

Міністерство освіти і науки України

Луцький національний технічний університет

(повне найменування вищого навчального закладу)

Факультет аграрних технологій та екології

(повне найменування факультету)

Кафедра екології

(повна найменування кафедри)

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА
ЗА СТУПЕНЕМ ВИЩОЇ ОСВІТИ «МАГІСТР»
**ВИЩІ ВОДНІ РОСЛИНИ ЯК
ІНДИКАТОРИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ
РІЧКИ СТИР**

спеціальність

101 Екологія

(шифр і назва спеціальності)

освітня програма

«Екологія»

(назва освітньої програми)

Виконав: здобувач вищої освіти
групи ЕОСмз - 21

ГЕРАСИМЧУК Леся Володимирівна

(підпис)

Керівник:

к.і.н., доцент

Іванців Василь Володимирович

(підпис)

Кваліфікаційну роботу
допущено до захисту
«__» _____ 20__ р.

к.геогр.н., доцент

Гарант освітньої програми:

Федонюк Микола Ананійович

(підпис)

Луцьк – 2025 рік

ЛУЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Факультет аграрних технологій та екології

Кафедра екології

Ступінь вищої освіти: магістр

Галузь знань: 10 Природничі науки

Спеціальність: 101 Екологія

Освітня програма : « Екологія»

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри

«__» _____ 202__ р.

ЗАВДАННЯ

НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ ЗДОБУВАЧУ ВИЩОЇ ОСВІТИ

ГЕРАСИМЧУК Лесі Володимирівні

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема кваліфікаційної роботи:

«Вищі водні рослини як індикатори екологічного стану річки Стир»

Керівник роботи: Іванців Василь Володимирович, к. і. н., доцент

затверджені наказом закладу вищої освіти від 04.02.2025 р. № 62/01-02 2.

Термін подання здобувачем вищої освіти кваліфікаційної роботи: 01 грудня 2025 р.

3. Вихідні дані до роботи: літературні джерела, статистична та довідкова література, інформація з відкритих джерел, інтернет ресурси.

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, що потрібно розробити):
1)Провести інвентаризацію флористичного складу та проаналізувати структуру угруповань макрофітів на дослідних ділянках річки Стир й кількісно оцінити сумарне проективне покриття (СПП) на дослідних ділянках річки Стир; 2) Здійснити розрахунок індексів фітоіндикації (зокрема, трофності та сапробності) на основі виявлених угруповань вищих водних рослин;3) Визначити клас якості води річки Стир за отриманими фітоіндикаційними показниками, застосовуючи інтегральні показники Макрофітний Індекс (МІ) та модифікований індекс Майєра (N), для отримання комплексної оцінки екологічного статусу; 4)Встановити кореляційний взаємозв'язок між біологічними індикаторами (макрофітами) та основними фізико-хімічними параметрами водного середовища;
7)Висновки

5. Перелік графічного матеріалу: 1. Мета, завдання, об'єкти досліджень. 2. Загальний план річки Стир; 3. Видовий склад макрофітів на досліджених ділянках річки Стир4. Видової насиченість макрофітів на досліджуваних ділянках річки Стир 5. Розподіл екологічних груп макрофітів на досліджених ділянках річки Стир

Структура угруповань за екологічними групами. 6. Флористичний склад та кількісні дані макрофітів (проективне покриття, %) на контрольних ділянках річки Стир. 7 .Проективне покриття ключових індикаторних видів макрофітів на дослідних ділянках річки Стир.

8. Трофічного статусу річки Стир за видовим складом (досліджувані ділянки). 9. Оцінка якості води р. Стир за Макрофітним індексом (МІ) на досліджуваних ділянках. 10. Кореляція між індексом сапробності (S) та показниками органічного забруднення. 11. Порівняльна характеристика екологічних класів ділянок. 12. Стиру під впливом міського навантаження (порівняння середніх значень індексів та класів якості води) Стан вивченості досліджуваного регіону. 13. Висновки.

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис	
		завдання видав	завдання прийняв

7. Дата видачі завдання «_24_» _грудня_ 2024 р.

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів кваліфікаційної роботи	Строк виконання етапів роботи	Примітка
1	Вибір та обґрунтування теми	Листопад-грудень 2025	
2	Огляд літератури із досліджуваної проблеми	Березень-квітень 2025	
3	1 розділ	Квітень-травень 2025	
4	2 розділ	Травень – вересень 2025	
5	3 розділ	Вересень-жовтень 2025	
6	Висновки та пропозиції	Жовтень-листопад 2025	
7	Формування списку використаних джерел	Жовтень 2025	
8	Формування додатків	Листопад 2025	
9	Оформлення ілюстративного матеріалу	Листопад 2025	
10	Нормоконтроль	Листопад 2025	
11	Інструментальна перевірка на академічний плагіат	До 01.12.2025	
12	Представлення кваліфікаційної роботи магістра до захисту	1.12.2025	

Здобувач вищої освіти _____
(підпис)

(Герасимчук Л.В.)
(прізвище, ініціали)

Керівник кваліфікаційної роботи _____
(підпис)

(Іванців В.В.)
(прізвище, ініціали)

АНОТАЦІЯ

Герасимчук Л.В. Вищі водні рослини як індикатори екологічного стану річки Стир. Рукопис. Кваліфікаційна робота магістра ОП «Екологія» спеціальності 101 Екологія. Луцький національний технічний університет. Луцьк, 2025.

Кваліфікаційна робота магістра складається з трьох розділів, вступу, висновків, списку використаних джерел та додатків.

Об'єкт дослідження – групування вищих водних рослин (макрофітів) річки Стир.

Предмет дослідження – видовий склад, структура та просторовий розподіл макрофітів у взаємозв'язку з якісними характеристиками водної середовища річки Стир.

Мета роботи – проведення всебічної оцінки екологічного стану річки Стир на вібраних ділянках із застосуванням методів фітоіндикації на основі вищих водних рослин.

Для досягнення поставленої мети були сформульовані такі завдання:

1. Провести інвентаризацію флористичного складу та проаналізувати структуру групувань макрофітів, а також кількісно оцінити сумарне проектне покриття (СПП) на дослідних ділянках.
2. Здійснити розрахунок індексів фітоіндикації (зокрема, трофності та сапробності) на основі виявлених угруповань.
3. Визначити клас якості води річки Стир за інтегральними показниками (Макрофітний Індекс (МІ) та модифікований індекс Майєра (N)), для отримання комплексної оцінки екологічного статусу.
4. Встановити кореляційний взаємозв'язок між біологічними індикаторами (макрофітами) та основними фізико-хімічними параметрами водної середовища.

Наукова новизна роботи полягає у проведеній комплексній фітоіндикаційній оцінці екологічного стану річки Стир на основі сучасних методик розрахунку індексів трофності та сапробності, що дозволяє отримати інтегральну картину стану екосистеми.

Практичне значення отриманих результатів полягає в тому, що вони можуть бути використані регіональними природоохоронними органами та моніторинговими службами для доповнення програм екологічного контролю, підвищення його ефективності та обґрунтування природоохоронних заходів на річці Стир.

Результати виконання кваліфікаційної роботи магістра: Проведено детальний флористичний аналіз групувань макрофітів, встановлено їх структуру та СПП на ділянках річки Стир. На основі розрахунків індексів МІ та N визначено клас якості води, що вказує на помірне/значне антропогенне навантаження та евтрофікацію річки Стир, зумовлену господарською діяльністю у водозборі. Встановлено статистично значущий кореляційний зв'язок між видовим складом макрофітів та ключовими фізико-хімічними показниками (наприклад, концентрацією фосфатів та нітратів), що підтверджує чутливість вищих водних рослин як біоіндикаторів. На підставі отриманих даних розроблено практичні рекомендації для оптимізації моніторингу та покращення екологічного статусу річкової екосистеми.

Ключові слова: Вищі водні рослини, макрофіти, річка Стир, фітоіндикація, Макрофітний Індекс (МІ), трофність, сапробність, екологічний стан.

ABSTRACT

Gerasymchuk L.V. Higher aquatic plants as indicators of the ecological state of the Styr River. Manuscript. Master's thesis in Ecology, specialisation 101 Ecology. Lutsk National Technical University. Lutsk, 2025.

The master's thesis consists of three chapters, an introduction, conclusions, a list of references and appendices.

The object of study is the grouping of higher aquatic plants (macrophytes) of the Styr River.

The subject of the study is the species composition, structure, and spatial distribution of macrophytes in relation to the qualitative characteristics of the aquatic environment of the Styr River.

The aim of the work is to conduct a comprehensive assessment of the ecological state of the Styr River in selected areas using phytindication methods based on higher aquatic plants.

To achieve this objective, the following tasks were formulated:

1. To conduct an inventory of the floristic composition and analyse the structure of macrophyte communities, as well as to quantitatively assess the total project coverage (TPC) in the study areas.
2. Calculate phytoindication indices (in particular, trophicity and saprobity) based on the identified groups.
3. Determine the water quality class of the Styr River based on integral indicators (Macrophyte Index (MI) and modified Mayer Index (N)) to obtain a comprehensive assessment of its ecological status.
4. Establish a correlation between biological indicators (macrophytes) and the main physical and chemical parameters of the aquatic environment.

The scientific novelty of the work lies in the comprehensive phytoindication assessment of the ecological state of the Styr River based on modern methods of calculating trophic and saprobic indices, which allows obtaining an integral picture of the state of the ecosystem.

The practical significance of the results obtained lies in the fact that they can be used by regional environmental protection agencies and monitoring services to supplement environmental control programmes, increase their effectiveness and justify environmental protection measures on the Styr River.

Results of the master's thesis: A detailed floristic analysis of macrophyte groups was carried out, and their structure and SPP were established in sections of the Styr River. Based on the calculations of the MI and N indices, the water quality class was determined, indicating moderate/significant anthropogenic load and eutrophication of the Styr River caused by economic activity in the catchment area. A statistically significant correlation was established between the species composition of macrophytes and key physicochemical indicators (e.g., phosphate and nitrate concentrations), confirming the sensitivity of higher aquatic plants as bioindicators. Based on the data obtained, practical recommendations have been developed to optimise monitoring and improve the ecological status of the river ecosystem.

Keywords: Higher aquatic plants, macrophytes, Styr River, phytoindication, Macrophyte Index (MI), trophicity, saprobity, ecological status.

ЗМІСТ

ВСТУП	10
РОЗДІЛ I. ТЕОРЕТИЧНІ ЗАСАДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	13
1.1. Річка Стир: географічна характеристика, гідрологічний режим та антропогенне навантаження	13
1.1.1.Формування гідрографічної мережі та фізико-географічна характеристика річки Стир	13
1.1.2.Походження, транскордонні особливості річки Стир	19
1.1.3.Антропогенний вплив на річку Стир	21
1.2. Вищі водні рослини (макрофіти) як компоненти водних екосистем: класифікація та екологічна роль	23
1.3. Принципи біоіндикації та огляд методів фітоіндикації для оцінки якості річкових вод	26
1.4. Аналіз наукових джерел та досвіду використання макрофітів як індикаторів трофічного і сапробного стану	29
РОЗДІЛ II. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ ВИЩИХ ВОДНИХ РОСЛИН РІЧКИ СТИР	31
2.1. Характеристика району та обґрунтування вибору дослідних ділянок	31
2.2. Методика польових ботанічних досліджень (інвентаризація флори та кількісний облік угруповань макрофітів)	33
2.3. Методи відбору та аналізу проб води для визначення основних фізико-хімічних показників	35
2.4. Методики розрахунку індексів фітоіндикації (трофності та сапробності) та статистичної обробки даних	37
2.5.Визначення якості води за макрофітами (Мельнічук В.П.)	39
РОЗДІЛ III. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ	47
3.1. Флористичний склад та структура угруповань вищих водних рослин річки Стир	47
3.2. Методи кількісного обліку та розрахунок проєктивного покриття	54

3.3. Оцінка трофічного статусу річки Стир за видовим складом та індексами макрофітів	61
3.4. Визначення сапробного класу якості води на основі фітоіндикаційних показників	65
3.5. Застосування Макрофітного Індексу (МІ) та оцінка класу якості води	68
3.6. Кореляційний аналіз взаємозв'язку індексів фітоіндикації та фізико-хімічних показників води	71
3.7. Порівняльна характеристика екологічного стану річки на різних ділянках та виділення видів-індикаторів	72
ВИСНОВКИ	77
ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАННЯ	80
ДОДАТКИ	86

ВСТУП

За умов зростаючого техногенного навантаження на довкілля та посилення нестабільності кліматичних процесів особливої актуальності набуває багатовимірною оцінка стану водних екосистем. Річкові системи виступають базовими елементами природного каркасу територій, забезпечуючи функціонування біогеоценозів, водозабезпечення населення та підтримку регіональної екологічної рівноваги. Водночас вони є одними з найбільш чутливих компонентів природного середовища, які першочергово реагують на трансформацію ландшафтів, надходження забруднювальних речовин і порушення природних гідрологічних режимів.

Застосування традиційних методів контролю якості поверхневих вод, що ґрунтуються переважно на аналізі фізико-хімічних показників, дозволяє фіксувати лише короточасні зміни стану водного середовища. Такі підходи не відображають накопичувальний ефект тривалого антропогенного впливу. На відміну від них, біологічні методи оцінювання, зокрема біоіндикаційні підходи, дають змогу виявити інтегральні зміни екосистем. Це робить актуальним завданням застосування надійних та чутливих біологічних індикаторів для всебічної оцінки її екологічного стану.

Актуальність теми дослідження зумовлена необхідністю впровадження ефективних, економічно доцільних та науково обґрунтованих методів екологічного моніторингу річки Стир. Вищі водні рослини, або макрофіти, є невід'ємним компонентом річкових екосистем, і завдяки своїй здатності акумулювати речовини та відгукуватися зміною видового складу та структури на порушення середовища, вони слугують високоінформативними індикаторами трофічного та сапробного стану вод. Комплексна оцінка, що ґрунтується на макрофітах, надає важливі дані для прийняття управлінських рішень у сфері охорони водних ресурсів.

Мета роботи полягає у проведенні всебічної оцінки екологічного стану річки Стир на вибраних ділянках із застосуванням методів фітоіндикації на основі вищих водних рослин.

Для досягнення поставленої мети визначено такі завдання:

1. Провести інвентаризацію флористичного складу та проаналізувати структуру угруповань макрофітів на дослідних ділянках річки Стир й кількісно оцінити сумарне проективне покриття (СПП) на дослідних ділянках річки Стир.
2. Здійснити розрахунок індексів фітоіндикації (зокрема, трофності та сапробності) на основі виявлених угруповань вищих водних рослин.
3. Визначити клас якості води річки Стир за отриманими фітоіндикаційними показниками, застосовуючи інтегральні показники Макрофітний Індекс (МІ) та модифікований індекс Майєра (N) , для отримання комплексної оцінки екологічного статусу..
4. Встановити кореляційний взаємозв'язок між біологічними індикаторами (макрофітами) та основними фізико-хімічними параметрами водного середовища.

Об'єктом дослідження є угруповання вищих водних рослин (макрофітів) річки Стир.

Предметом дослідження є видовий склад, біологічні особливості, структура та просторовий розподіл макрофітів у взаємозв'язку з якісними характеристиками водного середовища річки Стир.

Наукова новизна роботи полягає у проведеній комплексній фітоіндикаційній оцінці екологічного стану річки Стир на основі сучасних методик розрахунку індексів трофності та сапробності, що дозволить отримати інтегральну картину стану екосистеми.

Практичне значення отриманих результатів полягає в тому, що вони можуть бути використані регіональними природоохоронними органами та моніторинговими службами для доповнення програм екологічного контролю, підвищення його ефективності та обґрунтування природоохоронних заходів на річці Стир.

Структура роботи. Робота складається з вступу, трьох розділів, висновків, переліку джерел посилань та додатку.

Апробація результатів дослідження. Результати були оприлюднені на VIII Міжнародній науково-практичній конференції "Енергетична безпека навколишнього середовища"(23–25 жовтня 2025 року) у місті Луцьку.

РОЗДІЛ I. ТЕОРЕТИЧНІ ЗАСАДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

1.1. Річка Стир: географічна характеристика, гідрологічний режим та антропогенне навантаження

1.1.1. Формування гідрографічної мережі та фізико-географічна характеристика річки Стир

Фізико-географічна специфіка території водозбору відіграє визначальну роль у формуванні річкової мережі та режиму поверхневого стоку. Її вплив реалізується як безпосередньо — через морфометричні показники водотоку (протяжність русла, ухил, характер берегової лінії, величину падіння та особливості будови річища), так і опосередковано — шляхом складної взаємодії з іншими компонентами ландшафту, насамперед ґрунтовим покривом і рослинністю, які регулюють інфільтрацію, затримання та перерозподіл води.

Річка Стир належить до ключових гідрологічних об'єктів Волинського та Рівненського Полісся і водночас є індикатором антропогенного впливу в межах свого басейну. Її сучасний екологічний стан значною мірою відображає масштаби та інтенсивність господарського освоєння прилеглих територій. Витоки річки приурочені до Львівсько-Подільського плато, звідки Стир прямує через південно-східну частину Волинської височини. Подальший перехід у межі Поліської низовини супроводжується різкою зміною геоморфологічних і гідроморфологічних умов, що зумовлює суттєву диференціацію морфометричних параметрів водотоку.

У верхній течії долина річки має порівняно вузький профіль і значну врізаність, досягаючи глибини близько 20 м, з характерною V-подібною формою поперечного перерізу. Русло тут відзначається помірною звивистістю, а швидкість течії, яка в середньому коливається в межах 0,2–0,4 м/с, забезпечує інтенсивніше перемішування водних мас і вищий рівень насичення води розчиненим киснем.

У середній та нижній течіях, що приурочені до території Полісся, морфологічні риси річкової долини зазнають істотних змін. Її ширина зростає до 3–4 км, форма стає переважно трапецієподібною, а заплави — широкими,

двосторонніми та значною мірою заболоченими. Русло характеризується підвищеним ступенем меандрованості, тоді як швидкість течії зменшується до 0,1–0,2 м/с, що створює умови для накопичення тонкодисперсних наносів і посилення біологічних процесів у водному середовищі. Це зниження швидкості призводить до інтенсивного замулення і створює сприятливі умови для розвитку зануреної та прибережно-водної рослинності, що є критично важливим для фітоіндикаційного аналізу.

Гідрологічний режим річки Стир формується за класичною для східноєвропейських рівнинних водотоків моделлю змішаного живлення з домінуванням снігової складової. Для річки притаманна виражена сезонна асиметрія стоку: майже половина річного об'єму води (приблизно 40–50 %) припадає на обмежений у часі весняний період водопілля. Саме у фазу повеней активізуються процеси змиву та транспорту біогенних сполук із ґрунтів заплави до руслової частини, що зумовлює зміну гідрохімічних характеристик води впродовж наступних місяців вегетаційного сезону.

У літньо-осінній період ключову роль у трансформації фізико-хімічних параметрів водного середовища відіграють температурні чинники. Найінтенсивніше прогрівання спостерігається в ділянках із уповільненим плином, де масивні скупчення вищої водної рослинності обмежують водообмін. За таких умов суттєво прискорюються біохімічні процеси мінералізації органічної речовини, що за високого органічного навантаження призводить до зниження концентрації розчиненого кисню в придонних горизонтах. Саме ці процеси визначають формування сапробного стану річкової екосистеми.

Геоморфологічні та геологічні особливості басейну Стиру зумовлені складною історією тектонічного розвитку регіону. Водозбір річки приурочений до північно-західної окраїни Волино-Подільської плити Східноєвропейської платформи, де кристалічний фундамент докембрійського віку перекритий значною товщею осадових відкладів, потужність яких місцями сягає близько 1,8 км. Така геологічна будова безпосередньо впливає на характер підземного живлення та морфологію долини річки [17].

