



УДК 574.6:556.53(324):(005.962)

ОЦІНКА ПРОЦЕСІВ ЕВТРОФІКАЦІЇ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ РІЧКИ СТРИЖЕНЬ

Т. М. СЕРЕДА, кандидат біологічних наук,
О. Є. УСОВ, кандидат біологічних наук,
В. А. ЖЕЖЕРЯ, кандидат географічних наук,
О. І. ЦИБУЛЬСЬКИЙ, кандидат біологічних наук,
С. В. БАТОГ, кандидат географічних наук.
Інститут гідробіології НАН України,
E-mail: post_mail@hydrobio.kiev.ua

<https://doi.org/10.31548/bio2018.05.003>

За результатами гідрологічних, гідрохімічних та гідробіологічних досліджень (травень-жовтень 2017 р.) представлена оцінка процесів евтрофікації водних об'єктів р. Стрижень в межах м. Чернігова. Проаналізовано сезону динаміку абіотичних та біотичних чинників формування якості води та ступеню трофності водойм.

Встановлено, що серед елементів гідрологічного режиму міських ставків р. Стрижень визначальну роль у функціонуванні їх екосистем мають внутрішньоводоймові гідродинамічні процеси. Гідрохімічні показники досліджених ставків р. Стрижень свідчать про досить значне антропогенне навантаження і високий ступінь їхнього евтрофування.

У період досліджень фітопланктон ставків р. Стрижень характеризувався високими показниками кількісного розвитку, що досягали в липні та жовтні 2017 року рівня «цвітіння» води за рахунок масового розвитку синьозелених водоростей. Структурні характеристики фітопланктону зарегульованих ділянок р. Стрижень в період досліджень свідчать про високий рівень продуктивності водойм, що втратили континуальність як елементи річкової системи, зважаючи на різний ступінь евтрофікації.

За екологічною класифікацією водних об'єктів р. Стрижень проведено оцінку якості води та ступеню трофності водойм за гідрохімічними та гідробіологічними показниками. Амплітуда граничних значень абіотичних і біотичних показників досліджених водних об'єктів свідчить про те, що якість води відповідає переважно «доброму» та «задовільному» стану. За показниками насичення киснем та неорганічного фосфору придонний горизонт характеризувався «поганим» та «дуже поганим» станом. За показниками біомаси фітопланктону якість води в період «цвітіння» води її якість в ставках погіршується і відповідає «поганому» стану. Граничні значення біотичних та абіотичних показників відповідають здебільшого ступеню «мезотрофні». В період «цвітіння» води показники насичення киснем, перманганатна окиснюваність, неорганічний фосфор вказують на «гіпертрофні» умови, показники біомаси фітопланктону свідчать про формування «політрофних» умов водно-го середовища.

Ключові слова: евтрофікація, якість води, трофність, абіотичні та біотичні показники



Актуальність. Поверхневі водні об'єкти широко використовуються людством у різних галузях народного господарства, а саме для питного та технічного водопостачання, рекреації, риборозведення, судноплавства, виробництва електричної енергії, скиду зливових і стічних вод з різним ступенем очищення. Використання водних ресурсів супроводжується посиленням антропогенного пресу на водні екосистеми. До найбільш уразливих відносяться водойми з уповільненим водообміном – ставки та водосховища, створені в результаті зарегулювання стоку малих річок.

У разі забруднення поверхневих вод, особливо біогенними речовинами (неорганічні сполуки азоту і фосфору), прискорюються процеси фотосинтезу водоростей та макрофітів, змінюється їх видове різноманіття, зростає біомаса стійких до забруднень видів, посилюються процеси евтрофікації водойм.

Евтрофування – це природний процес старіння водойм з уповільненим водообміном, який триває століття. У водних об'єктах, які зазнають антропогенного впливу, процеси стрімко пришвидшуються: істотно змінюються фізико-хімічні властивості водного середовища, підвищується вміст біогенних і органічних речовин, знижується рівень насичення води киснем, у придонних шарах формуються анаеробні зони, зростає каламутність і зменшується прозорість води. Порушення природних процесів водообміну сприяє формуванню застійних явищ, інтенсивному розвитку водоростевих угруповань, що досягають рівня “цвітіння” води, заростанню макрофітами плес та прибережних смуг. Накопичення органічних речовин у донних відкладах супроводжується утворенням метану, водню, сірководню, аміаку, які при надходженні до водного середовища можуть спричинити неприємний запах води і призвести до масової загибелі риби. Евтрофікація свідчить про порушення екологічної рівноваги і згодом призводить до

деградації річкових екосистем. Порушується природна здатність річок до самоочищення, саморегуляції, формування біотичних зв'язків, параметрів якості води, погіршується стан їх екосистем.

