

УДК: 582.26/27 (282.247.322)

Ю.С. ШЕЛЮК, д. б. н., проф.,
Житомирський державний університет імені Івана Франка,
вул. В. Бердичівська, 40, Житомир, 10002, Україна
e-mail: Shelyuk_Yulya@ukr.net
ORCID 0000-0001-6429-1028

ЗАКОНОМІРНОСТІ ПЕРЕБІГУ ПРОДУКЦІЙНО-ДЕСТРУКЦІЙНИХ ПРОЦЕСІВ У РІЗНОТИПНИХ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ БАСЕЙНІВ ПРИП'ЯТІ І ТЕТЕРЕВА

Досліджено закономірності перебігу продукційно-деструкційних процесів у різнотипних водних екосистемах басейнів головних річок Українського Полісся — Прип'яті й Тетерева, встановлено вплив чинників середовища на інтенсивність фотосинтезу і дихання фітопланктону; зроблено оцінку трофічного статусу водних об'єктів за інтенсивністю фотосинтезу та біомасою фітопланктону; з'ясовано суцесійний стан водойм і водотоків за співвідношенням продукційно-деструкційних процесів.

Ключові слова: первинна продукція, деструкція органічної речовини, фітопланктон, водні екосистеми, суцесія, баланс енергії.

Нині актуальним є поєднання басейнового та енергетичного принципів для встановлення основних закономірностей функціонування автотрофної ланки водних екосистем. Упровадження такого інтегрованого підходу дозволяє оцінити потоки енергії, продукційний потенціал і трофічний статус водних об'єктів, забезпеченість кормовими ресурсами консументів першого порядку, якість вод у басейнах річок у градієнті залежності від антропогенного навантаження.

Актуальність досліджень продукційно-деструкційних процесів у типологічно різних водних об'єктах: природних (річках і озерах), антропогенно змінених (водосховищах) та штучних (водоймах, які виникли на місці кар'єрів з видобутку корисних копалин), які відрізняються за умовами існування гідробіонтів та рівнем антропогенного навантаження, обумовлена не лише необхідністю оцінки потоків енергії і прогнозування сценаріїв їхніх змін за дії природних і антропогенних чинників, а й тим,

Ц и т у в а н н я: Шелюк Ю.С. Закономірності перебігу продукційно-деструкційних процесів у різнотипних водних екосистемах басейнів Прип'яті і Тетерева. *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60, № 5. С. 3—13.

що вони є важливим підґрунтям для розробки заходів із запобігання деградації водних екосистем.

Мета роботи — встановити основні закономірності перебігу продукційно-деструкційних процесів у різнотипних водних екосистемах басейнів Прип'яті й Тетерева у градієнті залежності від антропогенного навантаження — від природних вод до істотно змінених та штучних водних об'єктів.

Матеріал і методика досліджень

В основу роботи покладено узагальнення даних, отриманих упродовж 2007—2023 рр. на різнотипних водних об'єктах (річках, озерах, водосховищах та затоплених кар'єрах з видобутку корисних копалин) басейнів головних річок Українського Полісся — Прип'яті й Тетерева. Загалом було проведено 876 дослідів із визначення первинної продукції планктону та деструкції органічної речовини. Морфометрична характеристика згаданих водних об'єктів, географічні координати станцій відбору проб наведені авторкою у попередніх публікаціях [9, 11—13].

Первинну продукцію фітопланктону A та деструкцію органічної речовини R визначали кисневою модифікацією склянкового методу на горизонтах 0,10, 0,25, 0,5 і 1,0 м залежно від глибини водних об'єктів [2, 8, 9]. Розрахунок інтегральної продукції фітопланктону ΣA під 1 м² здійснювали множенням інтенсивності фотосинтезу на глибині максимуму A_{\max} та прозорості води на станціях, де проводили дослідження; інтегральну деструкцію органічної речовини ΣR визначали множенням значень деструкції, розрахованої в одиниці об'єму R , та середніх значень глибини водних об'єктів. Для переходу від кисневих одиниць до енергетичних використовували коефіцієнт 3,51 мг O₂/кал [8].