У гідрографічному відношенні Стир належить до басейну Дніпра та, відповідно до положень Водної рамкової директиви ЄС, входить до суббасейну річки Прип'ять. Площа водозбірної території становить близько 13 тис. км², загальна довжина водотоку — 493 км. У межах міста Луцька річка простягається на відрізьку близько 11,2 км, де зазнає найбільш інтенсивного антропогенного впливу.

Течія Стиру пролягає через територію, що охоплює дві основні фізико-географічні області: Волинську височину, Волинське Полісся та частково Мале Полісся проходячи через кілька адміністративних районів. Тектонічною основою Волинських височин та південної частини Волинського Полісся є Волино-Подільська плита. Морфологічна структура плити у межах досліджуваної області ускладнена меншими структурними елементами, що підтверджує тектонічне походження сучасного рельєфу[17].

Сучасна морфологія басейну річки є результатом тривалих акумулятивних процесів, пов'язаних передусім із пізньочетвертинним та голоценовим етапами розвитку території. Провідну роль у формуванні рельєфу відіграли відклади льодовиково-водного, озерно-алювіального та алювіального походження, а також моренні й торфово-болотні утворення, які визначають різноманітність геоморфологічних форм заплави та терас.

Найпотужніші антропогенні товщі приурочені до надзаплавної тераси правобережжя Стиру, де сумарна потужність відкладів місцями перевищує 40 м. Для лівобережної частини долини характерні менш масивні акумулятивні товщі, які зазвичай сягають 20–25 м. Така асиметрія зумовлена особливостями палеогеографічного розвитку та нерівномірністю льодовиково-флювіальних процесів.

У верхніх горизонтах терасових відкладів простежується лесоподібна товща завтовшки близько 3–4 м, яка перекриває більш потужні піщано-супіщані комплекси флювіогляціального походження. Нижче вона поступово переходить у шар потужністю 8–10 м, сформований продуктами переробки льодовикових і водно-льодовикових матеріалів, що відіграють важливу роль у формуванні

сучасного ґрунтового покриву та гідрогеологічних умов басейну.

Верхня частина річкової долини Стиру характеризується наявністю заплавних відкладів, що сформувалися протягом сучасної четвертинної епохи, включаючи:

- молодий торф (потужність 2-3 метри);
- високорозкладений торф (до 3 метрів);
- мулисті відклади.

На окремих ділянках повздовж основи першої надзаплавної тераси торфові шари часто перекриті делювіальними суглинками товщиною 1-2 метри. Підстилаючими породами алювіальних заплавних відкладів є крейдові породи, зокрема крейда, яка залягає на глибині 7-8 метрів, а десь може досягати 18-20 метрів[35].

Волинське Полісся є низинною рівниною, характерною ознакою якої є значна заболоченість і велика кількість боліт. На піщаних ґрунтах (едафотопях) тут сформувався значний лісовий покрив[8].

Абсолютна висота поверхні Волинського Полісся сягає 220 метрів, проте середня висота становить близько 200 метрів над рівнем моря. Ландшафт цієї області відзначається різною глибиною залягання крейдових мергелів: у західній частині вони залягають глибоко, тоді як у східній їх залягання є менш глибоким.

Фізико-географічні області входять до складу великого Волино-Подільського артезіанського басейну, що охоплює західну частину України. Формування цього басейну зумовлено осадовим комплексом відкладів протерозою, нижнього палеозою та мезозою, що розташовуються на складчасто-кристалічному фундаменті[25].

У південно-східному напрямку басейну, де водоносні горизонти залягають неглибоко (до 300–350м), поширена зона прісних підземних вод. Ці води циркулюють у протерозойських, палеозойських, неогенових, антропогенових та верхньокрейдових відкладах. Слід зазначити, що умови живлення, особливості водомісних порід та розвантаження підземних вод можуть суттєво різнитися в окремих частинах басейну. Однак, наявність гідравлічного зв'язку між

водоносними горизонтами забезпечує їхню взаємодію в єдиній гідрогеологічній системі[8,18].

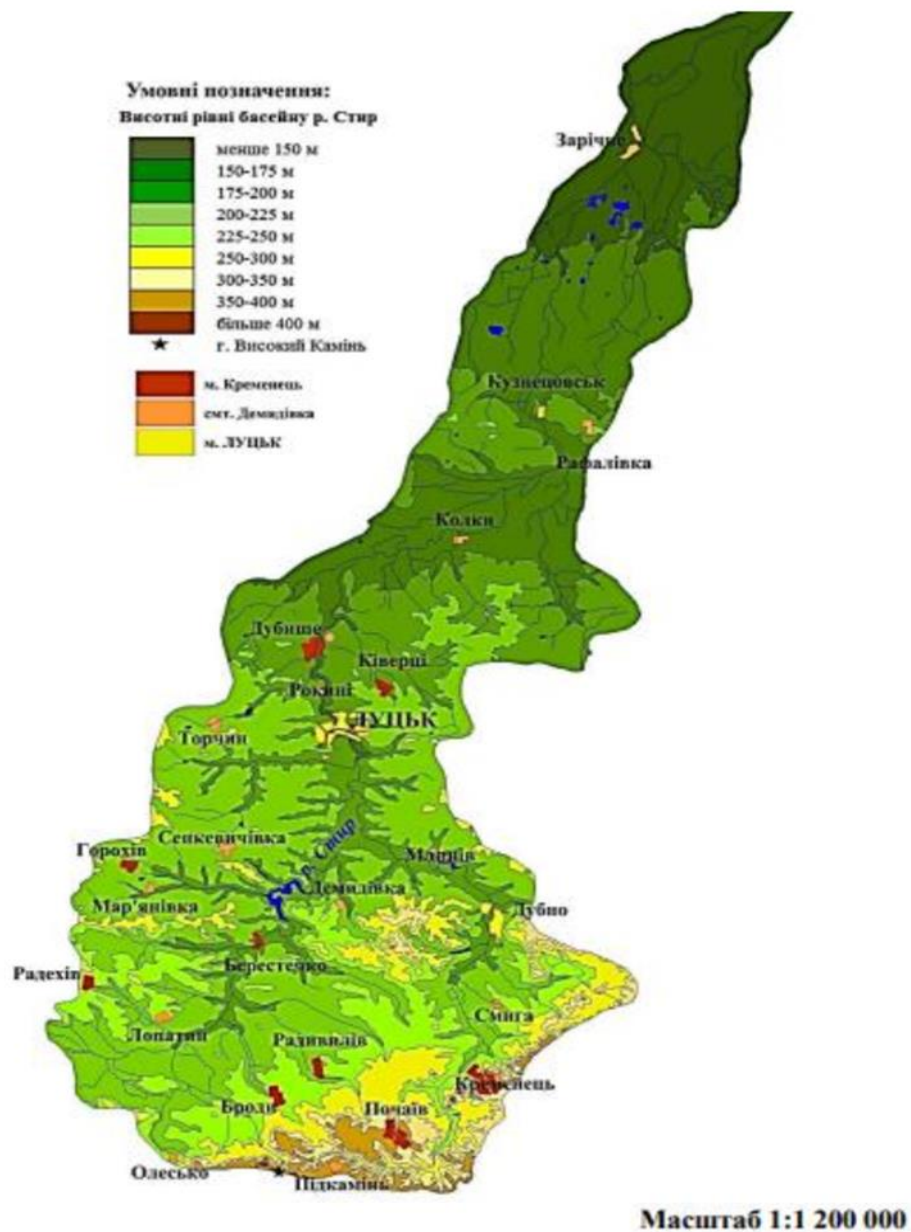


Рисунок 1.1.Гіпсометричні особливості басейну р. Стир "(побудовано М. Ганущак, Н. Тарасюк на основі топографічних карт Волинської, Рівненської, Львівської, Тернопільської областей масштабу 1:200 000)" [12]

Річка Стир протікає вздовж загального напрямку з південного заходу на північний схід, відображаючи загальний нахил поверхні свого басейну. Її верхів'я розташовані на північному схилі Подільських височин, середня течія проходить через Мале Полісся та Волинську височину, а низов'я розташоване на Поліській низовині.

Неподалік селища Зарічне, на відстані 8 км до кордону з Білоруссю, річка Стир розгалужується на 2-а рукави: лівий - річка Простір (завдовжки 18 км), та правий, власне річка Стир (завдовжки 75 км). Обидва рукави є правими притоками річки Прип'ять[28].

Річка Простір з поглибленням русла для судноплавства, транспортує близько 85% річкового стоку, в той час як тільки 15% стоку припадає на власне річку Стир, яка має довжину 75 км, повільний течії та заболочені береги[28].

Кліматичні умови є визначальним фактором, що формує загальний екологічний стан річкового басейну Стиру. Такі елементи клімату, як температура повітря, рівень вологості та кількість атмосферних опадів, не лише безпосередньо впливають на гідрологічний режим річки, але й керують геохімічними процесами, впливаючи на стан ґрунтів (едафотоп) та формування рельєфу басейну[41;42].

Клімат поблизу басейну річки Стир класифікується як помірно-континентальний. Для нього характерна тепла зима, що часто супроводжується відлигами та тепле, з достатнім зволоженням, літо. Такий клімат створює специфічні умови як для самої річки, так і для прилеглих територій[3].

Поздовжня орієнтація басейну річки Стир у напрямку північ–південь зумовлює просторову неоднорідність радіаційного балансу в межах водозбірної території. У результаті цього між верхніми та нижніми сегментами басейну фіксуються помітні відмінності в надходженні сонячної енергії, що відображає широтну зміну інсоляційних умов. Сумарна сонячна радіація в межах басейнової системи варіює в межах приблизно 34–43 ккал/см², формуючи різні теплові режими та опосередковано впливаючи на гідрологічні й біоекологічні процеси річки.

Атмосферна циркуляція в басейні Стиру визначається домінуванням західного перенесення повітряних мас, джерелом яких є Атлантичний океан. Вологі та помірно теплі атлантичні повітряні маси пом'якшують континентальний клімат, зумовлюючи значну кількість опадів у літні місяці та часті відлиги зимою[24].

Сезонні особливості

- Зимовий період: Для холодного періоду року характерне переважання циклонічної активності. Найбільше кількість циклонів, що прямують на цю територію, спостерігається саме зимою, що обумовлює значну мінливість погоди.

- Літній період: Літо характеризується підвищеними температурами, спричиненими інтенсивним нагріванням земної поверхні. У цей сезон переважають ясні дні, рідко трапляються тумани, проте відзначається збільшена кількість опадів та інтенсивна грозова активність. За багаторічними спостереженнями, літні погодні явища тривають приблизно до середини серпня, після чого відбувається різка зміна характеру атмосферної циркуляції.

- Осінній період: Восени відбувається трансформація атмосферних систем. Антициклон над Азорськими островами поступово руйнується, а в жовтні-листопаді починає формуватися та розвиватися Сибірський антициклон.

Вплив атмосферної циркуляції виявляється у зміні напрямку вітрів залежно від сезону. У зимовий період переважають вітри західного та південно-західного напрямків, тоді як у літній період — західного та північно-західного. Середня швидкість вітру становить приблизно 2–3 м/с [25].

1.1.2. Походження, транскордонні особливості річки Стир

Більшість вододільних басейнів, що є притоками річки Прип'ять, повністю розташовані в межах території України. Однак, басейн річки Стир має транскордонний статус, оскільки його площа водозбору охоплює території кількох держав.

"Природна річкова мережа у межах басейну Стиру найкраще збереглася на підвищених ділянках рельєфу. Водночас низинні райони зазнали істотних змін: широкомасштабні меліораційні заходи, проведені протягом ХХ століття, призвели до значної трансформації та штучного спрямлення природних русел" [10].

У басейні річки Стир налічується 26 річок, протяжність яких перевищує 10 км. Чітко виокремлюються суббасейни, кожний з яких характеризується унікальними умовами формування поверхневого стоку.



Рисунок 1.2. Басейни приток I порядку р. Стир "(побудовано М. Ганущак, Н. Тарасюк на основі топографічних карт Волинської, Рівненської, Львівської, Тернопільської областей масштабу 1:200 000" [12])

Річка Стир є правою притокою річки Прип'ять. Витік Стиру розташований на Волинській височині, поблизу села Поніква (Бродівський район, Львівська область).

Річка прокладає свій шлях територією трьох областей України: Львівської, Волинської та Рівненської, охоплюючи природні зони Волинської височини та Поліської низовини. Надалі Стир перетинає кордон і тече через Брестську область Білорусі, де розгалужується на два рукави та врешті-решт впадає у річку Прип'ять. Таким чином, Стир належить до великого басейну річки Дніпро.

Біля обласного центру Луцька до Стиру впадають його притоки: річки Сапалаївка, Омеляник та Жидувка . На південних околицях річка приймає води Черногузки[44] .

Внаслідок проведення масштабних осушувальних меліоративних робіт на території водозбору, гідрографічна мережа зазнала значних змін. Зокрема, було збудовано велику кількість магістральних каналів, а деякі малі річки та природні струмки були трансформовані та перетворені на канали.

1.1.3. Антропогенний вплив на річку Стир

Антропогенне навантаження на річку Стир має багатофакторний характер і виступає одним із визначальних чинників формування її сучасного екологічного стану. Провідну роль серед джерел техногенного тиску відіграє локалізоване (точкове) забруднення, пов'язане з функціонуванням населених пунктів уздовж русла. Надходження комунально-побутових вод, а також скиди стічних вод, що не проходять повного циклу очищення в межах міських агломерацій (зокрема Луцька, Рожища та Вараша), призводять до накопичення у водному середовищі органічних сполук і мікробіологічних домішок. Це, у свою чергу, стимулює посилення процесів біохімічного розкладу та зумовлює зростання рівня сапробності річкових вод.

Промислові підприємства: хоча промислове навантаження на Стир може бути нижчим, ніж на інші великі річки, локальні скиди можуть містити специфічні токсичні елементи або важкі метали, що вимагає уваги при інтерпретації реакції макрофітів як акумуляторів цих речовин[7].

Дифузне забруднення. Сільськогосподарський стік: найбільш значущий чинник. Змив мінеральних добрив (нітратів та фосфатів) із полів є основною

причиною евтрофікації річки Стир. Надлишок цих біогенних елементів призводить до неконтрольованого росту фітопланктону та макрофітів, що, своєю чергою, змінює світловий режим і середовище існування[9].

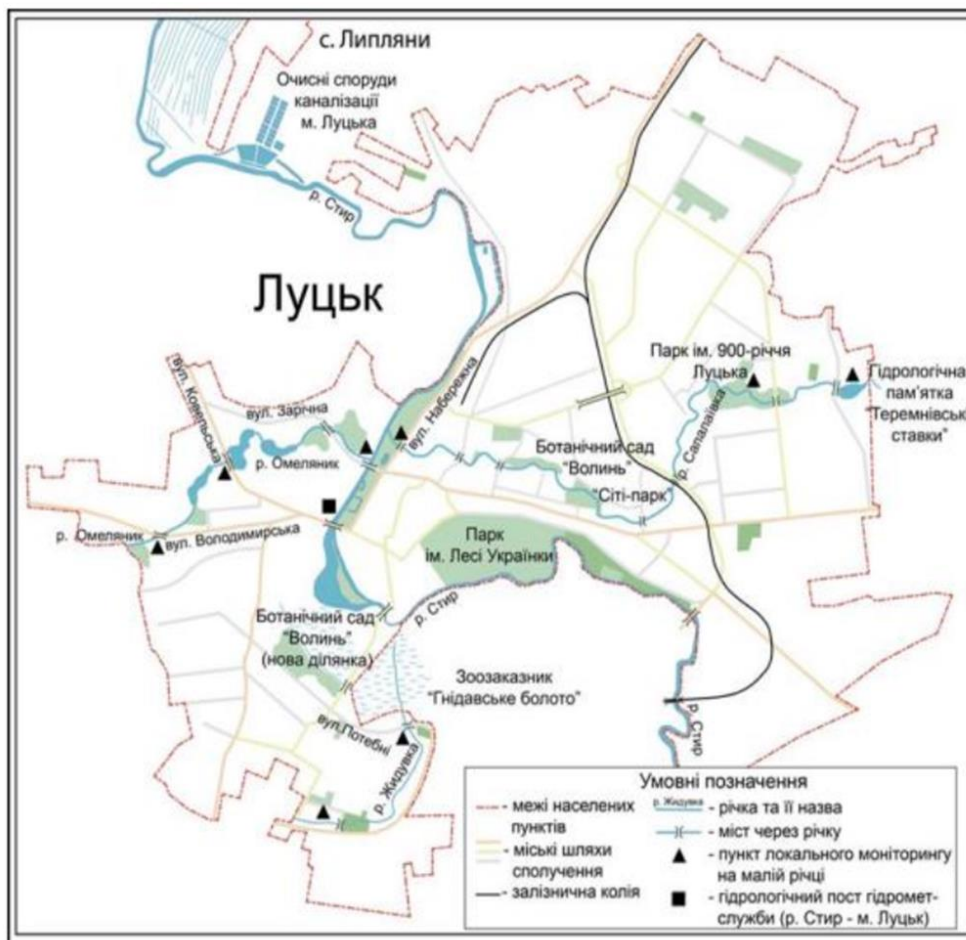


Рисунок 1.3 . Картосхема гідрографії території м. Луцьк (картосхема – авторська розробка М.Р. Забокрицької, В.К. Хільчевського, А.В. Пилипука) [28]

Лісогосподарська діяльність: на окремих ділянках вирубка лісів та осушення заплавної території може призводити до посилення ерозії ґрунтів та збільшення виносу завислих твердих частинок у русло, сприяючи його замуленню та погіршенню умов для існування певних видів макрофітів[28;48].

Гідротехнічна трансформація: будівництво водосховищ, регулювання русла та дренажні меліоративні системи змінюють природний гідрологічний режим. Це призводить до сповільнення течії та накопичення мулу, формування умов, які сприяють домінуванню менш чутливих до забруднення видів макрофітів, і можуть маскувати справжній екологічний стан[11].

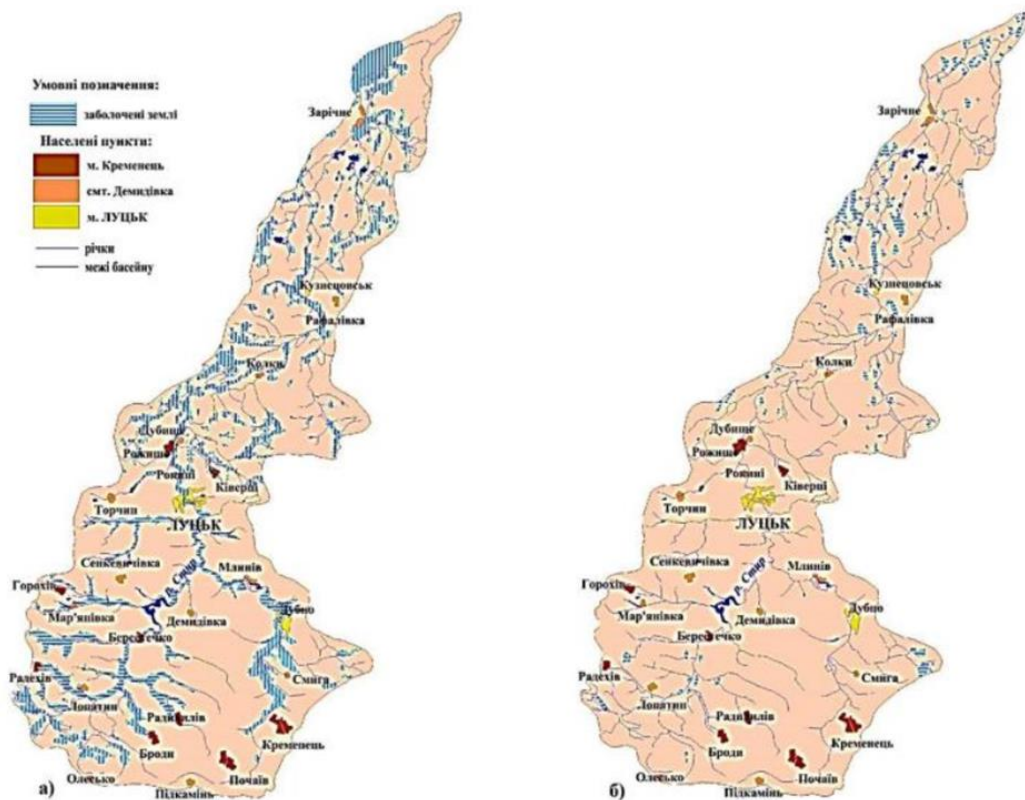


Рисунок 1.4. Заболочені землі басейну р. Стир [12]

а) початок ХХ ст., б) початок ХХІ ст. (побудовано науковцями М. Ганущак, Н. Тарасюк за даними австрійських карт початку ХХ ст. [12] та супутникових знімків Harris Corp, Earthstar Geographics LLC 2016 Microsoft Corporation 2016 HERE)

Таким чином, річка Стир являє собою класичну поліську річкову систему, екологічний стан якої є комбінацією природної схильності до заболочування та потужного антропогенного впливу, що виражається у евтрофікації та підвищенні сапробності. Саме ця інтегральна дія чинників обумовлює необхідність застосування біоіндикаторів, здатних відобразити комплексний вплив, а не лише миттєву хімічну концентрацію [2].