Особливо гостро постає питання евтрофікації водних об'єктів у межах урбанізованих територій, які приймають зливи та стічні комунально-побутові води мегаполісів. Без застосування належних водоохоронних заходів водойми урбанізованих територій деградують і втрачають принадливість для рекреації.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Вивченню екологічної ситуації річки Стрижень були присвячені гідрохімічні та гідробіологічні дослідження її зарегульованої ділянки в межах м. Чернігова упродовж 2000 – 2004 рр. [1]. Автори встановили надмірне антропогенне навантаження на річкову екосистему і дійшли висновку, що зупинити процес деградації можливо лише впровадженням комплексу заходів, направлених, з одного боку, на зниження антропогенного тиску на водні об'єкти, а з іншого боку – на відтворення природних властивостей русла, заплави і природних систем живлення річки.

Мета дослідження – вивчити процеси евтрофікації та оцінити сучасний стан каскаду ставків р. Стрижень за гідрологічними, гідрохімічними та гідробіологічними показниками

Матеріали і методи. Натурні гідроекологічні дослідження проведені із застосуванням стандартних методик [2]. Для аналізу та оцінки екологічного стану водних об'єктів використані наступні параметри: морфометричні (глибина, конфігурація берегової лінії), гідрологічні показники [2, с. 194–214] (величина притоку та відтоку води, рівень води), метеорологічні умови (напрямок та швидкість вітру), гідрохімічні показники [2, с. 225–260] (величина рН, концентрація розчиненого кисню та неорганічних форм азоту і фосфору, біхроматна



та перманганатна окиснюваність), гідробіологічні показники: фітопланктон [2, с. 8–27] та макрзообентос [2, с. 101–118].

Об'єкт досліджень. Зарегульована ділянка русла р. Стрижень у межах м. Чернігова, представлена каскадом із трьох ставків: № 3 – верхній, № 2 – середній та № 1 – нижній за течією річки.

Результати дослідження та результати їх обговорення. Яскравим прикладом урбанізованих водойм є каскад п'яти ставків р. Стрижень, створених на початку 1960-х років: два ставки розташовані вище м. Чернігова, три – проходять через урбанізовану територію міста. Довжина річки близько – 24 км, площа водозбору – 158 км², протікає в межах Чернігівської області і є притокою I порядку р. Десни. Довжина зарегульованої ділянки р. Стрижень, що простягається з півночі на південь центральної частини м. Чернігова, становить 8,25 км. Каскад водосховищ був створений з метою акумуляції певного об'єму весняного стоку відносно чистої води для зниження концентрації притоку забруднювальних речовин із селітебної території.

Гідрологічний режим. Особливостями гідрологічного режиму р. Стрижень у 2016 – 2017 рр. є маловодність, а також зміщення термінів та зменшення тривалості проходження весняного водопілля. Об'єм весняного стоку, який є ключовим у функціонуванні річки, був вкрай низьким і досягав 65 % від загального річного стоку. Літньо-осіння межень характеризувалася мінімальним стоком 75 %, 80 % та 95 % забезпечення, витрати води в цей період не перевищували 0,011 м³/с. Помірні, місцями сильні дощі обумовлювали незначні підйоми рівнів води (до 5–10 см). Але навіть є ці періоди руху води в руслових водоймах не спостерігався.