Для оцінки дихальних втрат фітопланктону прирівняли власне дихання водоростей до 10 % A_{\max} [5, 14].

Оцінку сукцесійного стану водних екосистем зроблено на основі розрахунку індексу зрілості θ . Особливості використання даного підходу описано в попередніх роботах [9—12].

Паралельно з відбором альгологічних проб посезонно проводили гідрохімічні й гідрофізичні аналізи: вимірювали температуру води ртутним термометром ТБ-3-М1; прозорість — за диском Секкі; кольоровість — за допомогою біхроматно-кобальтової шкали; рН — рН-метром 150М; вміст розчиненого у воді кисню — методом Вінклера; окиснюваність перманганатну — методом Кубеля, вміст нітрогену нітратів, амонійного й нітритного — за [2] з подальшим перерахунком у загальний нітроген; фосфору фосфатів — за ДСТУ ISO 6878-2003 спектрометричним методом [1].

Статистичну обробку отриманих даних здійснювали за допомогою стандартних методів, реалізованих у пакеті статистичних програм Microsoft Excel та STATISTICA 10.0 (StatSoft, USA, 2010). У роботі обговорюються лише значимі кореляції ($p < 0,05$). Для отримання узагальнюючих ха-

рактик натурних даних розраховували середні їхні значення і виражали як середнє значення \pm стандартна похибка ($x \pm SE$).

Результати досліджень та їх обговорення

Особливості водозбірних басейнів головних річок Українського Полісся — Прип'яті і Тетерева обумовлюють помірну заболоченість території. Кольоровість вод переважно відповідає мезогумозному типу з дещо вищими її значеннями в озерах, особливо в Дідовому. Через значну антропогенну складову в басейнах Прип'яті й Тетерева у досліджуваних типах водних екосистем відмічається порівняно високий вміст біогенних елементів (табл. 1).

Значення середньої за вегетаційний сезон температури поверхневого шару води у водоймах лентичного типу були в межах $17,30 \pm 1,10$ — $17,50 \pm 0,72$ °С. Зниження цього показника спостерігали у річках ($15,68 \pm 0,84$ °С). Зменшення прозорості вод відбувалося в напрямку: кар'єри \rightarrow водосховища \rightarrow озера \rightarrow річки (див. табл. 1). Зворотний зв'язок прозорості з кольоровістю води ($r = -0,51$ — $-0,92$) в усіх типах водних об'єктів є свідченням того, що на їхній світловий режим впливає вміст гумусових речовин. При цьому найслабшою така кореляція була у річках, а найсильнішою у кар'єрах. Найвище середнє значення вмісту розчиненого у воді кисню зареєстровано у водосховищах. Зменшення цього показника спостерігалось у напрямку водосховища \rightarrow річки \rightarrow озера \rightarrow кар'єри. Водночас у водоймах антропогенного походження відмічено найнижче середнє значення перманганатної окиснюваності.

Таблиця 1

Основні абіотичні характеристики різнотипних водних екосистем басейнів Прип'яті й Тетерева

Показники	Річки	Озера	Водосховища	Кар'єри
Прозорість, м	0,40–1,30	0,42–1,20	0,70–1,50	0,75–1,60
	$0,77 \pm 0,03$	$0,62 \pm 0,05$	$1,09 \pm 0,02$	$1,21 \pm 0,02$
Кольоровість, °	12–85	13–78	11–88	10–36
	$36,20 \pm 1,58$	$47,67 \pm 4,45$	$42,70 \pm 0,78$	$23,3 \pm 0,96$
рН	6,00–9,52	6,50–9,54	5,55–9,18	5,70–8,74
	$7,34 \pm 0,09$	$7,22 \pm 0,09$	$7,84 \pm 0,18$	$6,90 \pm 0,06$
Розчинений кисень, мг О ₂ /дм ³	4,96–13,74	5,90–13,80	6,00–14,00	4,85–12,12
	$9,93 \pm 1,64$	$8,68 \pm 0,61$	$11,20 \pm 0,67$	$7,82 \pm 0,11$
Перманганатна окиснюваність, мг О/дм ³	5,6–28,9	5,7–21,8	5,8–22,7	4,9–10,6
	$9,01 \pm 0,54$	$10,01 \pm 1,64$	$11,1 \pm 0,21$	$5,98 \pm 0,13$
Загальний нітроген, мг N/дм ³	0,123–3,12	0,471–6,844	0,081–9,147	0,214–9,227
	$0,83 \pm 0,04$	$2,05 \pm 0,42$	$1,45 \pm 0,14$	$3,21 \pm 0,22$
Фосфор фосфатів, мг P/дм ³	0,01–0,11	< 0,01–0,07	0,01–0,25	0,01–0,27
	$0,05 \pm 0,003$	$0,02 \pm 0,001$	$0,07 \pm 0,002$	$0,08 \pm 0,003$