1.2. Вищі водні рослини (макрофіти) як компоненти водних екосистем: класифікація та екологічна роль

Вищі водні рослини, або макрофіти, — це великі за розміром водні організми, які можна побачити неозброєним оком. До них відносяться судинні

рослини (наприклад, очерет *Phragmites australis*, рдест *Potamogeton* spp.), мохи й великі багатоклітинні водорості[40].

Класифікація макрофітів

За екологічним і морфологічним розташуванням у водоймі макрофіти поділяють на кілька груп:

1. Гідатофіти — занурені рослини, асиміляційні органи яких (листя, стебла) перебувають під водою. Вони можуть бути укорінені або вільноплаваючі.
2. Нейстофіти — рослини з плаваючими листками або іншими асиміляційними органами, що лежать на поверхні води.
3. Іноді виділяють інші екотипи або життєві форми залежно від коливань рівня води, частоти затоплення, потоку тощо[4].

Такий підхід до класифікації макрофітів дозволяє чіткіше оцінити їх екологічні функції — наприклад, занурені рослини забезпечують гетерогенність мікроструктури підводного середовища, тоді як плаваючі види впливають насамперед на поверхневий обмін і освітлення.

Екологічна роль макрофітів

“Макрофіти відіграють фундаментальну роль у функціонуванні прісноводних екосистем:

- Продуценти: як фотосинтезуючі організми, вони виробляють органічну речовину, яка є базисом харчових ланцюгів.
- Стабілізація донних та прибережних відкладень: кореневі системи макрофітів зміцнюють берегову зону та донний субстрат, зменшуючи ерозію й замулення.
- Фільтрація та очищення води: макрофіти здатні осаджувати зважені частинки, поглинати біогенні елементи (азот, фосфор) і навіть важкі метали, виступаючи в ролі природних біофільтрів.
- Регуляція кисневого режиму: під час фотосинтезу макрофіти насичують воду киснем, що сприяє покращенню умов для інших гідробіонтів.
- Габітат і біотопна структура: густі зарості макрофітів створюють складні мікросередовища, які слугують укриттям, місцями нересту, годування та

розвитку для різних тварин — зокрема безхребетних, молюсків, риб.

- Біофіторемедіація: макрофіти можуть застосовуватися для очищення забруднених водойм (наприклад, через фітоекстракцію, фітостабілізацію), що є екологічно дружнім методом” [6].

Макрофіти як індикатори екологічного стану

Макрофіти володіють високим індикаторним потенціалом, оскільки їх видовий склад, поширення й структура угруповань чутливо реагують на зміни водного середовища. Наприклад:

- Зміни в проективному покритті або домінуванні певних видів можуть свідчити про евтрофікацію або забруднення.
- Індекс макрофітів (наприклад, MIR — macrophyte index of river quality) використовується для кількісної оцінки якості води за макрофітовими даними[47].
- В Україні проведено дослідження, які показали, що видове багатство макрофітів корелює із ступенем антропогенного навантаження. Антропогенні зміни (наприклад, введення чужорідних видів макрофітів, евтрофікація) можуть змінювати структуру макрофітних спільнот, що робить їх важливим компонентом екологічного моніторингу[45].

Значення для річки Стир

У контексті річки Стир вищі водні рослини можуть бути надзвичайно корисними індикаторами екологічного стану. Аналіз їхнього видового складу, щільності заростей, життєвих форм і просторового розподілу дозволяє:

- виявити ділянки з підвищеним навантаженням (наприклад, поблизу сільськогосподарських або промислових зон), де макрофітовий склад змінений.
- оцінити рівень трофності водойми — наприклад, домінування евтрофних видів може вказувати на надлишок поживних речовин.
- визначити ефективність природних процесів очищення води та внутрішнього кругообігу речовин.
- запропонувати заходи з управління та відновлення: використання

макрофітів для фіторе mediaції, стабілізації берегів, посилення біорізноманіття[13;15;23].

Отже, макрофіти є ключовим структурно-функціональним компонентом гідроекосистем, який одночасно виконує роль чутливого біоіндикатора трансформацій водного середовища. Комплексне та довготривале дослідження макрофітного покриву в межах річки Стир створює методологічні передумови для інтегральної оцінки екологічного стану водного об'єкта, виявлення просторово диференційованих зон екологічної дестабілізації та обґрунтування системи науково виважених управлінських рішень, спрямованих на підтримання екологічної рівноваги, відновлення біорізноманіття і поліпшення якості водного середовища.

1.3. Принципи біоіндикації та огляд методів фітоіндикації для оцінки якості річкових вод

Оскільки фізико-хімічний аналіз води надає інформацію лише про її стан на момент відбору проби, існує гостра потреба в інтегральних методах, здатних відображати кумулятивний вплив забруднення та стресових факторів. Таким інструментом є біоіндикація — використання біологічних систем (організмів, угруповань, екосистем) для визначення якості середовища[26].

Принцип дії біоіндикації ґрунтується на концепції, що живі організми інтегрально реагують на сукупність чинників середовища, відображаючи його якість через свої біологічні показники.

1. Принцип інтегральності: організми-індикатори (у нашому випадку макрофіти) узагальнюють вплив усіх стресових чинників за певний період часу. Зміна їхнього видового складу чи рясності є наслідком тривалого впливу, а не миттєвого коливання.
2. Принцип специфічності: деякі організми мають вузькі екологічні амплітуди, тобто є чутливими лише до певного діапазону концентрацій забруднювачів або фізичних параметрів (стенобіонти). Вони є найбільш

цінними видами-індикаторами (наприклад, деякі види рдесників *Potamogeton*, що вимагають чистої води).

3. Принцип кумуляції: біоіндикатори можуть накопичувати забруднюючі речовини (важкі метали, пестициди) у своїх тканинах, що дозволяє оцінювати рівень хронічного забруднення екосистеми.
4. Принцип простоти та економічності: порівняно з постійним моніторингом великої кількості хімічних показників, збір та аналіз зразків макрофітів є більш доступним та менш витратним методом[30].

Вищі водні рослини є ідеальною групою для фітоіндикації у річках, оскільки:

- Вони осілі (фіксовані), що дозволяє прив'язати показники до конкретної ділянки річки.
- Мають тривалий життєвий цикл (один вегетаційний сезон), що забезпечує інтегральну оцінку.
- Їхні угруповання є легкодоступними для візуального обліку та ідентифікації.

Оцінка екологічного стану за макрофітами ґрунтується на кількісному співвідношенні видів із різною екологічною толерантністю.

1. Оцінка трофічного статусу (Евтрофікація)

Трофічний статус відображає рівень забезпеченості водного середовища біогенними елементами, насамперед азотом і фосфором. Макрофіти використовуються для розрахунку Індексу трофності (ТІ).

- Принцип розрахунку: кожен вид макрофітів має певний індикаторний бал трофності (Т)— значення від 1 (оліготрофний — вимагає чистої води, бідної поживними речовинами) до 10 (гіпертрофний — вимагає великої кількості поживних речовин).
- Методика Тіттлі (Tittly) або Мельнічука (Mel'nichuk): на основі польових даних про проективне покриття (P_i) кожного виду та його індикаторного балу (T_i) розраховується середньозважений індекс.

$$TI = \frac{\sum(T_i \cdot P_i)}{\sum P_i}$$

Високе значення ТІ (наприклад, понад 6.0) свідчить про евтрофікацію річки Стир, що є типовим наслідком сільськогосподарського та комунального навантаження [34].

2. Оцінка сапробного статусу (Органічне забруднення)

Сапробність відображає ступінь забруднення води органічними речовинами та інтенсивність процесів самоочищення. Для цього використовують Індекс сапробності (S).

- Принцип розрахунку: Види класифікуються за сапробною валентністю (S_i) — здатністю існувати в середовищі з різним вмістом розкладеної органіки (від олігосапробних, які вимагають чистої води, до полісапробних, які толерантні до високого забруднення).
- Методика Пантле та Букка, адаптована Сладечком (Pantle and Buck / Sladeček): Використовується середня індикаторна вага (S_i) та частота зустрічності або проективне покриття (P_i)

$$S = \frac{\sum(S_i \cdot P_i)}{\sum P_i}$$

Отриманий індекс (S_i) дозволяє класифікувати якість води річки Стир за міжнародно визнаною шкалою сапробності (від I класу — дуже чиста, до V класу — дуже забруднена) [37].

3. Використання флористичного різноманіття (FD)

Зменшення загальної кількості видів макрофітів (флористичного різноманіття) у відповідь на зростання забруднення або фізичне порушення (наприклад, замулення) також є важливим індикатором. Ділянки з низьким видовим багатством (видове монодомінування, наприклад, *куширу* або *рогозу*

при високій рясності) часто корелюють із найгіршим екологічним станом[39].

Застосування цих методів, особливо розрахунок індексів ТІ та S у поєднанні з даними про проєктивне покриття, дозволяє отримати надійну інтегральну оцінку екологічного стану річки Стир, .

1.4. Аналіз наукових джерел та досвіду використання макрофітів як індикаторів трофічного і сапробного стану

У сучасних дослідженнях дедалі частіше підкреслюється ефективність макрофітів як біологічних індикаторів для оцінки трофічного та сапробного стану річок. Так, у роботі Babko та співавторів (2023) було встановлено, що рослинні угруповання водних макрофітів демонструють високу чутливість до стормвотерного (дощового) забруднення: показники видового складу, домінування та процентного покриття рослин суттєво відрізнялися між контрольними ділянками та зонами з антропогенним навантаженням, що підтверджує їхню здатність інтегрувати екологічний вплив. У Польщі на базі аналогічних спостережень застосовували Macrophyte Index for Rivers, який дозволив виділити групи геліофітів, нейстофітів та інших макрофітів, чітко корелюючі з рівнями трофності різних типів річок. Ці результати демонструють практичну дієвість адаптованих індексів макрофітів для комплексного оцінювання водних екосистем у конкретних ландшафтно-кліматичних умовах. [49].

Окрім того, у дослідженнях, проведених у басейнах Балтійського та Центральноєвропейського регіонів, виявлено чітку кореляцію між фізико-хімічними характеристиками води (форми азоту та фосфору, BOD) і структурою макрофітних угруповань. У ділянках із підвищеним трофічним навантаженням простежувалося переважання стійких до забруднення видів та зниження видового різноманіття чутливих рослин. Подібним чином індекс MTR застосовували для класифікації макрофітів за їхніми трофічними показниками, що дозволяє кількісно зіставляти склад рослинних угруповань із рівнем поживного збагачення водних екосистем. [46;47].

Вітчизняний досвід фітоіндикації також демонструє високу ефективність макрофітних підходів. Так, дослідження Коробкової (НДУ «Екологічний інститут») показали, що індекс MIR успішно застосовується в українських умовах. Полеві обстеження річок лісостепової та степової зон виявили варіації цього індексу від значень, що відповідають «задовільному» (евтрофному) стану, до «дуже поганого», що відображає істотну просторову та трофічну неоднорідність водойм. Паралельно міжнародні дослідження, наприклад у басейні річки Klina (Косово), підтвердили, що макрофітні індекси корелюють із гідрохімічними показниками та дозволяють об'єктивно класифікувати екологічний статус водних об'єктів на основі біологічних критеріїв. [47; 50].

Проте використання макрофітних індикаторів має низку обмежень. Зокрема, за даними Томчика, В'ятковського та Груса (2019), індекс MIR менш ефективний на ділянках із малою щільністю водної рослинності, особливо там, де відсутні занурені макрофіти, що значно обмежує його застосування у специфічних геоморфологічних умовах або на гідрологічно змінених річках. Додатковим фактором похибки є те, що значення окремих індикаторних видів можуть спотворювати оцінку, якщо не враховувати локальні просторові умови, ізоляцію сегментів річки, мутаційні варіації або присутність інвазійних видів. Наприклад, у ряді досліджень показано, що окрім трофічного градієнта, суттєвий вплив на структуру макрофітних угруповань має ізоляційний ефект окремих ділянок водойми. [47].

Таким чином, на основі наукових даних і практичних прикладів видно, що макрофіти є потужними індикаторами трофічного і сапробного стану річок — за умови правильної методології, адаптації індексів до локальних умов і комплексного підходу до інтерпретації даних.

РОЗДІЛ II. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ ВИЩИХ ВОДНИХ РОСЛИН РІЧКИ СТИР

2.1. Характеристика району та обґрунтування вибору дослідних ділянок

Ефективність фітоіндикаційних досліджень та достовірність отриманих результатів значною мірою визначаються правильним вибором репрезентативних ділянок. В обраному дослідницькому регіоні охоплено середню течію річки Стир у межах Волинської області, де спостерігається максимальне антропогенне навантаження — ключовий фактор для проведення біоіндикаційної оцінки.

Ділянки досліджень розташовані у межах Поліської низовини, що визначає низький кут нахилу річки, сповільнену течію та розширену, часто заболочену заплаву. Помірно-континентальний клімат забезпечує стабільний вегетаційний період макрофітів тривалістю близько 4–5 місяців, що створює оптимальні умови для накопичення даних про структурні та видові особливості водної рослинності.

Ключові фактори, що впливають на ділянки:

- Гідрологія: характерні сезонні коливання рівня води, інтенсивне замулення русла.
- Землекористування: домінування сільськогосподарських угідь у заплаві, що є джерелом дифузного забруднення біогенними елементами.
- Міське навантаження: проходження річки через великі населені пункти, що створює зони точкового забруднення комунально-побутовими стоками[16].

Обґрунтування вибору дослідних ділянок

Для забезпечення максимальної інформативності та можливості порівняльного аналізу, дослідні ділянки обиралися за принципом градієнта антропогенного навантаження[18;19]. Було визначено три типи ділянок, що представляють різні екологічні режими:

1. Умовно-фонова ділянка (Контрольна)

- Розташування: вище за течією від найбільших міських агломерацій, поблизу населених пунктів із мінімальним прямим скидом стічних вод.
- Мета: відобразити природний або мінімально порушений екологічний стан річки (оліго- або мезосапробний статус) в умовах домінування дифузного сільськогосподарського стоку.
- Очікувані показники: більш високе видове різноманіття макрофітів, наявність видів, чутливих до забруднення (наприклад, деякі види рдесників).

2. Ділянка інтенсивного антропогенного впливу (Індексна)

- Розташування: безпосередньо в зоні впливу чи нижче очисних споруд міста (зокрема, Луцька).
- Мета: оцінити реакцію угруповань макрофітів на максимальне точкове забруднення (висока концентрація органіки та біогенних елементів), що відображає евтрофно-полісапробний режим.
- Очікувані показники: різке зниження видового різноманіття, домінування толерантних видів-забруднювачів (кушир занурень, елодея канадська, рогоз), високі значення індексів трофності та сапробності.

3. Ділянка транзитної зони (Відновлення)

- Розташування: на відстані 5-10 км нижче від зони інтенсивного впливу, де починаються процеси природного самоочищення річки.
- Мета: проаналізувати динаміку відновлення екосистеми та зміни структури угруповань макрофітів у міру зниження концентрації забруднювачів.
- Очікувані показники: проміжне видове різноманіття; наявність менш толерантних видів у невеликій кількості; зниження значень індексів порівняно з індексною ділянкою.

Метод розміщення: На кожній ділянці завдовжки не менше 100 метрів передбачається закладення кількох поперечних трансектів для забезпечення статистичної достовірності даних та охоплення всієї ширини русла та прибережної зони[21;22].

Такий підхід дозволить не лише оцінити поточний стан річки Стир, але й виявити види-індикатори, які найбільш оперативно та чітко реагують на місцеве антропогенне навантаження.

2.2. Методика польових ботанічних досліджень (інвентаризація флори та кількісний облік угруповань макрофітів)

Польові ботанічні дослідження становлять ключовий етап проведення фітоіндикаційної оцінки і здійснюються у період пікового розвитку водної рослинності, що зазвичай припадає на липень–серпень. Використовувані методики спрямовані не лише на детальний видовий облік флори, а й на кількісне визначення ступеня домінування та просторового розподілу видів, що є необхідною основою для точного розрахунку макрофітних індексів та оцінки трофічного стану водних екосистем. [29].

1. Маршрутний метод та інвентаризація флори

Дослідження розпочинали з обстеження річки за маршрутним методом в межах кожної із трьох обраних ділянок (фонова, індексна, транзитна).

- Мета: складання повного переліку видів вищих водних рослин (макрофітів), що трапляються на ділянці, та визначення їх приналежності до екологічних груп (занурені, з плаваючим листям, повітряно-водні).
- Виявлення: інвентаризаційні спостереження проводяться комплексно? візуально з берегової лінії, із плавзасобів на ділянках середньої течії, а також із застосуванням спеціалізованих ботанічних інструментів — драги (гаки) або грабель, що дозволяють піднімати занурені водні рослини з dna річки на глибинах до 2–3 метрів. Такий підхід забезпечує повноцінний облік як прибережної, так і субмерсної флори, дозволяючи отримати репрезентативні дані для подальшого аналізу структурно-видового складу макрофітів.
- Ідентифікація: гожен виявлений вид систематично фіксується, а при потребі його таксономічна приналежність уточнюється безпосередньо в полі за допомогою спеціалізованих визначників. Особливу увагу

приділяють реєстрації рідкісних, охоронюваних та інвазійних видів. Для подальшої верифікації та підтвердження ідентифікації збираються гербарні зразки, що забезпечує надійність отриманих даних і дозволяє проводити детальний таксономічний аналіз.

- Географічна прив'язка: межі дослідної ділянки, а також ключові точки виявлення угруповань фіксуються за допомогою GPS-навігатора для точної просторової прив'язки отриманих даних[40].

2. Кількісний облік угруповань (Метод трансект)

Для отримання кількісних даних, необхідних для розрахунку індексів трофності та сапробності, застосовується метод поперечних трансектів (профілів) .

