херсон: ХДУ, 2015. Вип. 12. С. 267-274.

21. Ciecierska H., Dynowska M. Biologiczne metody oceny stanu srodowiska. Tom 2. Ekosystemy wodne. Podrecznik metodyczny. Olsztyn, 2013. 312 P.

22. Дідух Я.П. Основи біоіндикації: моногр. Київ: Наукова думка, 2012. 343 с.

23. Szoszkiewicz K., Jusik S., Lewin I., Czerniawska-Kusza I., Kupiec J. M., Szostak M. Macrophyte and macroinvertebrate patterns in unimpacted mountain river of two European ecoregion. Hydrobiologia. 2018. 805. P. 327-342.

24. Слободян В.О. Біоіндикація: підруч. Івано-Франківськ: Полум'я, 2004. 196 с

25. Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. НАН України. Ін-т гідробіології. Київ: ЛОГОС, 2006. 408 с

26. Клепець О.В. Стан і перспективи використання водойми Полтавського ботанічного саду // Збереження та реконструкція ботанічних садів і дендропарків в умовах сталого розвитку: матеріали IV міжнар. наук. конф. (до 225-річчя Державного дендрологічного парку «Олександрія» НАН України), (м. Олександрія, 23-26 верес. 2013 р.). Ч. ІІ. Біла Церква, 2013. С. 21-23.

27. Клепець О.В. Використання інформаційних технологій при вивченні міських водойм // Методика викладання природничих дисциплін у вищій і середній школі: матеріали міжнар. наук.-практич. конф. «XIX Каришинські читання» (м. Полтава, 17-18 трав. 2021 р.). Полтава: Астрая, 2021. С. 279-282.

28. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular plants of Ukraine: a nomenclatural cheklist. Kiev, 2019. 345 p.

29. Протопопова В.В. Синантропна флора України та шляхи її розвитку. Київ: Наукова думка, 1991. 204 с.

30. Дубина Д.В., Гейни С., Гроудова З. Макрофіти-індикатори змін природного середовища. Київ: Наук. думка, 2003. 435 с.

31. Мальцев В.І., Карпова Г.О., Зуб Л.М. Визначення якості води методами біоіндикації: наук.-метод. посіб. Київ: Науковий центр

екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАН України, Інститут екології НЕЦ України, 2011. 112 с.

32. Млавець Ю.Ю. Охорона праці (конспект лекцій). Ужгород: ДВНЗ “УжНУ”, 2021. 56 с.

ДОДАТКИ