Загалом, улоговини ставків мають просту форму, але кожний має свої особливості. Ставок № 1 є нижнім е каскаді водойм і розташований у гирловій ділянці

р. Стрижень. Водойма витягнута з півночі на південь із різкими перепадами глибин (максимальні – до 9,7 м). Улоговина ставка № 2 є найдовшою, але з більш рівномірним розподілом глибин за течією з максимальними відмітками в південній ділянці акваторії. Ставок № 3 має звивисту форму, що простягається з північного заходу на південний захід. Ставки мілководні, середні глибини коливаються в межах 1,79–3,43 м. Площа водної поверхні ставків становить 80,5–180,1 тис м², об'єм – 276,1–339,5 тис м³. Мілководдя (глибиною до 2 м) займають 36–65 % загальної площі водойм.

Важливими гідродинамічними характеристиками ставків з екологічної точки зору є перемішування та вітрові явища, що обумовлюють вертикальну та горизонтальну міграцію речовин, призводять до їх просторового розподілу та посилюють самоочисний потенціал водних мас у ставках. Просторовий (особливо вертикальний) розподіл температури води свідчить про активність руху водних мас у водоймах.

У ставку № 3 в період весняного та літнього нагрівання за дії вітру західного та південно-східного напрямків (2–6 м/с) відмічалася формування температурної стратифікації. Потужність поверхневого шару води, який приймає участь у процесах перемішування досягав лише 1-метрового шару. Найбільші градієнти температури у водній товщі відмічалися на глибині 1–2 м і становили 1,0–3,3 град./м.

У ставку № 2 потужність зони перемішування також сягала 1–2 м, що свідчить про достатньо активну динаміку вод. Найбільший градієнт температур в метровому шарі відмічався на глибині 2–3 м.

Динаміка водних мас у ставку № 1 характеризувалася значно меншою активністю, створюючи умови для формування температурної стратифікації з чітким розмежуванням водної товщі по вертикалі на термічні зони (епі-, мета- та гіполімніон). Різниця температур по вертикалі становив



ла в травні 2017 року більше 13,0°, в липні – 12,0°. Потужність епілімніону досягала лише 0,5 м. Металімніон, в якому відмічається найбільший температурний стрибок (термоклин), перешкоджає вертикальному водообміну, в результаті чого відбувається дефіцит мінеральних речовин у поверхневому шарі води. У ставку № 1 металімніон знаходився на глибині від 0,5 до 5,0 м. Найбільший градієнт температур в метровому шарі води становив 3,8–3,9 град./м. Зона гіполімніону, що характеризується найменшими значеннями температури, формувалася на глибині 8,0–8,5 м.

Слід відмітити, що зміна погодних умов, зокрема зниження температури повітря (до 9–10 °С) та посилення вітру до 4 м/с, сприяла збільшенню потужності зони перемішування до 2,5 м та формуванню декількох термоклинів на глибоких ділянках ставка № 1. На мілководних ділянках ставка № 1 відмічалася охолодження всієї водної товщі на 0,9–1,3° протягом доби. У період осіннього охолодження водних мас у ставках переважали процеси конвективного перемішування – осіння гомотермія. Різниця між температурою поверхневого та придонного шарів у ставках № 2 і № 3 не перевищувала 0,5°, на глибоких ділянках ставка № 1 спостерігалися найбільші по вертикалі різниці температур, які становили 0,9–2,8°.

Гідрохімічний режим. У результаті нерівномірного прогрівання води на мілководних ділянках (більше 3 м) ставків р. Стрижень, утворювався термоклин, який розділяв водну товщу в зоні 1,5–2,0 м за вертикаллю на дві частини, що відрізнялися між собою не лише за температурою, але і за вмістом розчиненого кисню та його насиченням, значенням рН, концентрацією амонійного азоту, нітрат-йонів і неорганічного фосфору. Поверхневий шар характеризувався, як правило, достатньою концентрацією розчиненого кисню, тоді як нижче термоклину спостерігався

його дефіцит і в деяких випадках, навіть, зі зниженням до аналітичного нуля.