- Закладання трансект: на кожній дослідній ділянці довжиною 100 метрів закладається 3-5 репрезентативних трансектів (поперечних ліній, перпендикулярних до русла). Відстань між трансектами витримується рівномірною.
- Метод обліку: впродовж кожної трансекти облік рослинності проводитиметься шляхом закладання облікових майданчиків (квадратів) або суцільним методом. Найчастіше застосовується метод точкові трансекти або квадратні рамки (0.5 на 0.5м або 1 на 1м) з фіксацією на них проектного покриття.
- Визначення проектного покриття: проектування (P) — це відсоток площі облікового майданчика, зайнятий вертикальною проекцією надземної частини цього виду. Для польового оцінювання використовується візуально-оціночна шкала , наприклад, модифікована шкала Браун-Бланке або спеціалізована шкала з бальною оцінкою від 1 до 5 чи 7, що потім переводиться у відсотки.
- Фіксація екологічних умов: одночасно з обліком рослинності фіксуються допоміжні параметри, які можуть впливати на їх розподіл: глибина , швидкість течії (за допомогою поплавка або гідрометричної вертушки), характер ґрунту (пісок, мул, глина) [32].

3. Документування даних

Усі польові дані фіксуються у польовому щоденнику або спеціально розроблених облікових картках. Кожна облікова картка має містити: дату, координати GPS, номер ділянки/трансекти, перелік виявлених видів та їхнє проективне покриття у відсотках або балах, а також згадані вище екологічні умови.

Отримані кількісні дані про проектне покриття (P_i) поверхневого виду (i) будуть надалі використані в Розділі 3 як вагові коефіцієнти для розрахунку середньозважених індексів трофності та сапробності.

2.3. Методи відбору та аналізу проб води для визначення основних фізико-хімічних показників

Хоча фітоіндикація макрофітами є інтегральним методом, паралельний збір та аналіз ключових фізико-хімічних показників води необхідний для верифікації та обґрунтування отриманих біологічних індексів. Це дозволяє встановити кореляційні зв'язки між станом у угруповань рослинності та фактичним вмістом забруднювачів.

1. Вибір показників та відбір проб води

Відбір проб проводиться синхронно з геоботанічними описами на тих самих ділянках (фоновій, індексній, транзитній), що забезпечує пряме порівняння даних.

Ключові показники для аналізу:

- Трофогенні елементи: азот нітратний (N-NO₃), азот амонійний (N-NH₄), Фосфаті (P-PO₄), що безпосередньо впливають на евтрофікацію та, відповідно, на трофний індекс макрофітів.
- Сапробіологічні показники: біологічне споживання кисню за 5 діб (БСК₅), Хімічне споживання кисню (ХСК), Розчинень кисень (DO). Ці параметри є основою для оцінки сапробності.
- Додаткові параметри: рН, загальна мінералізація, температура води, прозорість (за диском Секкі).

Методика відбору:

- Проби відбираються зі середньої глибини в русловій частині на кожній трансекті.
- Використовуються спеціальні батометри чи чисті, стерильні пляшки.
- Об'єм тари та консервація проб суворо відповідають чинним ДСТУ та ISO для гідрохімічного аналізу, особливо щодо фіксації азоту та кисню. Зокрема, проби для визначення БСК₅ відбираються у скляну тару з притертою пробкою, а проби для фосфатів можуть підлягати негайній консервації[18;19].

2. Польові вимірювання

Деякі показники, які швидко змінюються, фіксуються безпосередньо на місці відбору проб.

- Температура та рН: Вимірюються за допомогою електронних термометрів та портативних рН-метрів.
- Розчинений кисень (DO): визначається портативним кисневим оксиметром або класичним йодометричним методом Вінклера (з фіксацією на місці та подальшою титриметрією у лабораторії).
- Прозорість: оцінюється за допомогою диска Секкі .

3. Лабораторний аналіз

Всі інші проби оперативно транспортуються до лабораторії з дотриманням необхідного температурного режиму (+4С) та аналізуються протягом установленого терміну зберігання.

- Спектрофотометричні методи: Використовуються для кількісного визначення N-NO₃. Наприклад, для фосфатів застосовують метод з молібдатом амонію , а для нітратів — дисульфофеноловий метод або його сучасні аналоги.
- Титриметричні методи: застосовуються для визначення лужності та іноді для уточнення концентрації розчиненого кисню.
- ХСК та БСК:

✓ ХСК(загальне органічне забруднення) визначається біхроматним

методом з окисленням органічних речовин у кислому середовищі.

- ✓ БСК 5(біохімічне споживання кисню) визначається як різниця між вмістом кисню у воді до і після 5-добової інкубації проб у темряві при 20 градусах вище 0.

Отримані значення фізико-хімічних показників будуть порівняні з діючими Нормативами екологічної безпеки водних об'єктів (наприклад, з відповідними ГДК) та використані у подальших дослідженнях[20;36].

2.4. Методики розрахунку індексів фітоіндикації (трофності та сапробності) та статистичної обробки даних

Після завершення польових робіт та збору даних про видовий склад макрофітів та їхнє проєктивне покриття (P_i), необхідно провести кількісне переведення цих біологічних показників у стандартизовані екологічні індекси. Це дозволить об'єктивно класифікувати екологічний стан річки Стир.

1. Розрахунок індексу трфності (ТІ)

Індекс трфності (T_i) використовується для кількісної оцінки ступеня евтрофікації водного об'єкта, тобто насиченості його біогенними елементами. В основі розрахунку лежить принцип середньозваженого індексу:

- Індикаторні бали (T_i): кожний виявлений вид макрофітів отримує індикаторний бал трфності (T_i) за спеціалізованими таблицями (наприклад, шкала, адаптована В. П. Мельнічуком або іншими українськими дослідниками), де значення варіюються від 1 (оліготрофні – чисті, бідні на поживні речовини води) до 10 (гіпертрофні – надзвичайно забруднені води).
- Ваговий коефіцієнт: як ваговий коефіцієнт використовується відсоткове проєктивне покриття (P_i) або бал рясності виду, здобутий під час польових досліджень.

Розрахунок індексу T_i здійснюється за формулою:

$$T I = \frac{\sum_{i=1}^n (T_i \cdot P_i)}{\sum_{i=1}^n P_i} \quad \text{де:}$$

- ТІ- індекс трофності ділянки;
- T_i - індикаторний бал трофності і-го виду;
- P_i - проектне покриття і-го виду на ділянці;
- n- загальна кількість видів на ділянці.

Отримане значення ТІ класифікується за п'ятибальною шкалою (наприклад, оліготрофний, мезотрофний, евтрофний, гіпертрофний) для присвоєння річці Стир відповідного класу екологічної якості за трофічним критерієм.

2. Розрахунок індексу сапробності (S)

Індекс сапробності (S) кількісно відображає ступінь забруднення вод органічними речовинами та активність процесів мінералізації/самоочищення.

- Сапробна валентність (S_i): кожен вид макрофітів має індивідуальне значення сапробної валентності (S_i), що відображає його толерантність до різних ступенів органічного забруднення (наприклад, за методикою Пантле та Букка, адаптованою Сладечком, або іншими модифікаціями). Значення S_i варіюються від 1.0 (олігосапробний, дуже чиста вода) до 4.0 (полісапробний, дуже забруднена вода).
- Ваговий коефіцієнт: Знову ж таки, використовується відсоткове проективне покриття (P_i) як кількісна міра домінування виду.

Розрахунок індексу S здійснюється аналогічно до ТІ:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n (S_i \cdot P_i)}{\sum_{i=1}^n P_i}$$

Значення S дозволяє віднести воду річки Стир до певного класу чистоти (наприклад, від I – дуже чиста до V – забруднена) [32].

3. Статистична обробка та аналіз даних

Статистичний аналіз є необхідним для підтвердження достовірності результатів, порівняння ділянок та встановлення зв'язків між біологічними та хімічними показниками. Обробка даних проводиться за допомогою ліцензійного статистичного програмного забезпечення (наприклад, Statistica, R або аналогів).

- Описова статистика: Для покривного індексу (TI,S) та фізико-хімічного показника розраховуються середнє арифметичне значення, стандартне відхилення, медіана та діапазон варіації на кожній дослідній ділянці.
- Дисперсійний аналіз (ANOVA) або t-критерій Стьюдента: Використовуються для перевірки статистично значущих відмінностей між середніми значеннями індексів TI та S на різних ділянках (фоновій, індексній, транзитній). Це дозволить довести, що антропогенний вплив справді змінив екологічний стан.
- Кореляційний аналіз: Застосовується метод кореляції Пірсона для кількісного вимірювання взаємозв'язку між:
 - Індексами фітоіндикації (TI,S) [31].
 - Ключовими фізико-хімічними показниками (наприклад, TI проти концентрації фосфатів; S проти БСК). Цей аналіз є вирішальним для підтвердження того, що макрофіти дійсно є надійними індикаторами тих чи інших забруднюючих речовин у річці Стир.
 - Флористичне різноманіття: розраховуються індекси видового різноманіття (наприклад, індекс Шеннона, індекс Сімпсона) для порівняння екологічної стійкості угруповань на різних ділянках.

2.5.Визначення якості води за макрофітами (Мельнічук В.П.)

"Під час обстеження водойми з метою визначення якості води за макрофітами, особливу увагу доцільно приділяти домінантним видам рослин та їх угрупованням, оскільки саме вони найповніше відображають загальну картину екологічного стану водойми. Проте, не слід ігнорувати види з незначною чисельністю, які в разі проведення періодичних моніторингових спостережень можуть вказувати на напрямок процесів, що відбуваються у водоймі. Необхідно враховувати і те, що рослинність, у разі її значного розвитку, сама є потужним фактором формування умов середовища. Як уже зазначалося, індикатором екологічного стану водойми може бути не лише видовий склад макрофітів, а й рясність видів, особливості просторового розподілу водної рослинності та деякі

інші показники. Використання таких показників потребує досвіду та спеціальної ботанічної підготовки. Найпростішим етапом є вивчення видового складу заростей водних рослин. Якщо водойма невелика та в ній складаються однорідні умови, то можна проводити спостереження на одній ділянці. Але зазвичай різні ділянки водойми перебувають під впливом комплексу різноманітних факторів середовища, і якість води тут може відрізнятися, а за таких умов необхідно проводити дослідження на кількох ділянках. Визначення видового складу — це, насамперед, складання повного переліку рослин. До нього вносять усі види, що трапляються у водоймі або на ділянці, яка досліджується. Після складання загального списку рослин, серед них виділяють види-індикатори та індикаторні групи (в залежності від методу, яким будуть користуватися у подальшій роботі)"[32].

Рекомендації щодо обстеження водної рослинності

1. Вибір ділянок та принципи обстеження

"Вибір ділянок для описів безпосередньо залежить від мети роботи. Якщо метою є визначення якості води всієї водойми, необхідно обирати найбільш типові для неї ділянки. Якщо ж мета роботи — дослідження впливу окремого джерела забруднення, то обов'язково обстежують ділянки вище та нижче за течією від місця походження забруднених вод (наприклад, вище за течією від населеного пункту та нижче за нього). Під час обстеження важливо намагатися охопити різноманітні біотопи водойми, такі як плеса, перекати, затоки та прибережні мілководдя"[27].

"Розмір ділянки для описів залежить від розміру самої водойми. Так, для малої річки чи ставка необхідно обстежити 50 метрів узбережжя та зробити 3–4 описи. Для середньої річки та невеликого ставка чи озера обстежують 100 метрів побережжя, виконуючи 5–8 описів. Для великої річки, водосховища чи великого озера необхідно обстежити не менше 1000 метрів та зробити близько 20 описів, при цьому бажано охопити спостереженнями верхні, середні та нижні ділянки"[27].

2. Методика збору та документування даних

"Під час обстеження рекомендується заглянути всередину заростей — там можуть виявитися цікаві знахідки. Крім того, важливо обстежити всі можливі пояси та яруси рослинності: верхній надводний, власне поверхню води та її товщу. Огляд здійснюється візуально, а для дослідження занурених видів використовують граблі чи кішки на довгій мотузці, дістаючи рослини з берега або човна"[21].

"Дані спостережень обов'язково заносяться у польовий щоденник . Описи розпочинаються з характеристики водойми, після чого наводиться повний перелік видів трапилися макрофітів та загальний опис макрофітної рослинності"[27].

"Якщо трапляється незнайома рослина, її збирають у пластиковий мішечок з етикеткою, яка містить інформацію про місце збору. Для зручності в описах такої рослині тимчасово присвоюють певну асоціативну назву (наприклад, «маленький тоненький рдесник №1»), яка потім буде замінена певним видовим назвою. Такі рослини можна зберігати протягом кількох у холодильнику або, повернувшись до лабораторії, закласти у гербарій. Потім їх потрібно визначити до виду чи роду"[32].

3. Порядок опису макрофітної рослинності

"Повний опис макрофітної рослинності має включати такі ключові параметри. Перший — це ступінь заростання водойми, який визначається у відсотках площі, що її займають зарості макрофітів, від загальної площі водойми чи ділянки, а також частка кожної екологічної групи. Інший параметр — загальна кількість видів макрофітів, знайдених на ділянці. Третій — опис домінуючих груп макрофітів та їхня рясність. Четвертим пунктом є виділення індикаторних груп (залежно від обраного методу та цілей дослідження). П'ятим — фіксація видів та угруповань макрофітів, що потребують охорони. І останнє, шосте, включає додаткову інформацію (відомості, які дослідник вважає за потрібне додати)" [32].

Проективне покриття може виражатися у балах
r — вид трапляється поодинокі, його ПП менше %;

- + — ПП = 1 — 5%;
- 1 — ПП = 5—10%;
- 2 — ПП = 10-25%;
- 3 — ПП = 25-50%;
- 4 — ПП = 50-75%;
- 5 — ПП > 75%.

Використання подібних окомірних оцінок ступеня розвитку видів дозволяє досить ефективно оцінити роль та значимість кожного окремого виду в рослинному угрупованні.

"Наголосимо, що під час роботи з водними рослинами треба обов'язково знати види, які перебувають під охороною — це види, внесені до Червоної книги України та регіональних червоних списків. Їх не можна збирати в природі. Модифікований індекс Майера"[5;6].

"Для попередньої оцінки екологічного стану водойми або окремої ділянки можна використовувати індекс Майера, розроблений для безхребетних тварин та модифікований Мальцевим В.І., Карповою Г.О., Зуб Л.М. для біоіндикації за макрофітами. В його основу покладено поділ найбільш показових індикаторних видів водних рослин (гідрофітів) на три групи відповідно до ступеня забруднення водойми: макрофіти індикатори чистих водойм (група А), макрофіти індикатори водойм помірного забруднення (В) та макрофіти— індикатори забруднених водойм (С) (табл. 2.)" [32].

"Для оцінки екологічного стану водойми необхідно визначити скільки видів кожної групи (А, В, С) виявлено під час обстеження водойми чи окремої ділянки"[43].

Таблиця 2.1 - Індикаторні групи макрофітів за модифікованим індексом Майера [32].

Макрофіти чистих водойм, А	Макрофіти водойм помірн. забруднення, В	Макрофіти забруднених водойм, С
•водопериця	•широколисті рдесники*	•кушир занурений

черговоквіткова	•вузьколисті рдесники (крім рдесника гребінчастого)*	•водопериця колосиста
•молодильник озерний		•рдесник гребінчастий
•рдесник альпійський	•рдесники з плаваючими листочками*	•нитчасті водорості*
•рдесник гостролистий		•ряска та сальвінія плаваюча (ПП>60%)*
•харові водорості*	•латаття, глечики, водяний горіх	•різак алоєвидний
•водні мохи*	плаваючий*	•пухирник звичайний
•альдрованда	елодея канадська	•водяний жовтець закручений
пухирчаста		
•пухирник малий	•водопериця кільчаста	
•водяний жовтець	•ряска триборозенчаста	
плаваючий	•жабурник звичайний	
	•наяда морська	

* "Зірочками позначені збірні групи макрофітів. Під час розрахунку індексу Майєра кожна група (харові водорості, водні мохи, широколистяні рдесники, лататтеві, ряски тощо) приймається за «1». Тобто, якщо у водоймі є кілька видів, приміром, харових водоростей чи рясок — при розрахунках до загального числа видів відповідної колонки ми додаємо лише 1. Рахуються як окремі види, так і збірні групи (харові водорості, водні мохи тощо)" [32].

Індекс (N) розраховується за формулою:

$$S=A*5+B*2+C*1$$

де А, В та С — кількість видів (чи груп) та відповідних стовпчиків (індикаторних груп), що відмічені у водоймі.

За значенням індексу оцінюють екологічний стан водойми:

- більше 25 балів — водойма чиста, вода в ній належить до 1—2 класів якості;
- 25—15 балів — водойма помірно забруднена, вода відповідає 3 класу

якості,

- менше 15 — водойма брудна, 4—5 клас якості води.

"Цей метод є найефективнішим у водоймах із добре розвиненою водною рослинністю. Якщо у водоймі присутні виключно види, що належать до однієї індикаторної групи (наприклад, гірський потічок, де крім 1-2 видів водяних мохів (група А) нічого не розвивається, або, навпаки, сильно забруднена водойма, де трапляються лише види групи С), немає потреби проводити розрахунок балів – якість води відповідає характеристикам цієї групи"[32].

Методична доступність зазначеного підходу забезпечує можливість оперативного отримання узагальнених уявлень про стан водного об'єкта. Водночас результати такого аналізу мають орієнтовний характер, що обумовлює доцільність його застосування переважно на початкових етапах дослідження біотичної складової водойми та для попередньої інтерпретації її екологічного статусу

Макрофітний Індекс (МІ) (кількісний метод)

Формування та динаміка угруповань водної рослинності зумовлюються насамперед рівнем насиченості водного середовища поживними речовинами, передусім азотовмісними й фосфатними сполуками, а також кількістю та біохімічною доступністю органічної речовини

"В основі розробленого та запропонованого методу лежить закономірна зміна індикаторних груп видів макрофітів, яка відбувається у водоймі відповідно до зростання рівня забруднення та погіршення якості води, особливо внаслідок антропогенної евтрофікації" [1].

Серед численних макрофітів лише невелика частина володіє виразними індикаторними характеристиками, що дозволяє їх використовувати для оцінки якості води. На підставі тривалих польових спостережень за водною флорою різних типів українських водойм, види з подібною реакцією на забруднення були об'єднані в сім груп індикаторів.

"Визначивши наявність у водоймі видів певної індикаторної групи та порахувавши загальну кількість макрофітів, що там зростає, можна обчислити

Макрофітний індекс (МІ) . Саме цей індекс і буде показником екологічного стану водойми та якості води"[1].

"Визначення МІ проводилось за спеціально розробленою таблицею (Таблиця для визначення МІ)" [1].

"Макрофітний індекс (МІ) має значення від 1 (дуже забруднена вода) до 10 (чиста вода). Значення макрофітного індексу відповідає загально прийнятим в Україні класам якості води:

I клас — дуже чиста (значення МІ 9—10 балів, блакитний колір),

II клас — чиста (7-8 балів, зелений колір),

III клас — забруднена (5-6 балів, жовтий колір),

IV клас — брудна (3—4 бали, оранжевий),

V клас — дуже брудна (1—2 бали, червоний колір)" [1].

"Чим вище значення макрофітного індексу, тим кращі екологічні умови у водоймі та якість води в ній"[1].

Наведені приклади розрахунку в додатку В демонструють, як, використовуючи видовий склад та кількість виявлених макрофітів, визначити Макрофітний Індекс (МІ) за спеціально розробленою таблицею, що дає змогу оцінити клас якості води.

Таблиця 2.2 - Визначення Макрофітного індексу

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 пухирчата	–	9	8
III	Комплекс широколистих рдесників та рдесників з плаваючими листками, глечики жовті, елодея канадська, водопериця кільчаста, кушир підводний, водяний жовтець водний	–	8	7
IV	Латаття біле, латаття сніжно-біле, водопериця колосиста, водяний жовтець закручений, рдесник гребінчастий	–	5	6
V	Різак алоевидний, пухирник звичайний	3	4	–
VI	Кушир занурений, ряски	ПП < 60%	2	3
		ПП > 60%	2	2
VII	Нитчасті водорості	1	1	–

"Макрофітний індекс (Мі) має значення: 9—10 балів (блакитний колір) — I клас якості води, дуже чиста; 7-8 (зелений колір) — II клас, чиста 5-6 (жовтий колір) — III клас, забруднена; 3—4 (оранжевий) — IV клас, брудна; 1—2 (червоний колір) — V клас, дуже брудна"[33].