Примітка. Тут і в таблицях 2, 4: над рискою наведені межі коливань, під рискою — середні значення ($X \pm m_x$) показників.

Фітопланктон різнотипних водних об'єктів басейнів Прип'яті й Тетерева відрізняється за видовим багатством та кількісними показниками розвитку. Особливості їхнього формування проаналізовано у попередніх публікаціях [3, 13]. Інтенсивність фотосинтезу найвищою була у водосховищах. Розраховані середні значення валової первинної продукції для шару максимального фотосинтезу зменшуються у ряду водосховища → річки → кар'єри → озера. Проте, завдяки великим глибинам і прозорості інтегральна первинна продукція була найвищою у водосховищах і кар'єрах. Зниження цього показника відбувалося у напрямку: водосховища → кар'єри → річки → озера (табл. 2).

Валова первинна продукція в усіх типах водних екосистем визначається біомасою фітопланктону ($r = 0,51-0,76$), а також впливом таких абіотичних чинників, як інтенсивність сонячного випромінювання ($r = 0,32-0,58$), вміст фосфору фосфатів ($r = 0,52-0,54$), загального нітрогену ($r = 0,21-0,77$) і температура води ($r = 0,18-0,56$). Кольоровість у природних водах — річках й озерах пригнічувала інтенсивність фотосинтезу ($r = -0,35 - -0,51$), а в антропогенно змінених і штучних водоймах — во-

Таблиця 2

Показники розвитку фітопланктону різнотипних водних екосистем басейнів Прип'яті й Тетерева

Показники	Річки	Озера	Водосховища	Кар'єри
Кількість видів	57–184	28–86	55–184	30–172
	106,8±5,29	58,4±2,44	118,8±2,82	98,7±3,00
B , мг/дм ³	< 0,001–30,224	0,005–17,078	0,019–16,999	0,021–5,972
	2,30±5,29	1,36±0,15	2,88±0,37	1,95±0,15
N , млн. кл/дм ³	< 0,001–187,913	0,001–24,660	0,001–218,770	0,042–18,976
	5,58±0,98	1,38±0,25	9,29±1,45	1,79±0,09
A_{\max} , мг O ₂ /(дм ³ ·добу)	0,01–13,86	0,01–2,89	0,16–15,66	0,50–9,97
	4,46±0,19	1,03±0,01	5,73±0,75	4,18±0,55
ΣA , г O ₂ /(м ² ·добу)	0,06–13,87	0,01–2,31	0,30–12,58	1,13–9,24
	4,98±0,20	0,78±0,05	5,93±0,63	5,29±0,50
R , мг O ₂ /(дм ³ ·добу)	0,17–10,29	0,31–5,86	0,22–10,29	0,32–6,19
	2,28±0,09	1,12±0,05	3,62±0,38	1,94±0,37
ΣR , г O ₂ /(м ² ·добу)	0,09–11,32	0,34–4,25	0,24–10,29	1,35–11,46
	1,63±0,08	1,38±0,06	4,00±0,37	6,11±0,77
A/R	0,02–8,45	0,01–4,06	0,10–6,22	0,31–9,15
	2,30±0,14	0,89±0,03	1,86±0,22	2,55±0,31
$\Sigma A/\Sigma R$	0,03–6,22	0,01–3,42	0,13–3,18	0,34–3,35
	3,71±0,20	0,86±0,08	1,48±0,17	0,93±0,06
P/B -коефіцієнт	–0,53–7,45	0,05–8,27	0,02–2,23	0,10–3,40
	0,70±0,14	1,19±0,11	0,88±0,17	1,22±0,05
θ	–0,990–1,174	–1,671–0,957	–0,894–0,715	–0,337–0,977
	0,213±0,01	–0,144±0,02	0,054±0,01	0,057±0,02

досховищах і кар'єрах, навпаки, зумовлювала інтенсифікацію продукційних процесів ($r = 0,71—0,78$), що, можливо, є результатом стимулюючого впливу гумусових сполук на розвиток водоростей, подібного до дії гіберелінів [7].