Упродовж періоду досліджень концентрація розчиненого кисню у поверхневому і придонному шарах коливалася в межах: у ставку № 1 – відповідно 4,1–18,7 і 0–4,7 мг $O_2/дм^3$, у ставку № 2 – 5,7–9,9 і 1,5–3,2 мг $O_2/дм^3$, у ставку № 3 – 6,1–13,4 і 2,1–7,7 мг $O_2/дм^3$. Як для ставка № 1, так і ставка № 2 було характерне поступове зниження вмісту розчиненого кисню та ступеня його насичення у поверхневому шарі води від весни до осені та незначне зростання показників у придонних шарах восени. У ставку № 3 кисневі показники навесні та влітку майже не відрізнялися (середні значення в поверхневому шарі становили 11,3–13,3 $O_2/дм^3$, у придонному – 2,3–2,4 $O_2/дм^3$), тоді як восени відбувалося вирівнювання за вертикаллю (середні значення в обох шарах – 7,2–7,4 $O_2/дм^3$).

Навесні і влітку в поверхневих шарах ставків спостерігалось підлучнення води (зростання значень рН), що пов'язано із зсувом гідрокарбонатно-кальцієвої рівноваги в результаті фотосинтетичної діяльності водоростей. Значення рН поверхневого і придонного шару протягом досліджуваного періоду у ставку № 1 знаходились у межах відповідно 7,38–8,62 і 6,88–7,74, у ставку № 2 – 7,42–8,43 і 7,40–7,92, у ставку № 3 – 7,89–8,90 і 7,48–8,20. Найбільша різниця між значеннями рН в обох шарах спостерігалась навесні у ставках № 1 і № 3.

Значення перманганатної (ПО) і біхроматної (БО) окиснюваності знаходились на досить високому рівні, відповідно: у ставку № 1 – 10,0–14,4 і 21,1–29,8 мг $O/дм^3$, у ставку № 2 – 9,4–17,8 і 12,5–28,6 мг $O/дм^3$, у ставку № 3 – 9,8–20,5 і 25,0–39,2 мг $O/дм^3$.

Максимальний вміст амонійного азоту і неорганічного фосфору у придонному шарі ставка № 1 досягав відповідно 9,99 мг $N/дм^3$ і 4,76 мг $P/дм^3$, у ставку № 2 – 1,29 м $N/дм^3$ і 0,39 м $P/дм^3$, а у ставку № 3 – 1,65 мг $N/дм^3$ і 0,68 мг $P/дм^3$.



Рівень розвитку фітопланктону. Як за видовим складом, так і за показниками кількісного розвитку фітопланктон у травні мав ознаки, притаманні угрупованням у літню межень, що свідчить про нетривале весняне водоїлля. Фітопланктон досліджених ставків навесні характеризувався досить багатим видовим складом: у ставку № 3 зареєстровано 19–28 внутрішньовидових таксонів водоростей, у ставку № 2 – 19–23, у ставку № 1 – до 30. У ставку № 3 кількісний розвиток угруповань фітопланктону у травні був однорідним: чисельність водоростей коливалася у вузьких межах 10,11–11,70 млн кл/дм³, біомаса – 1,90–2,99 мг/дм³. Як на верхній, так і нижній ділянках за показниками чисельності домінували синьозелені водорості (81–86 %), серед яких масового розвитку досягали *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Breb., *Microcystis pulverea* (Wood) Forti emend. Elenk., *Oscillatoria amphibia* Ag. Біомасу угруповань у верхній ділянці ставка № 3 формували синьозелені та зелені водорості, в нижній ділянці – синьозелені та евгленові водорості. У ставку № 2 чисельність весняного фітопланктону коливалася в межах 10,50–13,14 млн. кл/дм³, біомаса – 2,48–4,39 мг/дм³. Показники чисельності формували синьозелені (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis pulverea*, *Microcystis flos-aquae* Witttr. Kirchn.) і зелені водорості, серед яких провідну роль відігравала водорість *Dictyosphaerium pulchellum* Wood. За показниками біомаси переважали зелені і евгленові водорості. У ставку № 1 фітопланктон на всіх досліджених ділянках був найрізноманітнішим – до 30 внутрішньовидових таксонів з переважанням зелених водоростей (майже 57 % видового складу). Чисельність угруповань досягала 9,61 млн кл/дм³ із домінуванням синьо-зелених (до 42 %) і зелених водоростей, біомасу (2,69 мг/дм³) формували переважно динофітові і зелені водорості.