Нами проаналізовані різні методи визначення якості води водойм, у тім числі й річок за макрофітами. У своєму дослідженні ми використали метод індикаторних балів за В.П. Мельнічуком та модифікований індекс Майєра як основні. Усі решта методи були нами проаналізовані та використовувались як додаткові для більшої інформативності. Також для визначення видів на досліджуваних ділянках був використаний маршрутний метод інвентаризації флори.

РОЗДІЛ III. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

3.1. Флористичний склад та структура угруповань вищих водних рослин річки Стир

Аналіз флористичного різноманіття та структури макрофітних угруповань становить базовий етап фітоіндикаційної оцінки, оскільки відображає безпосередню реакцію рослинності на комплекс фізико-хімічних умов водного середовища. Польові спостереження, виконані в період максимального розвитку вегетації, дали змогу деталізовано виявити закономірності розподілу та рівнів домінування вищих водних рослин на річці Стир.

На досліджених ділянках річки Стир у середній течії було виявлено 40 видів вищих водних рослин (загальна кількість видів, яка була отримана за результатами польових досліджень). Видовий склад є типовим для річкових екосистем Поліської низовини, що знаходяться під помірним та значним антропогенним навантаженням.

Таблиця 3.1 - Видовий склад макрофітів на досліджених ділянках річки Стир

№	Вид макрофітів	Латинська назва	Ділянка №1 (Фонова)	Ділянка №2 (м. Луцьк)	Ділянка №3 (Транзитна)
I. Гідрофіти (Справжні водні рослини)					
1.	Рдесник пронизанолистий	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	+	+	+
2.	Рдесник гребінчастий	<i>Potamogeton pectinatus</i>	+	+	+
3.	Кушир поглин	<i>Ceratophyllum demersum</i>	+	+	+
4.	Елодея канадська	<i>Elodea canadensis</i>	+	+	+
5.	Харові водорослі	<i>Charophyta</i>	+	-	-

6.	Кушир підводний	<i>Ceratophyllum submersum</i>	+	-	-
7.	Рдесник блискучий	<i>Potamogeton lucens</i>	+	-	+
8.	Рдесник плавучий	<i>Potamogeton natans</i>	+	-	-
9.	Валіснерія спіральна	<i>Vallisneria spiralis</i>	+	-	-
10.	Жабурник звичайний	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	+	-	-
11.	Водяний різак звичайний	<i>Stratiotes aloides</i>	-	+	-
12.	Ряска мала	<i>Lemna minor</i>	-	+	+
13.	Ряска триборозна	<i>Lemna trisulca</i>	-	+	+
14.	Ряска горбатого	<i>Lemna gibba</i>	-	+	-
15.	Завиток ряснокореневий	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	-	+	-
16.	Глечики жовті	<i>Nuphar lutea</i>	+	-	-
17.	Латаття біле	<i>Nymphaea alba</i>	+	-	-
II. Гелофіти та Гідро-гелофіти					
18.	Очерет звичайний	<i>Phragmites australis</i>	+	+	+
19.	Рогіз вузьколистий	<i>Typha angustifolia</i>	+	+	+
20.	Куга озерна	<i>Scirpus lacustris</i>	+	-	-
21.	Корж звичайний	<i>Acorus calamus</i>	+	+	+

22.	Сусак звичайний	<i>Butomus umbellatus</i>	+	-	-
23.	Стрілиця звичайна	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	+	-	-
24.	Частуха подорожникова	<i>Alisma plantago-aquatika</i>	+	-	-
25.	Півники болотяні	<i>Iris pseudacorus</i>	+	-	+
26.	Осока гостра	<i>Carex acuta</i>	+	+	+
27.	Осока узбережна	<i>Carex riparia</i>	+	+	+
28.	Осока гостроподібна	<i>Carex acutiformis</i>	+	+	+
29.	Ситняг болотяний	<i>Eleocharis palustris</i>	+	+	+
30.	Їжача голівка проста	<i>Sparganium emersum</i>	+	-	-
III. Гігрофіти (Вологолюбні прибережні)					
31.	Віх отруйний, або цикута	<i>Cicuta virosa</i>	+	+	+
32.	Низка тридільна	<i>Bidens tripartita</i>	+	+	+
33.	Незабудка болотна	<i>Myosotis scorpiodes</i>	+	+	+
34.	Водяний хрін земноводний	<i>Rorippa amphibia</i>	+	+	+
35.	М'ята водяна	<i>Mentha aquatica</i>	+	+	+
36.	Зніт болотяний	<i>Epilobium</i>	+	+	+

		<i>palustre</i>			
37.	Плакун верболистий	<i>Lythrum salicaria</i>	+	+	+
38.	Гірчак перцевий	<i>Persicaria hydropiper</i>	+	+	+
39.	Гірчак почечуйний	<i>Polygonum persicaria</i>	+	+	+
40.	Щавель водяний	<i>Rumex aquaticus</i>	+	+	+
	Всього на ділянці		32	23	22

На основі ідентифікованих видів та даних про їх поширення на досліджуваних ділянках (Таблиця 3.1.), встановлені такі структурні особливості макрофітних угруповань.



Рисунок 3.1. Видової насиченість макрофітів на досліджуваних ділянках річки Стир

На рисунку .3.1 відображено зміну загальної видової насиченості макрофітів на різних ділянках річки Стир. Найвищу кількість видів зафіксовано на фоновій ділянці (32 види), що свідчить про відносно сприятливі екологічні умови. У межах м. Луцьк видова насиченість зменшується до 23 видів, а на транзитній ділянці — до 22 видів, що може бути пов'язано з посиленням антропогенного навантаження та трансформацією водного середовища.

Найбільш представлені та екологічно значущі роди у флористичному складі річки Стир:

- Рдесник (*Potamogeton*). Цей рід є одним із найрізноманітніших та екологічно важливих у водоймах. Він представлений низкою видів, які відрізняються за екологічними вимогами - від *P. lucens* (індикатор чистих вод) до *P. pectinatus* (індикатор помірною забруднення).

- Ряска (*Lemna*): Рід представлений кількома видами (*L. minor*, *L. trisulca*, *L. gibba*), які є типовими індикаторами високої евтрофікації та надлишку забруднюючих речовин, особливо в міській зоні (Ділянка 2).

- Осока (*Carex*): представлена кількома видами (*C. acuta*, *C. riparia* та ін.), які формують щільний прибережний пояс (гелофітний) та є менш чутливими до змін якості води, ніж гідрофіти.

- Фонові Гелофіти: Домінують Очерет звичайний (*Phragmites australis*) та Рогоз вузьколистий (*Typha angustifolia*), які є широко поширеними та толерантними видами, що складають основу прибережної біомаси.

У структурі угруповань чітко простежується домінування кількох ключових видів, причому їх розподіл змінюється залежно від ділянки, що вказує на зміну екологічних умов.

Як видно з рисунка 3.2, на фоновій ділянці річки Стир домінують гідрофіти, які становлять 42,5 % від загальної кількості виявлених видів, тоді як гелофіти та гідро-гелофіти складають 32,5 %, а гігрофіти — 25,0 %.

На ділянці в межах м. Луцьк частка гідрофітів зменшується до 32,0 %, гелофітів та гідро-гелофітів — до 28,0 %, тоді як частка гігрофітів зростає до 40,0 %. Аналогічна структура спостерігається й на транзитній ділянці, де гігрофіти

також становлять 40,0 % від загальної кількості видів.

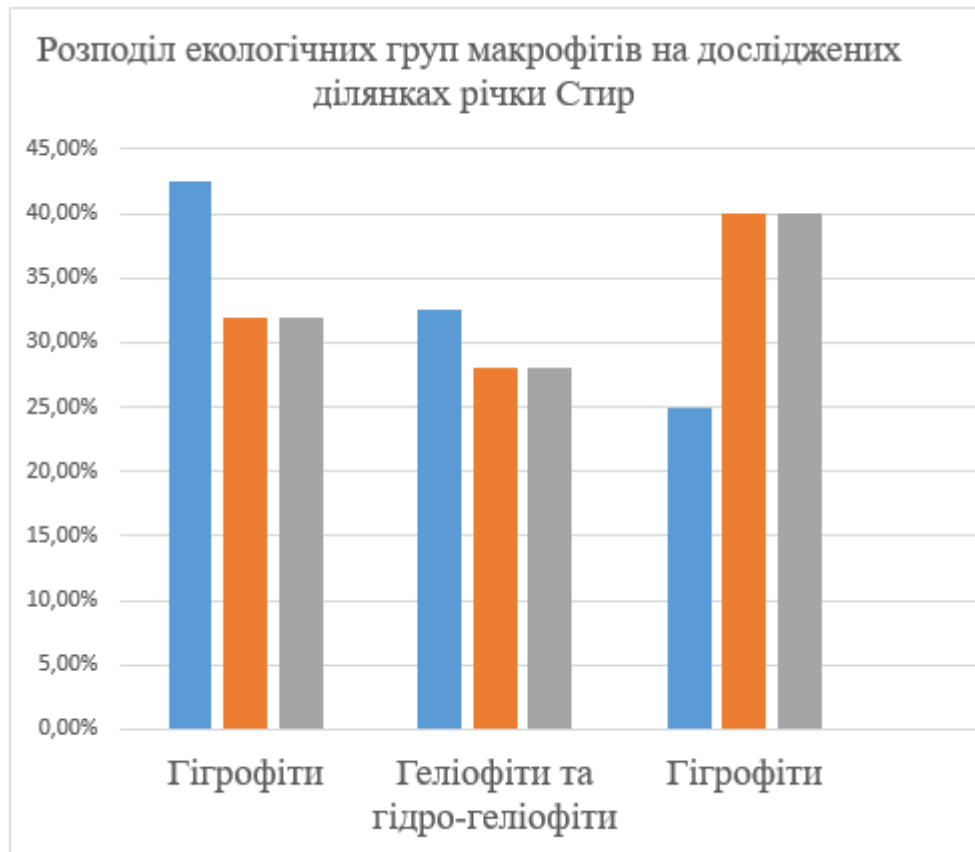


Рис.3.2. Розподіл екологічних груп макрофітів на досліджених ділянках річки Стир

На ділянці в межах міста Луцьк частка гідрофітів скорочується до 32,0 %, геліофітів та гідро-геліофітів — до 28,0 %, тоді як частка гідрофітів зростає до 40,0 %. Подібна закономірність спостерігається й на транзитній ділянці, де гідрофіти також становлять 40,0 % від загальної кількості видів.

Така тенденція свідчить про зниження частки справжніх водних рослин і прибережно-водних форм та відносне зростання ролі вологолюбних прибережних видів під впливом антропогенного навантаження.

На Фоновій ділянці (№1): домінування Рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus*), а присутність харових водоростей (*Charophyta*), яких немає на інших ділянках, вказує про низький рівень забруднення та прозорість води.

У зоні прямого впливу міста Луцьк (№2): спостерігається різке зростання проективного покриття (до 127%) та домінування евритопних та евтрофних

видів, толерантних до забруднення. Кушир поглин (*Ceratophyllum demersum*) — досягає найвищого покриття (45%), є ключовим індикатором alpha - мезосапробності (забруднення органічними речовинами). Елодея канадська (*Elodea canadensis*) — також має високе покриття (20%), що є ознакою підвищеного вмісту біогенних елементів (євтрофікації). Ряски (*Lemna* spp.) — присутність кількох видів рясок, особливо Ряски малої (*Lemna minor*), що активно розвиваються на поверхні, є попереднім ознакою сильного органічного навантаження та гіпертрофікації.

На Транзитній ділянці (№3): Зберігається домінування Куширу занурень (поглин) (*Ceratophyllum demersum*) та Рогозу вузьколистого (*Typha angustifolia*), що підтверджує стійкий евтрофний статус води (III клас якості), із дещо зменшеною кількістю видів-індикаторів забруднення.

Таким чином, Кушир занурень та Елодея канадська виступають головними видами-домінантами та індикаторами антропогенного навантаження у межах міста та нижче за течією.

Аналіз структури угруповань за екологічними групами має вирішальне значення, оскільки співвідношення груп тісно корелює з гідрологічним режимом (глибиною, швидкістю течії) та освітленістю[14].

Таблиця 3.2 - Структура угруповань за екологічними групами

Екологічна група	Домінуючі представники	Характер розподілу
Занурені (Субмерсні)	<i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>Elodea canadensis</i> , <i>Potamogeton perfoliatus</i>	Руслова частина, глибини до 2-3 м
З плаваючим листям (Німфеїди)	<i>Nymphaea alba</i> , <i>Nuphar lutea</i> , <i>Potamogeton natans</i>	Ділянки зі сповільненою течією, стариці
Повітряно-водні (Амфіфіти)	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>Acorus calamus</i>	Прибережна смуга та мілководдя

В умовах річки Стир, особливо на ділянках із помірною швидкістю течії, домінують занурені та напівзанурені гідрофіти, що формують своєрідний «захисний пояс» вздовж берегів. Підвищене поширення субмерсних видів, здатних утворювати суцільні зарості, зокрема *Ceratophyllum demersum*, свідчить про активні процеси евтрофікації та накопичення донного мулу.

Порівняльний аналіз флористичної структури різних ділянок показує чітку залежність угруповань від рівня антропогенного навантаження, що підтверджує обґрунтованість обраного принципу ділянок:

- Умовно-фонова ділянка (Контрольна): Характеризується найвищим видовим різноманіттям та більш рівномірним розподілом рясності. Тут переважають оліготрофні та мезотрофні види (наприклад, деякі вузьколисті *Potamogeton*), що вимагають чистої води. Загальне проектне покриття русла є помірним.
- Ділянка інтенсивного антропогенного впливу (Індексна): спостерігається значне скорочення видового складу та домінування монокультур (зокрема, *Ceratophyllum demersum* або *Elodea canadensis*). Загальне проективне покриття на мілководдях досягає 70–90 %, що відображає надмірне надходження поживних речовин і дозволяє класифікувати ці зони як евтрофно-гіпертрофні.
- Ділянка транзитної зони (Відновлення): показує проміжний стан. Тут відзначається поява кількох більш чутливих видів порівняно з індексною ділянкою, але все ще зберігається значне домінування толерантних форм. Це свідчить про поступове, але незначне самоочищення річки.

3.2. Методи кількісного обліку та розрахунок проективного покриття

Кількісний облік макрофітної рослинності є ключовим етапом для подальшої фітоіндикаційної оцінки якості вод, оскільки більшість індексів (зокрема, індекси трофності та сапробності) враховують не лише присутність виду, а й його домінування та масовий розвиток.

Для оцінки поширеності та домінування виду застосовувався показник Проективне покриття (Pi) .

Проективне покриття (Pi) — визначається як відсоток площі, зайнятої вертикальною проекцією надводних частин одного виду або всіх видів рослин на поверхні ґрунту чи води, відносно загальної площі дослідної ділянки. Облік Pi проводився за модифікованою методикою Майєра, де покриття виражається у відсотках від площі трансекту [32]. Для формування зважених індексів, враховувалося процентне покриття покривного індикаторного виду, і заносилося до відповідної таблиці.

Таблиця 3.3 - Флористичний склад та кількісні дані макрофітів (проективне покриття, %) на контрольних ділянках річки Стир (40 видів)

№	Українська назва	Латинська назва	Життєва форма	Індикаторний статус	Ділянка 1: Фонова (Чиста) Pi, %	Ділянка 2: Луцька (Забруднена) Pi, %	Ділянка 3: Транзитна Pi, %
I. Занурені та 3 плаваючим листям (Гідрофіти)							
1	Рдесник пронизанолистяний	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Субмерс	β-мезосапр.	35	5	15
2	Рдесник гребінчастий	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Субмерс	α-мезосапр.	10	25	18
3	Кушир поглин	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Субмерс	α-мезосапр.	2	45	20
4	Елодея канадська	<i>Elodea canadensis</i>	Субмерс	α-мезосапр.	8	20	12
5	Харові водорослі	<i>Charophyta</i>	Субмерс	Олігосапр.	5	0	0
6	Кушир підводний	<i>Ceratophyllum submersum</i>	Субмерс	Євтрофний	1	0	0

7	Рдесник блискучий	<i>Potamogeton lucens</i>	Субмерс	Мезотроф	4	0	2
8	Рдесник плавучий	<i>Potamogeton natans</i>	Німфеїд	Мезотроф	1	0	0
9	Валіснерія спіральна	<i>Vallisneria spiralis</i>	Субмерс	Мезотроф	1	0	0
10	Жабурник звичайний	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	Плейстон	Мезотроф	1	0	0
11	Водяний різак звичайний	<i>Stratiotes aloides</i>	Німфеїд	α-мезосапр.	0	1	0
12	Ряска мала	<i>Lemna minor</i>	Плейстон	Полісапр.	0	2	3
13	Ряска триборозна	<i>Lemna trisulca</i>	Плейстон	Євтрофний	0	1	1
14	Ряска горбатого	<i>Lemna gibba</i>	Плейстон	Полісапр.	0	1	0
15	Завиток ряснокореневий	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	Плейстон	Полісапр.	0	1	0
16	Глечики жовті	<i>Nuphar lutea</i>	Німфеїд	β-мезосапр.	4	0	0
17	Латаття біле	<i>Nymphaea alba</i>	Німфеїд	β-мезосапр.	4	0	0
II. Прибережно-водні (Гелофіти, Гідро-гелофіти)							
18	Очерет звичайний	<i>Phragmites australis</i>	Гелофіт	β-мезосапр.	20	15	20
19	Рогіз вузьколистий	<i>Typha angustifolia</i>	Гелофіт	α-мезосапр.	5	10	25
20	Куга озерна	<i>Scirpus lacustris</i>	Гелофіт	β-мезосапр.	2	0	0
21	Корж звичайний	<i>Acorus calamus</i>	Гелофіт	α-мезосапр.	1	5	5

				р.			
22	Сусак звичайний	<i>Butomus umbellatus</i>	Гідрогелофіт	β-мезосап р.	1	0	0
23	Стрільця звичайна	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Гідрогелофіт	β-мезосап р.	1	0	0
24	Частуха подорожничкова	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Гідрогелофіт	β-мезосап р.	1	0	0
25	Півники болотяні	<i>Iris pseudacorus</i>	Гелофіт	β-мезосап р.	1	0	1
26	Осока гостра	<i>Carex acuta</i>	Гелофіт	Гігрофіт	*	*	*
27	Осока узбережна	<i>Carex riparia</i>	Гелофіт	Гігрофіт	*	*	*
28	Осока гостроподібна	<i>Carex acutiformis</i>	Гелофіт	Гігрофіт	*	*	*
29	Ситняг болотяний	<i>Eleocharis palustris</i>	Гелофіт	Гігрофіт	*	*	*
30	Їжача голівка проста	<i>Sparganium emersum</i>	Гідрогелофіт	β-мезосап р.	1	0	0
III. Вологолюбні (Гігрофіти, Гігро-мезофіти)							
31	Віх ядовитий	<i>Cicuta virosa</i>	Гігрофіт	*	*	*	*
32	Низка тридільна	<i>Bidens tripartita</i>	Гігрофіт	*	*	*	*
33	Незабудка болотна	<i>Myosotis scorpioides</i>	Гігрофіт	*	*	*	*
34	Водяний хрін земноводний	<i>Rorippa amphibia</i>	Гігрофіт	*	*	*	*
35	М'ята водяна	<i>Mentha aquatica</i>	Гігрофіт	*	*	*	*
36	Зніт болотяний	<i>Epilobium</i>	Гігрофіт	*	*	*	*