Загалом, продукційні процеси у досліджуваних водних екосистемах басейнів Прип'яті і Тетерева виконують середовищеутворюючу роль, змінюючи їхній світловий та газовий режими і зміщуючи рН у лужний бік.

На середовищеутворюючу роль фітопланктону вказують високі коефіцієнти кореляції між A_{max} і вмістом розчиненого у воді кисню ($r = 0,50—0,68$) і рН ($r = 0,40—0,58$). Зв'язок інтенсивності фотосинтезу з прозорістю у природних водах (річках і озерах) прямий ($r = 0,44—0,58$), у водосховищах і кар'єрах — зворотний ($r = -0,51 — -0,67$), що пояснюється морфометричними та гідрооптичними особливостями досліджуваних типів водних об'єктів. Особливості зв'язку між первинною продукцією, деструкцією органічної речовини та деякими чинниками середовища у різнотипних водних екосистемах басейнів Прип'яті й Тетерева відображено в таблиці 3.

У високотрофних водних екосистемах спостерігалось зміщення максимумів біомаси й первинної продукції від весни-літа до кінця літа — початку осені. Причинами такого явища є зміни складу фітопланктону, а також подовження вегетаційного періоду водоростей внаслідок зростання температури води восени впродовж останніх кількох десятиріч. У штучних водоймах, незалежно від рівня трофії, спостерігали щосезонні максимуми інтенсивності продукційних процесів (як правило, навесні, влітку і восени).

Швидкість утворення органічної речовини в одиниці об'єму води впродовж вегетаційного сезону найвищою була у водосховищах. Розраховані середні значення деструкції органічної речовини в одиниці об'єму зменшуються у ряду водосховища → річки → кар'єри → озера. Середні значення інтегральної деструкції найвищими були у кар'єрах і водосховищах завдяки їхнім великим глибинам.

Деструкція органічної речовини у річках, водосховищах і кар'єрах тісно пов'язана з первинною продукцією ($r = 0,64—0,82$), що вказує на високу швидкість включення новоутвореної органічної речовини в біотичний кругообіг. Найсильніше цей зв'язок виражений у водосховищах. В озерних екосистемах достовірного зв'язку між A та R не виявлено.

Встановлено достовірний зв'язок інтенсивності деструкції органічної речовини з рН ($r = 0,37—0,63$), яка в свою чергу формується під впливом процесів синтезу та окиснення органічної речовини. Залежність її від вмісту розчиненого у воді кисню ($r = 0,19—0,76$) обумовлена інтенсифікацією окиснювальних процесів, спричиненою його дією. Позитивна кореляція між деструкцією органічної речовини і температурою води ($r = 0,15—0,52$) пояснюється особливостями ферментативних дихальних процесів.

Середні значення P/B -коефіцієнта найвищими були в озерах і знижувались у напрямку озера → кар'єри → водосховища → річки.

Таблиця 3
Коефіцієнти кореляції між первинною продукцією, деструкцією органічної речовини та деякими чинниками середовища у різногигієнічних водних екосистемах басейнів Прип'яті і Тетерева