У липні в період літньої межени фітопланктон мав ознаки евтрофування, про що свідчить моно- або олігодомінантний характер формування угруповань за рахунок масового розвитку 1–2 видів водоростей. Видовий склад фітопланктону був найбагатшим у ставку № 2 – 28–29, у ставку № 3 представлений 18–21, у ставку № 1 – до 22 внутрішньовидових таксонів водоростей. У ставку № 3 кількісний розвиток літнього фітопланктону коливався в широких межах: чисельність – 16,20–58,17 млн кл/дм³, біомаса – 7,61–13,44 мг/дм³. Показники чисельності фітопланктону формувалися за рахунок масового розвитку синьозелених водоростей, з яких *Aphanizomenon flos-aquae* досягала майже 94 %. Біомасу угруповань формували дрібноклітинні синьозелені і крупноклітинні динофітові водорості, серед останніх – за рахунок присутності *Ceratium hirundinella* (O.F.Muller) Schrank. У поверхневому шарі водойми у місці скупчення плями «цвітіння» чисельність фітопланктону досягала 259,29 млн кл/дм³ за рахунок розвитку *Aphanizomenon flos-aquae* (до 50 %) і *Anabaena flos-aquae* (більше 48 %). Слід зазначити, що після дощу активність фотосинтетичної активності водоростей знижувалась, чисельність фітопланктону в місці скупчення водоростей зменшувалась майже в 6 разів і складала 43,24 млн кл/дм³. У ставку № 2 чисельність фітопланктону влітку коливалася від 13,25 (на нижній ділянці) до 71,56 млн кл/дм³ (у верхів'ї), біомаса відповідно 5,53–8,67 мг/дм³. На верхній ділянці водойми за показниками чисельності до 96 % домінували синьозелені (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis pulverea*, *Microcystis flos-aquae*), за показниками біомаси – синьозелені та евгленові водорості. На нижній ділянці чисельність формували зелені (майже 70 %) і синьозелені водорості (частка яких знижувалась до 20 %). Серед зелених водоростей розвитку досягали *Ankistrodesmus*



acicularis (A.Br.) Korsch. і *Monographidium arcuatum* (Korsh.) Hindák. Біомасу угруповань на нижній ділянці водойми формували зелені та евгленові водорості. Присутність в угрупованнях евгленових водоростей свідчить про процеси заболочування даної водойми. Літній фітопланктон ставка № 1 суттєво відрізнявся від такого вище розташованих водойм. Чисельність фітопланктону досягала 39,02 млн кл/дм³, біомаса – 13,29 мг/дм³. Як у видовому відношенні, так і за показниками кількісного розвитку угруповань переважали зелені водорості – до 60 % видового складу, які формували майже 97 % чисельності і 96 % біомаси. Серед них масового розвитку досягала вегетація *Tetrastrum triangulare* (Chodat) Kom rek.

Фітопланктон у жовтні зберігав риси, характерні для літнього періоду. Найбагатшим видовим складом (18–27 таксонів водоростей) відрізнявся ставок № 3, видова представленість водоростей в ставках № 2 і № 1 – 21–23 таксони. Чисельність фітопланктону у ставку № 3 досягала значного розвитку 332,02 млн кл/дм³, біомаса також була вищою за весь період досліджень і складала 30,29 мг/дм³. В осінньому фітопланктоні зареєстровано монодомінування синьозеленої водорості *Aphanizomenon flos-aquae*, частка чисельності якої складала біля 97 % і 85 % загальної біомаси угруповань. У період масового розвитку цієї водорості на поверхні водойми формувалася плівка блакитного кольору. У фітопланктоні ставка № 2 чисельність і біомаса коливалися в межах 33,90–40,39 млн кл/дм³, біомаса 5,36–9,07 мг/дм³. Структуроформуюча роль *Aphanizomenon flos-aquae* зберігалась на рівні 87 % загальних показників чисельності і більше 52 % біомаси. За показниками біомаси співдомінували динофітові водорості. Структуру фітопланктону ставка № 1 у видовому відношенні формували зелені (43 %) і евгленові

(26 %). Чисельність угруповань у порівнянні з вище розташованими ставками була помірною і складала 5,09–8,86 млн кл/дм³, біомаса 3,99–4,31 мг/дм³. За показниками чисельності домінували синьо-зелені водорості (до 77 %), показники біомаси формували евгленові і динофітові водорості.