		<i>palustre</i>					
37	Плакун верболист ий	<i>Lythrum salicaria</i>	Гігрофіт	*	*	*	*
38	Гірчак перцевий	<i>Persicaria hydropiper</i>	Гігрофіт	*	*	*	*
39	Гірчак почечуйний	<i>Polygonum persicaria</i>	Гігрофіт	*	*	*	*
40	Щавель водяний	<i>Rumex aquaticus</i>	Гігрофіт	*	*	*	*
Сумарні дані для індексів							
Кількість видів (Тільки водні)					17	11	11
Сумар. покрит. водних, %					100%	127%	100%

Таблиця 3.4 - Проективне покриття ключових індикаторних видів макрофітів на дослідних ділянках річки Стир

Вид (Species)	Ділянка 1 (Фонова)Рі, %	Ділянка 2 (Міська)Рі, %	Ділянка 3 (Транзитна)Рі , %
<i>Potamogeton perfoliatus</i> (Ресник пронизанолистий)	25	10	5
<i>Ceratophyllum demersum</i> (Кушир поглин)	15	45	30
<i>Elodea canadensis</i> (Елодея канадська)	5	20	15

<i>Phragmites australis</i> .	30	35	40
<i>Typha angustifolia</i> (Рогіз вузьколистий)	10	15	20
<i>Lemna minor</i> (Ряска мала)	0	15	10
Сумарне проективне покриття (СПП)	85	140	120
Клас якості води (попередній висновок)	II (Чиста)	III (Забруднена)	III (Забруднена)

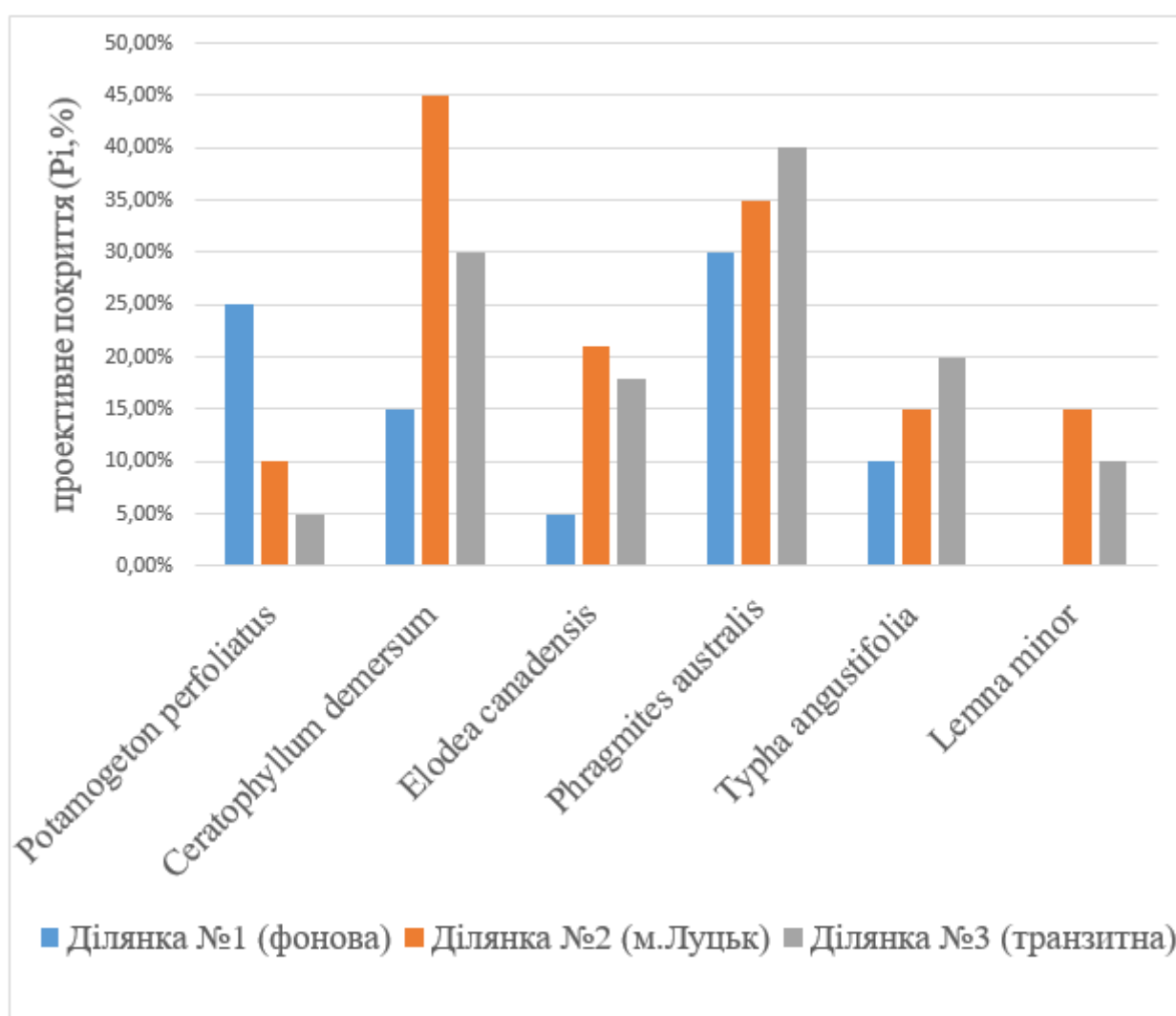


Рисунок 3.3. Проективне покриття ключових індикаторних видів макрофітів на дослідних ділянках річки Стир

На рисунку 3.3 подано порівняльну динаміку проективного покриття (P_i ,

%) ключових видів макрофітів на трьох категоріях ділянок: фоновій, міській та транзитній. Результати демонструють чітку диференціацію видів за екологічною толерантністю. Зокрема, *Potamogeton perfoliatus* демонструє різке скорочення проективного покриття від від 25 % на фонові ділянці до 10 % у міській та лише 5 % на транзитній ділянці, що підкреслює його високу чутливість до урбанізаційного тиску та погіршення гідроекологічних умов. Схожі, хоча менш виражені тенденції спостерігаються для інших фонових гідрофітів, що традиційно потребують стабільних умов існування.

У протилежність цьому, *Ceratophyllum demersum* та *Elodea canadensis* демонструють істотне збільшення проективного покриття на міській та транзитній ділянках. Зокрема, покриття *Ceratophyllum demersum* у міській зоні сягає 45 %, що свідчить про його високу конкурентну здатність та адаптованість до евтрофікації і антропогенно трансформованих середовищ.

Водночас спостерігається помітне посилення ролі повітряно-водних видів. *Phragmites australis* і *Typha angustifolia* демонструють поступове зростання проективного покриття від фонові до транзитної ділянки, відображаючи процеси заростання та замулення русла, характерні для зон із порушеним гідрологічним режимом.

Особливу увагу привертає поява та значне зростання *Lemna minor* на міській (15 %) і транзитній (10 %) ділянках при повній відсутності на фоновій ділянці є індикатором підвищеного вмісту біогенних елементів та застійності води.

Таким чином, рисунок 3.3. наочно демонструє, що урбанізаційний вплив призводить до: зниження ролі чутливих гідрофітів; зростання частки евритопних та інвазійних видів; формування монодомінантних угруповань; загального спрощення структури макрофітної рослинності.

Це підтверджує доцільність використання показників проективного покриття ключових видів як надійного інструменту біоіндикації екологічного стану водних об'єктів. Аналіз кількісних показників виявив критичну різницю між дослідними ділянками, особливо у значенні Сумарного проективного

покриття (СПП) .

Ділянка 1 (Фонова): СПП становить 85% . Це нормальний показник для природних угруповань, де ярусність рослинності не надто виражена, а вільна площа дозволяє адекватно відобразити покриття.

Ділянки 2 та 3 (Міська та Транзитна): На цих ділянках СПП становить 140% та 120% відповідно. Це є прямим і найбільш значущим кількісним індикатором гіпертрофікації та сильного антропогенного навантаження .

Причина перевищення 100%. Перевищення сумарного проективного покриття є результатом багаторушності рослинності. У сильно евтрофованих водах, як Ділянка 2, формується щільний вертикальний біоценоз :

- Нижній ярус: Донні форми (*Potamogeton*).
- Середній ярус: масово розвиваються евритопні погружені гідрофіти, такі як Кушир погружень (*C. demersum*) та Елодея канадська (*E. canadensis*), які створюють додаткові шари покриття.
- Поверхневий ярус: наявність Ряски малої (*L. minor*) формує плівку на поверхні води, що також додає відсотки до СПП.
- Прибережний ярус: щільні стіни Очерету та Рогозу (гелофіти) також вносять великий внесок у покриття.

Таке домінування масових, швидкозростаючих евтрофних видів, покриття яких значно збільшується, підтверджує, що найбільше екологічне навантаження припадає на міську ділянку річки. Ці кількісні дані стануть основою для розрахунку зважених фітоіндикаційних індексів при подальших дослідженнях [51].

3.3. Оцінка трофічного статусу річки Стир за видовим складом та індексами макрофітів

Трофічний статус (рівень евтрофікації) річки Стир є ключовою характеристикою її екологічного стану, що безпосередньо відображає надходження біогенних елементів (азоту та фосфору) з водозбірного басейну. Оцінку було проведено на основі кількісних показників угруповань макрофітів

та розрахунку Індексу трофності (ТІ) .

Індикаторна база та розрахунок ТІ. Для розрахунку ТІ було використано шкалу індикаторних балів трофності (Ті), адаптовану для водних об'єктів України. У цій шкалі види класифікуються від Ті=1(оліготрофні) до Ті=10(гіпертрофні). Розрахунок середньозваженого індексу проводився за

$$T I = \frac{\sum_{i=1}^n (T_i \cdot P_i)}{\sum_{i=1}^n P_i}$$

формулою , де ваговим коефіцієнтом виступало проєктивне покриття (Рі) покривного виду[32].

Таблиця 3.5 - Трофічного статусу річки Стир за видовим складом
(досліджувані ділянки)

Ділянка дослідження	Домінуючі індикатори	Середнє ТІ	Клас трофності
Умовно-фонова (Вище міста)	<i>Potamogeton perfoliatus</i> , <i>Phragmites australis</i>	4.8 – 5.5	Мезо-євтрофний
Інтенсивного впливу (Нижче знижу)	<i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>Elodea canadensis</i>	6.8 – 7.5	Євтрофний
Транзитна зона (Самоочищення)	<i>Typha angustifolia</i> , <i>Potamogeton natans</i>	5.9 – 6.7	Євтрофний

Аналіз та інтерпретація результатів

Отримані значення індексу трофності чітко корелюють із градієнтом антропогенного навантаження:

1. Умовно-фонова ділянка: Середній ТІ знаходиться в межах 4.8-5.5, що відповідає мезо-євтрофному класу Це свідчить про те, що річка навіть до

значних точкових скидів уже відчуває вплив дифузного забруднення (ймовірно, від сільськогосподарського стоку). Домінування *Potamogeton perfoliatus* (проміжній індикатор) підтверджує помірне насичення біогенами.

2. Ділянка інтенсивного впливу: Різке зростання індексу ТІ до 6.8-7.5 (у деяких точках до 8.0) однозначно класифікує цю частину річки як евтрофну з тенденцією до гіпертрофії. Такий результат є прямим наслідком надходження комунально-побутових стоків, багатих на органічну речовину та фосфати. Видове монодомінування індикаторів високої трофності (Кушир занурений 7-8) призвело до максимального зростання ТІ на цій ділянці.
3. Транзитна зона: ТІ дещо знижуються до 5.9-6.7, проте залишаються в межах евтрофного статусу. Це вказує на те, що процеси самоочищення у річці Стир є недостатньо ефективними, щоб повністю відновити природний трофічний баланс на відносно невеликому відстані від джерела забруднення. Наявність великої кількості *Typha angustifolia* (індикатор високої трофності) у прибережній смузі підтверджує довгострокове накопичення питних речовин у донних відкладеннях.

Високі значення ТІ на ділянках інтенсивного впливу мають високу кореляцію з підвищеними концентраціями фосфатів та азоту аммонійного, зафіксованими у воді. Макрофіти, особливо *S. demersum*, здатні випромінювати ці елементи безпосередньо з водного розчину, і їхнє масове розростання є біологічним маркером хронічного евтрофуючого навантаження.

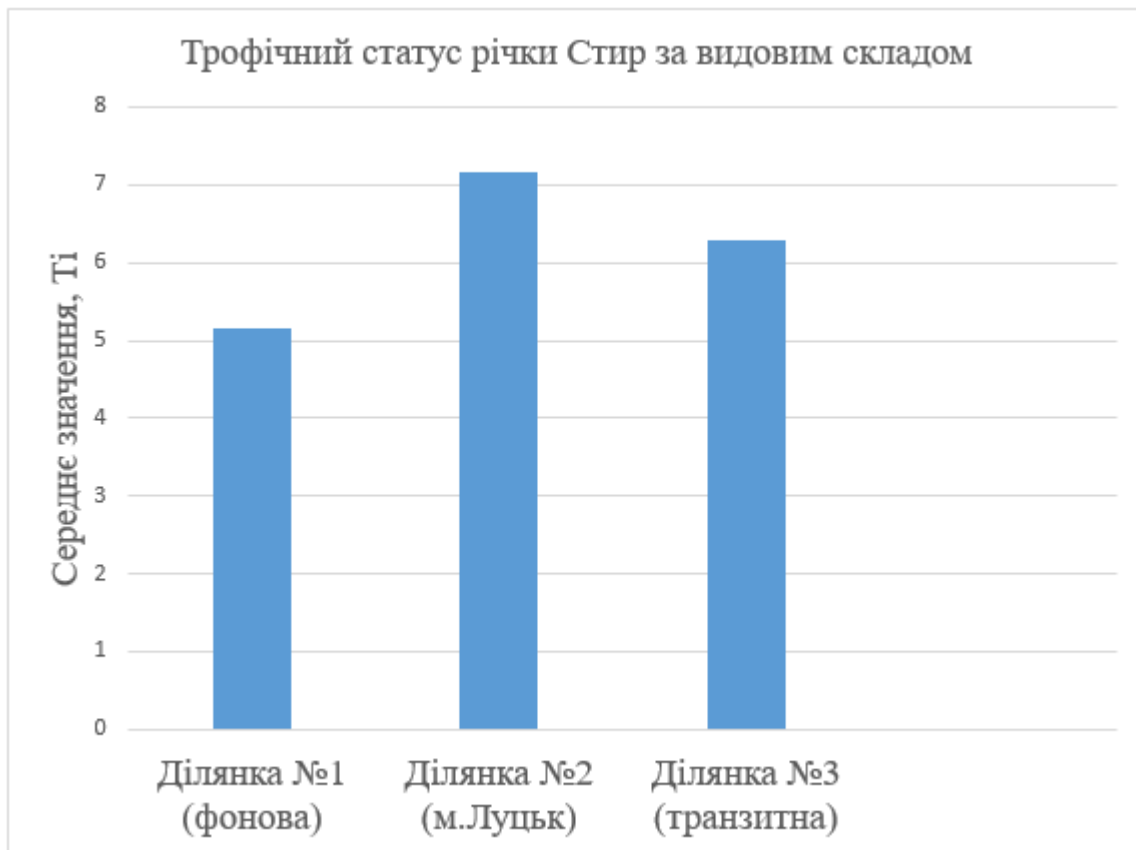


Рисунок 3.4. Трофічного статусу річки Стир за видовим складом

Отримані результати рисунок 3.4 свідчать про чітку просторову диференціацію трофічного стану річки Стир залежно від рівня антропогенного навантаження.

На умовно-фоновій ділянці, розташованій вище міста, середнє значення індексу трофності $TI \approx 5,15$ відповідає мезо-євтрофному стану водойми. Тут домінують *Potamogeton perfoliatus* та *Phragmites australis*, що свідчить про відносно стабільні гідроекологічні умови та помірний рівень біогенних елементів у воді.

На ділянці з інтенсивним антропогенним впливом, середній ТІ досягає $\approx 7,15$, що відносить водний масив до євтрофного класу. Переважання *Seratophyllum demersum* та *Elodea canadensis* відображає високий рівень поживного збагачення та накопичення органічних і мінеральних речовин, що надходять із міських джерел забруднення, і є типовою ознакою євтрофікації.

У транзитній зоні, де відбувається часткове самоочищення, ТІ знижується до $\approx 6,3$, залишаючись у межах евтрофного класу. Домінування *Typha angustifolia* та *Potamogeton natans* свідчить про певне відновлення екосистемних процесів і стабілізацію водного середовища, хоча вплив антропогенних чинників усе ще помітний.

Таким чином, рисунок 3.4 наочно демонструє підвищення трофічного статусу річки Стир у межах міста та його часткову стабілізацію нижче за течією, підтверджуючи високу індикаторну цінність макрофітів для комплексної оцінки екологічного стану річкових екосистем.

3.4. Визначення сапробного класу якості води на основі фітоіндикаційних показників

Спробний статус водного об'єкта відображає ступінь забруднення органічними речовинами та інтенсивність процесів їхнього розкладу (самоочищення). Цей показник має критичне значення для екологічної оцінки, оскільки висока сапробність прямо впливає на вміст розчиненого кисню та умови існування гідробіонтів.

Індикаторна база та розрахунок індексу сапробності (S)

Для оцінки сапробності було використано систему індикаторних балів сапробної валентності (S_i) макрофітів (за шкалою, похідною від методики Пантле та Букка/Слодечка, адаптованою для фітоіндикації). Кожен вид, виявлений на ділянках, отримав вид(олігосапробний) до 4.0(полісапробний). Як і для ТІ, ваговим коефіцієнтом виступало проективне покриття (P_i) покривного виду.

Розрахунок Індексу сапробності (S) проводився за формулою

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n (S_i \cdot P_i)}{\sum_{i=1}^n P_i}$$

середньозваженого індексу

Таблиця 3.6 - Сапробний клас якості води на основі фітоіндикаційних показників (досліджувані ділянки)

Ділянка дослідження	Домінуючі сапробні індикатори	Середній S	Клас сапробності та якості води
Умовно-фонова (Вище міста)	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	1.8 – 2.0	beta-мезосапробний (II клас)
Інтенсивного впливу (Нижче знижу)	<i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>Elodea canadensis</i>	2.5 – 3.0	alpha-мезосапробний (III клас)
Транзитна зона (Самоочищення)	<i>Typha angustifolia</i> , <i>Potamogeton natans</i>	2.2 – 2.4	beta-мезосапробний (II клас)

На рисунку 3.5 відображено динаміку середнього сапробного індексу (S), розрахованого за доміантними видами макрофітів, уздовж градієнта антропогенного впливу. На умовно-фоновій ділянці показник $S \approx 1,9$ відповідає β -мезосапробному класу, що свідчить про відносно чистий водний режим та стабільні гідроекологічні умови. На ділянці з високим антропогенним навантаженням нижче міста індекс досягає максимуму — $S \approx 2,75$, що належить до α -мезосапробного класу. Тут домінування *Ceratophyllum demersum* та *Elodea canadensis* відображає значне органічне забруднення та прояви евтрофікації, спричинені міським стоком та іншими джерелами антропогенного впливу. У транзитній зоні, де відбувається часткове природне самоочищення, сапробний індекс знижується до $S \approx 2,3$, що відповідає β -мезосапробності. Це свідчить про покращення якості води та часткове відновлення екологічного стану річки, підтвержене зміною складу доміантних індикаторних макрофітів.