Показники	Річки					Озера					Водосховища					Кар'єри				
	A_{\max}	ΣA	R	ΣR	n	A_{\max}	ΣA	R	ΣR	n	A_{\max}	ΣA	R	ΣR	n	A_{\max}	ΣA	R	ΣR	n
ΣA	0,81	—	0,56	0,63	168	0,60	—	0,10	0,04	52	0,85	—	0,72	0,63	96	0,80	—	0,85	0,77	54
A_{\max}	1,00	0,81	0,64	0,58	168	—	0,60	0,07	0,05	52	—	0,85	0,82	0,58	96	—	0,80	0,79	0,68	54
R	0,64	0,56	—	0,96	168	0,07	0,10	—	0,04	52	0,82	0,72	—	0,92	96	0,79	0,85	—	0,44	54
ΣR	0,58	0,63	0,96	—	168	0,05	0,04	0,91	—	52	0,58	0,63	0,92	—	96	0,68	0,77	0,44	—	54
Сонячна радіація	0,58	0,48	0,41	0,30	86	0,54	0,42	0,15	0,11	64	0,32	0,43	0,52	0,48	60	0,33	0,32	0,14	0,24	60
Температура води	0,41	0,52	0,52	0,46	146	0,31	0,32	0,35	0,33	64	0,56	0,44	0,25	0,30	86	0,18	0,16	0,15	0,16	60
Прозорість	0,58	0,47	0,39	0,29	68	0,44	0,51	0,08	-0,32	64	-0,51	0,38	0,49	-0,49	60	-0,67	-0,55	-0,87	-0,70	60
Кольоровість	-0,51	-0,37	0,53	0,37	62	-0,35	-0,40	0,53	0,54	32	0,71	0,36	0,76	0,75	30	0,78	0,51	0,83	0,73	46
Розчинений кисень	0,63	0,55	0,19	0,02	86	0,63	0,54	0,32	0,30	52	0,68	0,56	0,76	0,75	60	0,50	0,38	0,55	0,54	84
pH	0,58	0,54	0,63	0,63	64	0,40	0,53	0,37	0,39	52	0,45	0,45	0,43	0,29	56	0,48	0,77	0,52	0,52	66
Загальний нітроген	0,53	0,45	0,32	0,10	42	0,09	0,07	0,12	0,16	32	0,61	0,48	0,74	0,77	54	0,77	0,73	0,65	0,02	46
Фосфор фосфатів	0,52	0,38	0,24	0,11	62	0,62	0,54	0,26	0,28	32	0,52	0,41	0,08	0,02	54	0,62	0,36	0,18	0,22	46

Примітка. Достовірні кореляції за $p \leq 0,05$ позначено напівжирним шрифтом.

Розраховані індекси зрілості свідчать про те, що досліджувані водні екосистеми не досягають «зрілого» стану. Середні значення θ збільшуються у ряду озера \rightarrow водосховища \rightarrow кар'єри \rightarrow річки. При цьому у лотичних екосистемах переважає молодший («рівноважний») стан порівняно з лотичними («розвинутий»). У сезонному відношенні у річках переважно у розпал літа показники зрілості відповідають «розвинутому» стану, а в травні та жовтні підтримуються більш ранні стадії «рівноважний» — «молодий». В озерах «молодим» станом розпочинається вегетативний сезон, «молодим» і завершується через «рівноважний» і «розвинутий». У неглибоких Новоград-Волинському і Бердичівському водосховищах сукцесійний стан змінюється від «рівноважного» навесні через «розвинутий» влітку до «рівноважного» восени. У глибших Житомирському і Денишівському водосховищах переважають молодші стани: «рівноважний» та «молодий». При цьому «рівноважним» починається весняний розвиток, ним закінчується й осінній. У кар'єрах весняний розвиток фітопланктону починається «розвинутим» станом з переходом до «молодого» наприкінці весни, а на початку літа — до «розвинутого» з переважанням «рівноважного» стану від кінця червня до кінця жовтня з періодичними переходами до «молодого» стану. «Розвинутим» станом закінчується осінній розвиток водоростевих угруповань штучних водойм.

Індекс самоочищення / самозабруднення (A/R) впродовж вегетаційного сезону у досліджуваних водних об'єктах коливався у межах 0,01—9,15 і його середні значення для поверхневого горизонту в більшості водних об'єктів (крім озер) були вищими за одиницю. У просторовому розподілі відношення A/R знижувалося зі збільшенням глибини на глибоководних ділянках. Переважання продукційних процесів над деструкційними можна пояснити не лише високою забезпеченістю водоростевих клітин біогенами, а й відносно інтенсивним прогрівом води значних за площею мілководних зон низки водойм і водотоків. Незбалансованість продукційно-деструкційних процесів у подальшому може викликати накопичення автохтонної органічної речовини, і, як наслідок, — їх самозабруднення. Межі коливань $\Sigma A/\Sigma R$ сягали 0,03—6,22. Найвищі середні за вегетаційний сезон значення $\Sigma A/\Sigma R$ відмічали у річках. Зниження цього індексу відбувалось у напрямку річки \rightarrow водосховища \rightarrow кар'єри \rightarrow озера.