Донні макробезхребетні. Видовий склад макрозообентосу у досліджених ставках р. Стрижень був дуже бідний, всього зареєстровано 35 видів. У ставках № 1 і 2 знайдено по 1–2 види личинок хірономід та олігохет. У ставку № 3 крім вищезазначених видів відмічено нематоїди, личинки комарів-мокреців та мух. Збагачення бентофауни до 10–12 видів зареєстровано на проточних руслових ділянках між ставками. В угрупованнях фітофільних безхребетник кількість видів сягала 20 (ставок № 2), що включає вищенаведені види, остракоди і личинки волохокрильців. Чисельність бентосу у ставку № 1 не перевищувала 40 екз/м², біомаса – 0,16 г/м². У ставку № 2 чисельність бентосних організмів коливалася в межах 1300–13700 екз/м², їх біомаса – 2,1–23,9 г/м². У ставку № 3 їх чисельність варіювала – 40–1160 екз/м², біомаса – 2,5–3,0 г/м². За показниками чисельності домінували олігохети, за показниками біомаси – личинки хірономід, переважно *Chironomus plumosus* L. – індикатор органічного забруднення.

Найбільш сприятливі умови для розвитку бентосних організмів виявлено на незарегульованій річковій ділянці вище ставка № 3 та нижче ставка № 1, в місці перед впадінням р. Стрижень у р. Десну. Це свідчить про несприятливі умови в ставках р. Стрижень, а саме низький вміст розчиненого кисню у придонних шарах води, для розвитку донних організмів. Біоіндикаційний аналіз показав, що зообентос у досліджуваних ставках знаходився у пригніченому стані (ТВІ = 1–2). На проточних ділянках річки між ставками за складом



зоофітосу встановлено покращення умов існування безхребетних ($TBI = 8$).

Екологічну класифікацію та оцінку стану водних об'єктів р. Стрижень проведено з використанням методики [2, с. 376–400] і представлено в таблиці.

Амплітуда граничних значень абіотичних і біотичних показників досліджених водних об'єктів свідчить про те, що якість води відповідає переважно «доброму» та «задовільному» стану (категорії 2–5). На погіршення екологічних умов вказують показники, класифіковані категоріями 6–7. Так, за показниками насичення киснем та неорганічного фосфору придонний горизонт характеризувався «поганим» та «дуже

поганим» станом. За показниками біомаси фітопланктону якість води відповідає переважно «задовільному» стану, а в період «цвітіння» води її якість в ставках № 1 і № 3 погіршується і відповідає «поганому» стану.

Відповідно, трофність водойм (переважаючий тип) за граничними значеннями гідрохімічних та гідробіологічних показників відповідає здебільшого ступеню «мезотрофні». В період «цвітіння» води у ставку № 3 показники насичення киснем, перманганатна окиснюваність, неорганічний фосфор вказують на «гіпертрофні» умови, показники біомаси фітопланктону свідчать про формування «політрофних» умов водного середовища.

Таблиця. Екологічна класифікація водних об'єктів р. Стрижень за гідрохімічними та гідробіологічними показниками

Показники	Горизонт	Клас (категорія якості води)		
		Ставок №1	Ставок №2	Ставок №3
рН	п	I–IV (1–6)	I–III (1–5)	II–V (2–7)
	д	I–II (1–2)	I–II (1–2)	I–III (1–4)
Кисень, % насичення	п	III–V (5–7)	II–IV (3–6)	III–V (4–7)
	д	IV–V (6–7)	V (7)	III–V (5–7)
ПО	п	III (5)	III (4–5)	III–V (4–7)
	д	III (5)	III–V (4–6)	III–V (4–6)
БО	п	II–III (3–4)	II–III (2–4)	II–III (3–5)
	д	II–III (3–4)	II–III (2–4)	II–III (3–5)
NH ₄ ⁺ - йони	п	I–III (1–5)	I–II (1–2)	I–III (1–4)
	д	III–V (5–7)	I–IV (1–6)	III–V (4–6)
NO ₂ ⁻ - йони	п	II–IV (2–6)	I–III (1–5)	II–III (3–4)
	д	I–IV (1–6)	II–III (2–5)	II–III (2–4)
NO ₃ ⁻ - йони	п	I–III (1–5)	I (1)	I (1)
	д	I (1)	I (1)	I (1)
P _{неорг.}	п	III–V (5–7)	II–III (3–5)	III–V (5–7)
	д	V (7)	IV–V (6–7)	V (7)
Біоіндикація за фітопланктоном	п	II–IV (3–6)	III (4–5)	III–IV (4–6)
Біоіндикація за макрозообентосом	д	V (7)	V (7)	V (7)

Примітка: п і д – відповідно поверхневий і придонний горизонти води.