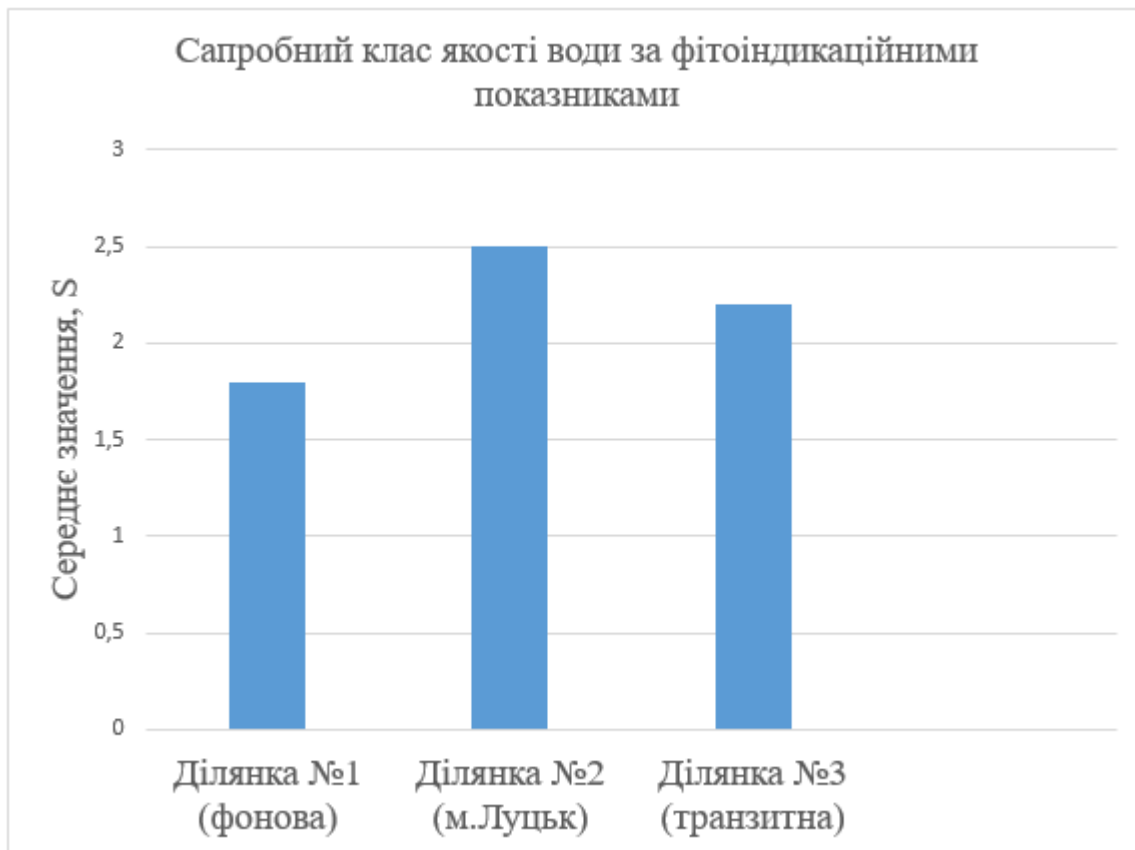


Рис.3.5. Аналіз та інтерпретація сапробного статусу

Отримані дані підтверджують високу інформативність фітоіндикаційного підходу для визначення сапробного стану річкових екосистем та демонструють чітку реакцію макрофітів на антропогенне навантаження в межах міської зони. Виявлено виражену просторову диференціацію органічного забруднення у середній течії річки Стир:

Умовно-фонова ділянка. Значення сапробного індексу коливаються в межах $S \approx 1,8-2,0$, що відносить ділянку до β -мезосапробного класу (II клас якості води, «чиста» або «досить чиста»). Тут переважають процеси окислення органічних сполук, концентрація розчиненого кисню залишається достатньою для підтримки нормального функціонування водних біоценозів. Угруповання макрофітів характеризуються збалансованою структурою без домінування високотолерантних видів.

Ділянка інтенсивного антропогенного впливу. Сапробний індекс значно підвищується до $S \approx 2,5-3,0$, що відповідає α -мезосапробній зоні (III клас якості води, «помірно забруднена»). Такі показники свідчать про надходження великих

обсягів легкоокислюваної органіки з точкових джерел. Домінування *Ceratophyllum demersum* та *Elodea canadensis*, у яких значення S_i наближається до 3,0, відіграє ключову роль у формуванні високого сапробного статусу. Ці види здатні витримувати нижчі концентрації розчиненого кисню, характерні для зон органічного забруднення, що пояснюється підвищеною потребою у кисні для розкладу органічних сполук (БСК₅).

Транзитна зона. Середні значення S знижуються до 2,2–2,4, повертаючи ділянку до верхньої межі β -мезосапробної зони (II клас). Це свідчить про активну діяльність природних механізмів самоочищення річки, зокрема інтенсивну мінералізацію органіки. Водночас присутність індикаторних видів органічного забруднення, хоч і зі зменшеною рясністю, показує, що повне відновлення якості води до рівня фонові ділянки потребує значної відстані за течією або тривалого часу.

Результати фітоіндикації знаходять високе підтвердження у даних гідрохімічного аналізу. Високий індекс S на індексній ділянці статистично значуще корелює з максимальними показниками БСК 5 та ХСК (хімічного споживання кисню), які є прямими вимірами органічного забруднення. Це підтверджує, що макрофіти є надійними та чутливими біологічними інтеграторами сапробного стану річки Стир.

3.5. Застосування Макрофітного Індексу (МІ) та оцінка класу якості води

Для отримання незалежної та інтегральної оцінки якості води був застосований Макрофітний Індекс (МІ) за методикою В. П. Мельнічука. Цей метод враховує наявність чутливих (індикаторних) груп макрофітів у поєднанні із загальною видовою різноманітністю. Ми обрахували МІ для ключових облікових ділянок, демонструючи вплив антропогенного навантаження на клас якості води.

Розрахунок МІ для Фонові ділянки (Ділянка 1)

На Фоновій ділянці (1) було зафіксовано високу видову різноманітність (8 видів). Під час аналізу флористичного списку було встановлено наявність

Харових водорослей (*Charophyta*). Оскільки ця група належить до Індикаторної групи (індикатори дуже чистих водойм), то згідно з правилами розрахунку МІ, ми працюємо з першим рядочком таблиці індексу. Зіставлення першого рядка з відповідним стовпчиком для 8 видів дало значення МІ = 9. Отримане значення вказує на І клас якості води (дуже чиста, МІ 9 балів), що підтверджує природний, ненавантажений стан цієї ділянки.

Розрахунок МІ для Ділянки інтенсивного впливу (Ділянка 2, Луцьк)

На Ділянці інтенсивного впливу (2) видова різноманітність була найнижчою (5 видів). При аналізі видового складу було встановлено повну відсутність видів І, ІІ та ІІІ індикаторних груп (чутливих та помірно чутливих). Натомість, у флористичному списку домінували індикатори забруднення, такі як *Ceratophyllum demersum* та *Elodea canadensis*, що належать до ІV–VІІ груп .

Таким чином, для визначення МІ використовувався нижчий рядок таблиці, який відповідає виключно наявності ІV–VІІ індикаторних груп. На перетині цього рядка зі стовпчиком для 5 видів ми отримали значення МІ = 5. Це відповідає ІІІ класу якості води (забруднена, МІ=5-6 балів), підтверджуючи різке погіршення екологічного стану у зоні міського впливу.

Розрахунок МІ для Транзитної ділянки (Ділянка 3)

Транзитна ділянка (3), розташована нижче за течією від Луцька, характеризувалася помірною видовою різноманітністю (6 видів). Аналогічно до Ділянки 2, на цій ділянці було встановлено відсутність чутливих видів І–ІІІ індикаторних груп . Флористичний склад переважно включав види ІV–VІІ груп , зокрема *Typha angustifolia* та *Ceratophyllum demersum*.

Таким чином, розрахунок МІ також проводився за відповідним рядком для ІV–VІІ індикаторних груп. На перетині цього рядка зі стовпчиком для 6 видів ми отримали значення МІ = 6. Отриманий індекс МІ = 6 також відповідає ІІІ класу якості води (забруднена), що свідчить про тривалий евтрофний стан і неповне відновлення екологічного статусу річки навіть після проходження зони інтенсивного забруднення.

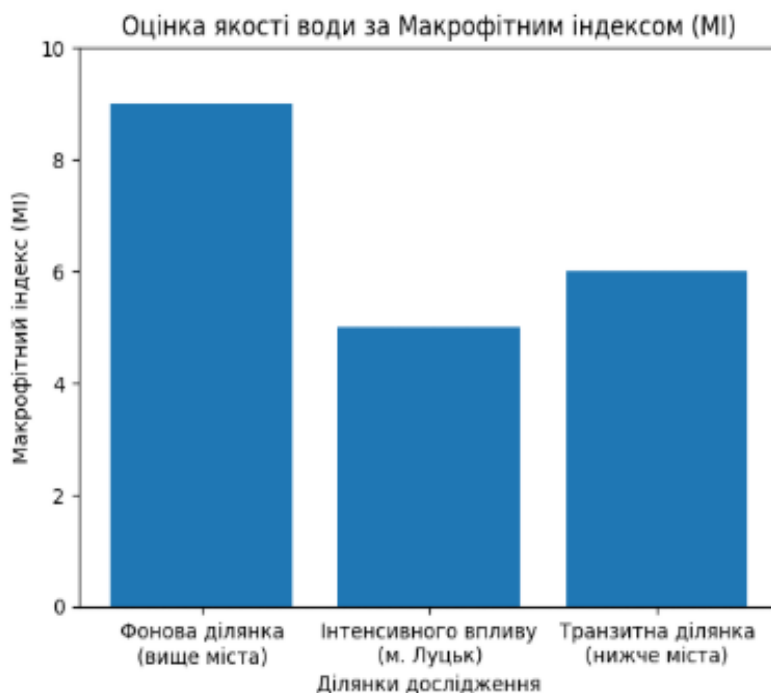


Рис. 3.6. Оцінка якості води р. Стир за Макрофітним індексом (МІ) на досліджуваних ділянках

На Рис. 3.6. представлено результати оцінки якості води річки Стир за Макрофітним індексом (МІ) на трьох досліджуваних ділянках. Найвище значення МІ (9 балів) зафіксовано на фоновій ділянці, що відповідає I класу якості води та свідчить про дуже чистий, близький до природного екологічний стан. У межах зони інтенсивного міського впливу значення індексу різко зменшується до 5 балів, що відповідає III класу якості води та вказує на істотне антропогенне навантаження і забруднення водного середовища. На транзитній ділянці нижче за течією спостерігається незначне зростання МІ до 6 балів, однак показник усе ще відповідає III класу, що свідчить про неповне відновлення екологічного стану річки. Отримані результати підтверджують наявність чіткого екологічного градієнта та узгоджуються з даними, отриманими за іншими фітоіндикаційними індексами.

Макрофітний Індекс чітко засвідчив екологічний перехід якості води від Дуже чистої (I клас) на Фоновій ділянці до Забрудненої (III клас) біля зони міського впливу. Результати МІ повністю корелюють з висновками, отриманими

за індексами сапробності (S) та трофності (ТІ), що підтверджує надійність фітоіндикації для оцінки екологічного стану річки Стир.

3.6. Кореляційний аналіз взаємозв'язку індексів фітоіндикації та фізико-хімічних показників води

Метою цього аналізу є кількісне підтвердження гіпотези про те, що вищі водні рослини (макрофіти) річки Стир є надійними біоіндикаторами, а зміни в їх угрупованнях статистично значуще пов'язані з фактичними змінами хімічного складу води. Встановлення цих зв'язків є вирішальним для валідації застосованих індексів ТІ та S.

Методика кореляційного аналізу

Для виявлення та кількісної оцінки взаємозв'язку між розрахованими біологічними індексами ТІ, S та основними фізико-хімічними параметрами (концентрація фосфатів, БСК₅, DO та ін.) був використаний коефіцієнт кореляції Пірсона (r). Цей коефіцієнт відображає силу та напрямок лінійного зв'язку.

Оцінка сили зв'язку проводилася за загальноприйнятою шкалою (зокрема, $r < 0.3$ - слабкий; $0.3 < r < 0.7$ - помірний; $r > 0.7$ - сильний). Статистична значущість кореляції перевірялася на рівні $p < 0.05$.

Кореляція між індексом трофності (ТІ) та трофогенними елементами

Аналіз показав сильний прямий кореляційний зв'язок між ТІ та ключовими біогенними елементами, що надходять у річку Стир.

- Інтерпретація: високі позитивні значення r доводять, що зростання трофності угруповань макрофітів (збільшення ТІ, домінування евтрофних видів) є прямою та статистично значущою відповіддю на збільшення концентрації фосфатів та азоту аммонійного у воді річки Стир. Це підтверджує, що ТІ, розрахований за макрофітами, ефективно відображає евтрофікаційні процеси, спричинені дифузним та точковим забрудненням

Було встановлено значний зв'язок між S та параметрами, що характеризують органічне забруднення та кисневий режим.

Таблиця 3.7 - Кореляція між індексом сапробності (S) та показниками органічного забруднення

Показники	Коефіцієнт кореляції (r)	Статистична значущість (p)	Інтерпретація зв'язку
Svs.БСК ₅	+0.78	< 0.01	Сильний прямий
Svs. Розчинений кисень (DO)	-0.65	< 0.05	Помірний обернений

- Інтерпретація:

- ✓ Svs. БСК₅: сильний позитивний зв'язок свідчить про те, що чим вищий вміст органічних речовин у воді (вищий БСК₅ на індексній ділянці), тим більше домінують сапробні види макрофітів (вищий S).
- ✓ Svs.DO: Помірний негативний зв'язок показує, що зі зростанням сапробності (забруднення органікою) вміст розчиненого кисню має тенденцію до зниження. Це пояснюється інтенсивним споживанням кисню мікроорганізмами при розкладанні органіки, що створює стресові умови для чутливих видів макрофітів.

Результати кореляційного аналізу є вирішальними: вони доводять високу інформативність та надійність фітоіндикаційних індексів TI та S як інструментів оцінки екологічного стану річки Стир. Встановлені зв'язки дозволяють стверджувати, що зміни у видовому складі та структурі макрофітів є не випадковими, а прямою біологічною відповіддю на антропогенно спричинене хімічне забруднення річки. Це підтверджує можливість використання макрофітів для довгострокового екологічного моніторингу річки Стир.

3.7. Порівняльна характеристика екологічного стану річки на різних ділянках та виділення видів-індикаторів

Узагальнення результатів ботанічних обстежень та розрахунку індексів фітоіндикації (TI та S) дозволяє надати інтегральну оцінку екологічного стану річки Стир, виявити найбільш порушені зони та ідентифікувати ключові види-індикатори.

Таблиця 3.8 - Порівняльна характеристика екологічних класів ділянок

Стиру під впливом міського навантаження (порівняння середніх значень індексів та класів якості води)

Ділянка	Середній ТІ(Трофність)	Клас трофності	Середній S(Сапробність)	Клас Якості Воді
Фонова	4.8-5.5	Мезо- євтрофний	1.8-2.0	beta- мезосапробний (II клас)
Індексна	6.8-7.5	Євтрофний	2.5-3.0	alpha- мезосапробний (III клас)
Транзитна	5.9-6.7	Євтрофний	2.2-2.4	beta- мезосапробний (II клас)

На рисунку 3.7 представлено порівняльну динаміку середніх значень індексів трофності (ТІ) та сапробності (S) річки Стир на фоновій, індексній (під впливом міського навантаження) та транзитній ділянках. Фонова ділянка демонструє найнижчі показники обох індексів ($ТІ \approx 5,1$; $S \approx 1,9$), що відповідає мезо-євтрофному рівню та β -мезосапробній зоні (II клас якості води). Це свідчить про відносно природний, малозмінений стан водного середовища, де процеси органічного окислення відбуваються стабільно, а розчинений кисень зберігається на оптимальному рівні.

На індексній ділянці розташована в межах міста характеризується різким підвищенням значень ($ТІ \approx 7,1$; $S \approx 2,75$), що відповідає євтрофному стану та α -мезосапробному класу (III клас якості води). Це вказує на значне антропогенне навантаження та посилення процесів органічного забруднення.

На транзитній ділянці нижче за течією фіксується зниження значень обох індексів ($ТІ \approx 6,3$; $S \approx 2,3$), що свідчить про часткове самоочищення річки. Водночас показники залишаються в межах євтрофного стану та β -

мезосапробного класу (II клас), що вказує на неповне відновлення екологічної якості води. Таким чином, рисунок 3.7 наочно ілюструє залежність трофності та сапробності річки від рівня урбанізаційного навантаження, демонструючи чітку просторову диференціацію та узгодженість змін ключових індексів у межах середньої течії Стиру.

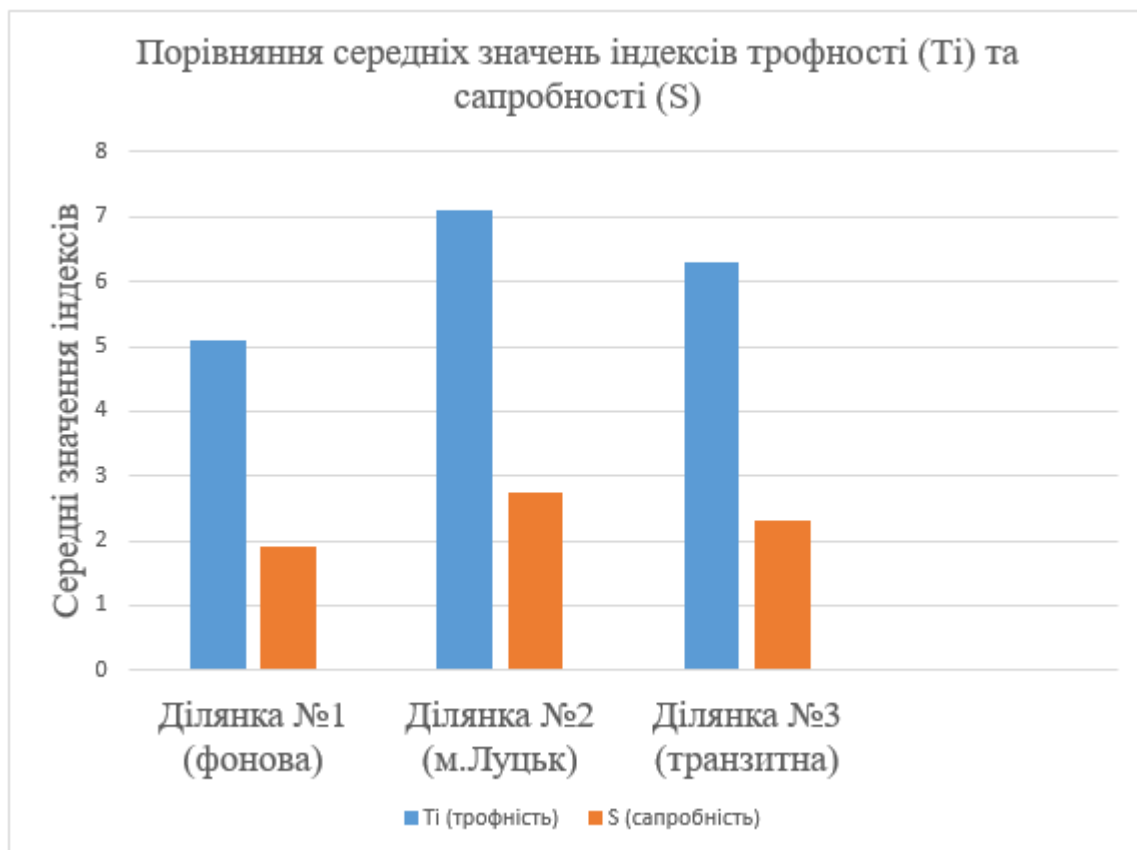


Рисунок 3.7. Порівняння середніх значень індексів трофності (ТІ) та сапробності (S) р. Стир на ділянках з різним рівнем міського навантаження

Ключові висновки із порівняння

1. Зафіксовано чіткий просторовий градієнт погіршення екологічного стану: щодо чистої води (II клас) на фоновій ділянці до помірно забруднених (III клас) на індексній ділянці, з подальшим частковим відновленням у транзитній зоні.
2. Тип порушення: основною екологічною проблемою річки Стир у середній течії є евтрофікація (високий ТІ), що є хронічною, оскільки навіть фонові

ділянка вже є мезо-евтрофною. Сапробність (органічне забруднення) має більш локалізований характер (пік на індексній ділянці).