У більшості досліджуваних водних екосистемах інтегральна продукція перевищує деструкцію (див. табл. 2), що вказує на позитивну направленість балансу органічної речовини. Загалом, така спрямованість продукційно-деструкційних процесів властива водним екосистемам із високою інтенсивністю первинної продукції, тому що в евтрофних водах збільшується частка енергії, яка використовується на синтез органічної речовини, водночас зменшується частка енергії, яка розсіюється [15]. Автотрофна направленість функціонування відносно неглибоких річок і водосховищ, як от Бердичівського й Новоград-Волинського, властива водним екосистемам з високою продуктивністю, зумовлена до того ж інтенсивним прогрівом мілководь та великою оптичною глибиною цих водойм. Водночас це свідчить про процеси самозабруднення. Їхні значні за

площею мілководні зони є повністю евфотними, на відміну від оптично мілкої пелагіалі найглибших водосховищ Тетерева — Житомирського та Денишівського, а також кар'єрів. У згаданих водоймах за рахунок глибоководних ділянок, де переважно $A < R$, продукувана в поверхневому шарі надлишкова кількість органічної автохтонної речовини зазнає деструкції, тому $\Sigma A / \Sigma R < 1$. Незважаючи на порівняно невеликі глибини, гетеротрофна фаза переважає також в озері Горохівка з помітним болотним живленням. Імовірно, однією з причин цього є мала прозорість озерних вод за високої кольоровості.

Об'єктивну оцінку потоків енергії у водних екосистемах можна дати лише за умови врахування енергетичних втрат її окремих компонентів. Валова первинна продукція розподіляється між доступною наступному трофічному рівню чистою продукцією та диханням — часткою фіксованої енергії, яка окислюється і витрачається у вигляді тепла [4]. Дихання і прижиттєві виділення водоростей разом з виїданням, осіданням і виносом, природною їхньою смертністю, формують втрати первинної продукції. У процесі дихання клітини водоростей забезпечують енергією свою функціональну активність, регулюють ріст і підтримання біомаси [7, 14].

Проведені розрахунки вказують на те, що у середньому найменша частка валової первинної продукції на підтримання власного обміну водоростей витрачається в кар'єрах — 8,33 % (табл. 4). В інших типах водних об'єктів вона майже вдвічі більша. У вигляді доступної наступним трофічним рівням чистої продукції в евфотній зоні залишається від 55,63 % (кар'єри) до 71,07 % (водосховища) валової продукції. Дихальні втрати фітопланктону найменшими є у кар'єрах (11,54 %), а найвищими у річках (30,00 %).

Оцінку трофічного статусу досліджуваних водних об'єктів зроблено за інтенсивністю фотосинтезу та біомасою фітопланктону, які є показниками реалізованої продукції. Трофічний статус озерних екосистем спів-

Таблиця 4

Характеристика дихальних втрат фітопланктону у різних типах водних екосистем басейнів Прип'яті і Тетерева

Водні екосистеми	Чиста продукція		Дихання фітопланктону		
	мг $O_2 / (дм^3 \cdot добу)$	% від A	г $O_2 / (м^2 \cdot добу)$	% від ΣA	% від ΣR
Річки	0,41–4,74	41,20–78,14	0,02–0,67	11,24–35,13	15,22–53,71
	$2,22 \pm 0,01$	$61,61 \pm 2,14$	$0,40 \pm 0,02$	$16,92 \pm 0,11$	$30,00 \pm 1,12$
Озера	0,22–0,76	55,12–63,14	0,05–0,13	13,33–18,12	3,80–35,11
	$0,56 \pm 0,07$	$60,16 \pm 0,84$	$0,10 \pm 0,01$	$16,30 \pm 0,18$	$22,5 \pm 1,16$
Водосховища	0,89–5,44	61,3–5,44	0,22–0,79	11,50–25,00	13,5–35,3
	$3,05 \pm 0,02$	$71,07 \pm 1,40$	$0,45 \pm 0,06$	$16,23 \pm 0,10$	$23,79 \pm 1,41$
Кар'єри	1,02–3,42	41,10–79,30	0,13–0,50	5,62–12,50	5,60–27,30
	$1,84 \pm 0,15$	$55,63 \pm 0,42$	$0,32 \pm 0,07$	$8,33 \pm 0,12$	$11,54 \pm 0,17$