Висновки і перспективи. Серед елементів гідрологічного режиму міських ставків р. Стрижень визначальну роль у функціонуванні їх екосистем мають внутрішньоводоймові гідродинамічні процеси. Зокрема, перемішування водних мас та вітрові явища, що обумовлюють вертикальну та горизонтальну міграцію речовин, безпосередньо позначаючись на розвитку гідробіонтів.

У період досліджень фітопланктон ставків р. Стрижень характеризувався досить багатим видовим складом водоростей та високими показниками кількісного розвитку, що досягали в липні та жовтні 2017 року рівня «цвітіння» води за рахунок масового розвитку синьозелених водоростей.

Структурні характеристики фітопланктону зарегульованих ділянок р. Стрижень в період досліджень свідчать про високий рівень продуктивності водойм, що втратили континуальність як елементи річкової системи, зважаючи на різний ступінь евтрофікації. Віддзеркаленням різних внутрішньоводоймових процесів і, відповідно, різних біотопічних умов і якості води каскаду ставків є широка амплітуда коливань чисельності та біомаси фітопланктону влітку та восени.

Гідрохімічні показники досліджених ставків р. Стрижень свідчать про досить значне антропогенне навантаження і високий ступінь їхнього евтрофування.

Література

1. Usov, A.Ye. Afanasyev, S.A. Guleikova, L.V., Sereda, T.N. 2008. Ecological Risks Conditioned by the Spill of Sewage of the Town of Chernigov into Water Courses. *Hydrobiological Journal*. V. 44(3): 43–56.
2. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В. Д. Романенка. НАН України. Інститут гідробіології. К.: ЛОГОС, 2006. 408 с.

References

1. Usov, A.Ye. Afanasyev, S.A. Guleikova, L.V., Sereda, T.N. 2008. Ecological Risks Conditioned by the Spill of Sewage of the Town of Chernigov into Water Courses. *Hydrobiological Journal* – V. 44(3): 43–56.
2. Romanenko, V.D. ed. (2006). *Metody hydroecologychnykh doslidzhen' poverknevnykh vod*. Kiyiv: LOGOS, 408.

SUMMARY

T.N. Sereda, O.E. Usov, V.A. Zhezherya, O.I. Tsybul'skiy, S. V. Batoh. Estimation of eutrophication processes of water objects of Stryzhen river// Biological Resources and Nature Management. 2018. 10, № 5–6. P. 16–23. <https://doi.org/10.31548/bio2018.05.003>

According to the results of hydrological, hydrochemical and hydrobiological studies (May–October 2017) the estimation of eutrophication processes in water bodies of the Stryzhen River within the city of Chernihiv is presented. The seasonal dynamics of abiotic and biotic factors which form the water quality and trophic level of water bodies has been analyzed.

Keywords: eutrophication, water quality, trophic level, abiotic and biotic indices

АННОТАЦІЯ

Т. Н. Середя, О. Е. Усов, В. А. Жежеря, О. І. Цибульський, С. В. Батог. Оценка процессов евтрофикации водных объектов реки Стрижень // Биоресурсы и природопользование. 2018. 10, № 5–6. С. 16–23. <https://doi.org/10.31548/bio2018.05.003>

По результатам гидрологических, гидрохимических и гидробиологических исследований (май–октябрь 2017 гг.) представлена оценка процессов евтрофирования водных объектов р. Стрижень в пределах г. Чернигова. Проанализирована сезонная динамика абиотических и биотических факторов формирования качества воды и степени трофности водоемов.

Ключевые слова: евтрофирование, качество воды, трофность, абиотические и биотические показатели