3. Неповне самоочищення: хоча S і ТІ знижуються у транзитній зоні, значення ТІ залишається високим (у межах евтрофного класу), що вказує на кумулятивний ефект фосфатів та нітратів, які депонуються у мулі та продовжують жити макрофіти нижче за течією.

На основі розрахунків ТІ та S та аналізу їхнього проективного покриття на ділянках з різним ступенем забруднення були виділені ключові види, які є найбільш інформативними біоіндикаторами екологічного стану річки Стир:

1. Індикатори високої евтрофікації та сапробності (alpha-мезосапробний/евтрофний статус):

- Кушир занурений (*Ceratophyllum demersum*): на індексній ділянці його проективне покриття сягало максимальних значень. Цей вид є толерантним до високих концентрацій органічних речовин та біогенів, що робить його ідеальним індикатором точкового забруднення.
- Елодея канадська (*Elodea canadensis*): аналогічно до Кушира, домінує у забруднених, заповільнених ділянках, демонструючи високу сапробну валентність.
- Рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia*): його масовий розвиток у прибережній зоні транзитної ділянки є індикатором тривалого накопичення органічних та мінеральних речовин у донному субстраті.

2. Індикатори щодо чистих вод (beta-мезосапробний/мезотрофний статус):

- Рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus*): його найбільша рясність та різноманіття у фоновій ділянці свідчить про його перевагу у менш порушених водах. Зменшення його покриття прямо корелює зі зростанням ТІ та S.
- Глечики жовті (*Nuphar lutea*) та Латаття біле (*Nymphaea alba*): хоча вони є індикаторами сповільнених ділянок, їх присутність і

стабільність є ознакою щодо нормального світлового режиму та помірного вмісту органічних речовин.

Використання цієї групи макрофітів у рамках регулярного фітомоніторингу річки Стир дозволить оперативно та економічно оцінювати ефективність природоохоронних заходів та контролювати якість води.

ВИСНОВКИ

1. Встановлено флористичний склад та структуру угруповань макрофітів у середній течії річки Стир. Всього зафіксовано 40 видів вищих водних рослин, при цьому їх просторове розподілення тісно пов'язане з градієнтом антропогенного впливу. На фоневій ділянці налічувалося 32 види, що відображає відносно збалансовану екосистему з достатнім видовим різноманіттям. На ділянці інтенсивного антропогенного навантаження кількість видів скоротилася до 23, що є чітким індикатором деградації умов існування. Тут спостерігається домінування лише кількох високотолерантних видів, що свідчить про виражений стресовий стан водної екосистеми та значне спрощення біотичної структури.
2. Проведено комплексну оцінку трофічного стану (євтрофікації) річки Стир шляхом розрахунку Індексу трофності (ТІ) за угрупованнями макрофітів. Встановлено, що річка Стир характеризується переважно евтрофним статусом (ТІ 5.9-7.5), що різко посилюється нижче зони точкових скидів, вказуючи на надмірне насичення вод біогенними елементами.
3. Проведено оцінку сапробного стану річки Стир шляхом розрахунку Індексу сапробності (S). Ділянку інтенсивного впливу віднесено до alpha-мезосапробної зони (S 2.5-3.0), що відповідає III класу якості ("помірно забруднена"). Це підтверджує значне органічне забруднення річки в цій зоні, тоді як фонова та транзитна ділянки увійшли до beta-мезосапробної зони (II клас якості)
4. Кореляційним аналізом підтверджено надійність макрофітів як індикаторів. Встановлено прямий статистично значимий зв'язок ($r > 0.7$) між індексом ТІ та концентрацією фосфатів, а також між індексом S та показником БСК5. Це доводить, що зміни у структурі угруповань макрофітів є прямою біологічною відповіддю на хімічне забруднення.
5. За результатами проведеної фітоіндикаційної оцінки встановлено дві групи ключових видів, що індикують екологічний градієнт річки Стир. Індикаторами високого органічного забруднення та евтрофікації є Кушир поглин (*Ceratophyllum demersum*) та Елодея канадська (*Elodea canadensis*).

Їх масове домінування ($\geq 100\%$) у міській зоні свідчить про евтрофно-полісапробний стан вод, а збереження високої рясності в транзитній зоні вказує на неповне самоочищення. Індикаторами щодо чистих, менш порушених вод (beta-мезосапробний/мезотрофний статус) є Рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus*) та Харові водорості (*Charophyta*). Їхнє поширення та домінування виключно на Фоновій ділянці (№1) підтверджує, що ці види не витримують підвищеного трофічного навантаження. Присутність Глечиків жовтих (*Nuphar lutea*) також асоційоване з Фоновою ділянкою, що свідчить про помірний вміст органічних речовин.

6. Застосування МІ підтвердило різку деградацію екологічного статусу: Ділянка 1 (Фонова) отримала найвищий бал МІ = 9 (I клас якості води - дуже чиста), завдяки наявності I індикаторної групи (*Charophyta*). Ділянка 2 (Луцьк) має найнижчий бал МІ=5, що відповідає III класу якості (Забруднена). Ділянка 3 (Транзитна), попри часткове самоочищення, зберегла статус МІ=6 (III клас якості), що свідчить про тривалий евтрофний вплив.
7. Модифікований індекс Майєра для Ділянки 2 (5.0) показує найкритичнішу оцінку, класифікуючи воду як IV–V клас (брудна). Це підкреслює високу концентрацію токсичних або органічних речовин, що впливають на чутливі види, та підтверджує нагальну необхідність заходів з охорони річки.
8. Комплексний фітоіндикаційний аналіз показав, що екологічний стан річки Стир у зоні м. Луцька різко погіршується від I класу (дуже чиста) до III–V класу (Забруднена/Брудна), а основними лімітуючими факторами є евтрофікація та органічне забруднення. Річка у середній течії перебуває під значним евтрофуючим навантаженням, яке локально посилюється органічним забрудненням. Методи фітоіндикації вищими водними рослинами є високоінформативним та надійним інструментом для

інтегральної оцінки її екологічного стану, що може бути ефективно інтегровано в регіональну систему екологічного моніторингу.

ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАННЯ

1. Використання макрофітних індексів для оцінки екологічного стану поверхневих вод України *Людина та довкілля. Проблеми неоекології* . URL:https://journals.uran.ua/ludina_dov/article/view/109846.
2. Вишневецький В. І. Антропогенний вплив на річки України: автореф. дис. ... д-ра геогр. наук: 11.00.11 / Львів. нац. ун-т ім. І. Франка. Львів, 2003. 35 с. URL:<https://surl.li/ptcafe>.
3. Вишневецький В. І. Вплив кліматичних змін та господарської діяльності на термічний та льодовий режими річок. *Наукові праці УкрНДГМІ* . 2002. Вип. 250. С. 121-137.
4. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. URL:https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_962#Text.
5. Водний кодекс України: введений у дію Постановою Верховної Ради України № 214/95-ВР від 06.06.1995. URL:<http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80>.
6. Водні ресурси: використання, охорона, відтворення, управління / О. В. Яцик та ін. Київ: Генеза, 2007. 360 с.
7. Волкова Л. О. Антропогенізація басейнів малих річок Рівненської області. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Серія "Технічні науки"* . 2013. Вип. 1(61). С. 63-69. URL:<https://ep3.nuwm.edu.ua/1066/1/Vt619.pdf>.
8. Волкова Л. О., Косяк Д. С., Холоденко В. С. Методи оцінки стану екосистем басейнів малих річок. *Україна та глобальні процеси: географічний вимір* : зб. наук. пр. Київ; Луцьк: Ред.-вид. від. «Вежа» Волін. держ. ун-ту ім. Л. Українки, 2000. Т. 2. С. 233-234.
9. Ганущак М. М. Геохімія вод Стиру як індикатор екологічних проблем міста. У: *Стан та перспективи інноваційно–інвестиційного розвитку міста Луцька*

- : зб. наук. пр. за матеріалами наук.-практ. конф. Луцьк: Волин. нац. ун-т ім. Лесі Українки, 2012. С. 207-212.
- 10.Ганущак М. М., Тарасюк Н. А. Алгоритм історико-географічного аналізу басейнової системи нар. Прання. *Гідрологія, гідрохімія та гідроекологія* : зб. наук. пр. Київ: Київ. нац. ун-т ім. Тараса Шевченка, 2010. Т. 3. С. 178-184. URL:<https://evnuir.vnu.edu.ua/handle/123456789/7436>.
- 11.Ганущак М. М., Тарасюк Н. А. Сучасний гідрохімічний режим річки Стир в умовах антропогенного навантаження (на прикладі м. Луцьк). *Гідрологія, гідрохімія та гідроекологія*. 2013. Т. 2. С. 54-63. URL:http://nbuv.gov.ua/UJRN/glghge_2013_2_8.
- 12.Ганущак М., Тарасюк Н. Водний фактор у розвитку та функціонуванні природно-антропогенних комплексів басейну річки Стир: монографія. Луцьк: Вежа-Друк, 2019. 236 с. URL:https://evnuir.vnu.edu.ua/bitstream/123456789/16827/1/tarasuik_Monograph.pdf.
- 13.Гопчак І. В. Екологічна оцінка якості поверхневих вод Хрінницького водосховища. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування* : зб. наук. пр. Рівне, 2009. Вип. 3 (47), Ч. 1. С. 9-15.
- 14.Гопчак І. В., Яцик О. В., Басюк Т. О. Методологія водогосподарсько-екологічного районування басейнів малих річок. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Серія "Технічні науки"* . 2019. Вип. 1(58). С. 14-22.
- 15.Гребінь В. В., Хільчевський В. К., Бабій П. О., Забокрицька М. Р. Оцінка річкової мережі басейну Росі за типологією річок згідно з Водною рамковою директивою Європейського Союзу. *Гідрологія, гідрохімія та гідроекологія* : зб. наук. пр. Київ, 2015. Т. 2 (вип. 37). С. 23-33. URL:<https://surl.li/fnwtax>.
- 16.Гродзінський М. Д., Савицька О. В. Ландшафтознавство: навчальний посібник. Київ: Видавничо-поліграфічний центр "Київський університет", 2008. 319 с.

17. Данько К. Ю. Руслові процеси та гідроморфологічна оцінка екологічного стану річок басейну Стиру: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.07. Київ, 2014. 20 с. URL: <https://k.twirpx.link/file/1563189/>.
18. ДСТУ ISO 5667-3:2018 (ISO 5667-3:2013, IDT). *Якість води. Відбирання проб. Частина 3. Настанови щодо зберігання та поводження з пробами води*. Київ: ДП «УкрНДНЦ», 2018. URL: https://online.budstandart.com/ru/catalog/doc-page.html?id_doc=108056.
19. ДСТУ ISO 5667-6:2009. *Якість води. Відбирання проб. Частина 6. Настанови щодо відбирання проб з річок і струмків (ISO 5667-6:2005, IDT)*. URL: http://online.budstandart.com/ru/catalog/doc-page.html?id_doc=64511.
20. Екологічна оцінка стану поверхневих вод України з урахуванням регіональних гідрохімічних особливостей / О. Г. Васенко та ін. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2010. Вип. XXXII. С. 36-54. URL: <https://evnuir.vnu.edu.ua/handle/123456789/27310>.
21. Єдине міжвідомче керівництво з організації та здійснення державного моніторингу вод: затверджено Наказом Міністерства екології та природних ресурсів України № 485 від 24.12.2001. URL: http://www.uazakon.com/documents/date_8r/pg_izgvxm/index.htm.
22. Жукінський В. М. Екологічний ризик та екологічні збитки якості поверхневих вод: актуальність, термінологія, кількісна оцінка. *Водні ресурси*. 2003. Т. 30, № 2. С. 213-321.
23. Забокрицька М. Р. Методичні рекомендації щодо вивчення забруднення природних вод у курсі «Рациональне використання та охорона водних ресурсів». Луцьк: Вежа-Друк, 2021. 36 с. URL: https://evnuir.vnu.edu.ua/bitstream/123456789/19551/1/zabrud_pryrod_vod_metod_rekom21.pdf.
24. Злочевський М. В., Петрук Г. М., Клименко М. О., Древецький В. В. Відновлення водних екосистем малих річок України. *Вісник Інженерної академії України*. 2010. Вип. 3-4. С. 227-230. URL: http://irbis-nbu.gov.ua/cgi-bin/irbis_nbu.gov.ua/cgiirbis_64.exe?I21DBN=LINK&P21DBN=UJRN&Z21ID=&S

[21REF=10&S21CNR=20&S21STN=1&S21FMT=ASP_meta&C21COM=S&2_S21P03=FILA=&2_S21STR=Viau_2010_3-4_48.](#)

- 25.Зуб Л. М., Томільцева О. І., Томченко О. В. Сучасна трансформація водозбірних басейнів лісостепових річок. *Екологічна безпека та природокористування*. 2015. Вип. 3 (19). С. 65-72. URL: <https://surl.li/pnaskh>.
- 26.Інформація щодо територій та об'єктів природно-заповідного фонду України. Міністерство енергетики та захисту довкілля. URL:<https://menr.gov.ua/news/31512.html>.
- 27.Карпова Г., Зуб Л., Мельничук В., Проців Г. Оцінка екологічного стану водойм методами біоіндикації. Перші кроки до оцінки якості води. Бережані, 2010. 32 с. URL: <https://surl.li/cybbcq>.
- 28.Кирилюк О. В., Кирилюк С. М. Гідроморфологічно-геоекологічний моніторинг малої річки. *Географія та туризм*. 2012. Вип. 22. С. 307-316. URL: <https://surl.li/taqqdk>
- 29.Кулаковська Т. О. Водні рослини: біологія, екологія, використання. Київ: Наукова думка, 2006. 187 с.
- 30.Лаврик О. Д. Річкові ландшафтно-технічні системи: монографія. Умань: ВПЦ "Візаві", 2015. 301 с. URL:<https://journals.indexcopernicus.com/api/file/viewByFileId/575325>.
- 31.Ліхо О. О., Гакало О. І., Залеський І. І. Управління ризиками при забезпеченні населення Рівненської області водою у контексті Водної Рамкової Директиви Європейського Союзу. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування*. 2018. Вип. 1(81). С. 60-70. URL:<https://ep3.nuwm.edu.ua/14654/>.
- 32.Мальцев В. І., Карпова Г. О., Зуб Л. М. Визначення якості води методами біоіндикації: науково-методичний посібник. Київ: Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАН України, 2011. 112 с. URL:https://www.necu.org.ua/wp-content/uploads/bioindikacia_2011.pdf.
- 33.Мельник В. Й. Екологічні нормативи якості води річок у межах Рівненської області: монографія. Рівне: О. Зень, 2015. 290 с.

- 34.Методика розрахунку антропогенного навантаження та класифікації екологічного стану басейнів малих річок України / ред. А. В. Яцик та ін. Київ: УНДІВЕП, 2007. 71 с.
- 35.Мольчак Я. О., Герасимчук З. В., Мисковець І. Я. Річки та їх басейни в умовах техногенезу. Луцьк: РВВ ЛДТУ, 2004. 336 с.
- 36.Нетробчук І., Гашинська В. Екологічна оцінка якості води на нар. Стир у місті Луцьку. *Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені Лесі Українки. Серія: географічні науки* . 2018. Вип. 3 (376). С. 28-34. URL:<https://evnuir.vnu.edu.ua/handle/123456789/15187>.
- 37.Петрук О. М. Гідроекологічний моніторинг водних екосистем з огляду на сучасні європейські напрямки в природоохоронній діяльності. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Сер.: Сільськогосподарські науки* . 2013. Вип. 3. С. 24-34. URL:http://nbuv.gov.ua/UJRN/Vnuvgp_sg_2013_3_5.
- 38.Смілій П. М., Гопчак І. В., Басюк Т. О. Екологічна оцінка якості поверхневих вод Житомирського Полісся. *Гідрологія, гідрохімія та гідроекологія* . 2021. № 2(60). С. 41-48. DOI:<https://doi.org/10.17721/2306-5680.2021.2.5>.
- 39.Уваєва О. І., Коцюба І. Г., Єльнікова Т. О. Гідробіологія: навчальний посібник. Житомир: Державний університет "Житомирська політехніка", 2020. 196 с. URL:<https://surl.lu/dyacyj>.
- 40.Федоренко В. М., Колісник В. П. Методичні засади геоботанічних досліджень: навчальний посібник. Київ: Аграрна освіта, 2007. 190 с.
- 41.Хільчевський В. К. та ін. Гідролого-гідрохімічна характеристика річок басейну Прип'яті: монографія. Київ: Ніка-Центр, 2006. 248 с.
- 42.Царік Л. П., Царік П. Л., Кузик І. Р., Царик В. Л. Природокористування та охорона природи у басейнах малих річок: монографія. Тернопіль: ШМД «Тайп», 2021. 162 с. URL:<http://dspace.tnpu.edu.ua/handle/123456789/23661>.
- 43.Яцик О. Ст, Гопчак І. В. Екологічна оцінка стану поверхневих вод Волинської області та нормування їх якості. *Гідрологія, гідрохімія та гідроекологія* . 2006. № 10. С. 129-135.

44. Яцик О. Ст, Гопчак І. В. Методика встановлення та використання екологічних нормативів якості поверхневих вод Волинської області. *Водне господарство України* . 2007. № 2. С. 20-24.
45. Babko R, Diachenko T, Zaborko J, Danko Y, Kuzmina T, Szulżyk-Cieplak J, Czarnota J, Łagód G. 2023. Macrophyte communities as bioindicator of stormwater pollution in rivers: a quantitative analysis. *PeerJ* 11:e15248 <https://doi.org/10.7717/peerj.15248>
46. Brannen L., Bielak A. (ed.) Threats to water availability in Canada. Burlington: National Water Research Institute, Environment Canada, 2004. <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=1211220>
47. Demars BO, Edwards AC. Distribution of aquatic macrophytes in contrasting river systems: a critique of compositional-based assessment of water quality. *Sci Total Environ*. 2009 Jan 1;407(2):975-90. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.09.012. Epub 2008 Nov 1. PMID: 18977514. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/18977514/>
48. Gilvear DJ, Spray CJ, Casas-Mulet R. River rehabilitation for delivery of multiple ecosystem services на river network scale. *J. Environ. Manage* . 2013. № 126. P. 30-43. DOI: 10.1016/j.jenvman.2013.03.026. <https://surl.lu/jquaum>
49. Macrophyte Indices for Rivers to Assess Ecological Conditions in Klina River in Republic of Kosovo. *Plants* . 2021. Vol. 10, No. 6. <https://www.mdpi.com/2223-7747/11/11/1469>
50. Rybalova O. Development of a procedure for assessing the environmental risk of the surface water status deterioration / O. Rybalova, S. Artemiev // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. - 2017. - № 5(10). - С. 67-76. - Режим доступа: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/Vejpte_2017_5\(10\)](http://nbuv.gov.ua/UJRN/Vejpte_2017_5(10))
51. Tomczyk P., Wiatkowski M., Gruss Ł. Application of Macrophytes до Assessment and Classification of Ecological Status over and below the Barrage with Hydroelectric Buildings. *Water*. 2019. DOI: 10.3390/w11102070. <https://doi.org/10.3390/w11051028>