падає і за біомасою, і за валовою первинною продукцією та відповідає мезотрофним й евтрофним водам. Трофічний статус річок, визначений за біомасою фітопланктону, варіював від оліготрофного до евтрофного, а за інтенсивністю фотосинтезу — від мезотрофного до політрофного. Водосховища за біомасою були мезотрофними й евтрофними, а за інтенсивністю фотосинтезу їх ранжували на такі класи: евтрофні, політрофні та гіпертрофні. Водойми, які утворилися з затоплених кар'єрів, за біомасою оліготрофні, мезотрофні та евтрофні, за інтенсивністю фотосинтезу — евтрофні. Отже, для більшості річок і водосховищ, а також водойм, утворених на місці затоплених кар'єрів з видобутку корисних копалин, встановлено невідповідність у категоріях трофії за B і A_{max} . Їхній трофічний статус, визначений за інтенсивністю фотосинтезу, є вищим, ніж встановлений за біомасою фітопланктону. Це, ймовірно, зумовлено переважанням у домінуючих комплексах згаданих водойм та водотоків дрібноклітинних високопродуктивних видів. До того ж, висока інтенсивність продукційних процесів у водотоках та малих водосховищах з великими площами мілководних ділянок пояснюється підвищеною швидкістю продукційних процесів мілководь, зокрема обороту нітратів і фосфатів, інтенсивним використанням променевої енергії [6], а також швидким включенням новоутвореної органічної речовини в біотичний кругообіг.

Висновки

На підставі аналізу натурних даних встановлено основні закономірності перебігу продукційно-деструкційних процесів у різнотипних водних екосистемах басейнів Прип'яті і Тетерева в градієнті залежності від антропогенного навантаження — від природних вод до істотно змінених та штучних водних об'єктів.

Інтенсивність фотосинтезу найвищою є у водосховищах і зменшується у ряду водосховища → річки → кар'єри → озера. Проте, внаслідок великих глибин і прозорості інтегральна первинна продукція найвищою є у водосховищах і кар'єрах. Зниження цього показника відбувається у напрямку: водосховища → кар'єри → річки → озера.

Інтенсивність фотосинтезу у досліджуваних водних екосистемах басейнів Прип'яті й Тетерева виконує середовищеутворюючу роль. Свідченням цього є встановлений прямий вплив валової первинної продукції на вміст розчиненого у воді кисню і pH , а також достовірний зв'язок з прозорістю та кольоровістю вод (у природних водах — річках і озерах виявлено позитивну кореляцію прозорості вод і валової первинної продукції, а в антропогенно змінених і штучних — від'ємну; з кольоровістю у природних водах виявлено зворотний зв'язок, у водосховищах і кар'єрах — прямий).

Середні значення деструкції органічної речовини в одиниці об'єму зменшуються у ряду водосховища → річки → кар'єри → озера. Середні значення інтегральної деструкції найвищими є в кар'єрах і водосховищах завдяки їхнім великим глибинам.

У більшості водних об'єктів з властивою їм великою оптичною глибиною впродовж вегетаційного сезону переважає автотрофна фаза. Гетеротрофна фаза домінує у найглибших водосховищах і кар'єрах через їхню малу оптичну глибину. Крім того, перехід до гетеротрофної фази в озерах спостерігається за високої кольоровості води. Важливим чинником, який зумовлює переважання первинної продукції над деструкцією органічної речовини окремих водних екосистем, є високий вміст біогенів та інтенсивний прогрів значних за площею мілководь.

Розраховані індекси зрілості свідчать про те, що досліджувані водні екосистеми не досягають «зрілого» стану. Середні значення θ збільшуються у ряду озера → водосховища → кар'єри → річки. При цьому у лентичних екосистемах переважає молодший («рівноважний») стан у порівнянні з лотичними («розвинутий»).

Список використаної літератури

1. ДСТУ ISO 6878:2008. Якість води. Визначення фосфору. Спектрометричний метод із застосуванням амонію молібдату. Київ : Держспоживстандарт України. 2011. 6 с.
2. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В. Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
3. Шелюк Ю.С. Фітопланктон різнотипних водних екосистем Полісся : автореф. дис. ... докт. біол. наук. Київ, 2020. 35 с.
4. Odum E.P., Barrett G.W. Fundamentos de Ecologia. Cengage Learning Latin America. 2006. 598 p.
5. Phytoplankton productivity. Carbon assimilation in marine and freshwater ecosystems / Ed. by Williams P.J. le B., Thomas D.N., Reynolds C.S. Oxford : Blackwell Science, 2002. 386 p.
6. Reynolds C.S. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge, London, New York : Cambridge University Press, 1984. 384 p.
7. Reynolds C.S. Phytoplankton assemblages in reservoirs. Theoretical reservoir ecology and its application / Ed. by J.G. Tundisi, M. Straskraba. Sao Carlos : Backhuys Publishers, 1999. P. 439—456.
8. Shcherbak V.I. Primary production of algae in the Dnieper and Dnieper Reservoirs. *Hydrobiol. J.* 1999. Vol. 35, N 1. P. 1—13.
9. Shelyuk Yu.S. Comparative assessment of the methods of determining phytoplankton production in water bodies differing in their trophic status and water velocity. *Ibid.* 2017. Vol. 53, N 6. P. 37—48.
10. Shelyuk Yu.S. Regularities of primary production formation in river ecosystems (the basins of the Pripyat' and Teterev Rivers, Ukraine). *Ibid.* 2019. Vol. 55, N 4. P. 38—54.
11. Shelyuk Yu.S. Formation of energy fluxes in small reservoirs. *Ibid.* 2020. Vol. 56, N 2. P. 17—32.
12. Shelyuk Yu.S. Peculiarities of the processes of production and decomposition in artificial aquatic ecosystems. *Ibid.* 2022. Vol. 58, N 2. P. 19-33.
13. Shelyuk Y.S., Astahova L.Y. Phytoplankton succession in the anthropogenic and climate ecological transformation of freshwater ecosystems. *Biosystems Diversity*. 2021. Vol. 29 (2). P. 119—128.
14. Tilzer M. M. Estimation of phytoplankton loss rates from daily photosynthetic rates and observed biomass changes in Lake Constance. *J. Plankt. Res.* 1984. Vol. 6, N 2. P. 309—324.
15. Westlake D.F., Adams M.S., Bindloss M.E. et al. Primary production. The functioning of freshwater ecosystems. Cambridge : Univ. Press, 1980. P. 141—246.

Надійшла 15.03.2024

Y.S. Shelyuk, Dr. Sci. (Biol.), Prof.,
Zhytomyr Ivan Franko State University,
Velyka Berdychivska St., 40, Zhytomyr, Ukraine, 10008
e-mail: Shelyuk_Yulya@ukr.net
ORCID 0000-0001-6429-1028

REGULARITIES OF PRODUCTION AND DESTRUCTION PROCESSES IN
DIFFERENT AQUATIC ECOSYSTEMS WITHIN BASINS OF THE PRYPIAT RIVER
AND THE TETERIV RIVER

The regularities of production and destruction processes in different aquatic ecosystems of the basins of the main watercourses of Ukrainian Polesye — Prypiat River and the Teteriv River are studied, the influence on the intensity of photosynthesis and phytoplankton respiration of environmental factors is established; the assessment of the trophic status of water bodies by the intensity of photosynthesis and phytoplankton biomass; the succession state of reservoirs and watercourses according to the ratio of production-destruction processes is clarified.

Keywords: *primary production, destruction of organic matter, phytoplankton, aquatic ecosystems, succession, balance balance.*