

УДК 628.31

DOI: 10.31498/2225-6733.53.2.2026.359942

**БІОСТАВКИ ЯК НЕОБХІДНИЙ ТЕХНОЛОГІЧНИЙ ЕЛЕМЕНТ
ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД У ВИПАДКАХ ЇХ СКИДАННЯ
В ЕКОЛОГІЧНО ЧУТЛИВІ ВОДНІ ОБ'ЄКТИ****Копаниця О.Б.**

провідний судовий експерт Лабораторії досліджень об'єктів навколишнього середовища та екологічних досліджень, Київський науково-дослідний інститут судових експертиз Міністерства юстиції України; аспірант, Державна наукова установа «Інститут екологічного відновлення та розвитку України», м. Київ, ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-8939-2919>, e-mail: ecology.expert.2020@gmail.com

Проблема очищення стічних вод у сучасних умовах загострюється через зростання антропогенного навантаження на водні об'єкти, зношеність очисних споруд та підвищення вимог природоохоронного законодавства. Особливо вразливими є малі річки та інші екологічно чутливі водойми, які характеризуються обмеженою асиміляційною здатністю та низьким потенціалом самоочищення. У таких умовах навіть формальне дотримання нормативів гранично допустимих скидів не гарантує екологічної безпеки. Однією з ключових технологічних проблем біологічного очищення є винос активного мулу з вторинних відстійників, що зумовлюється «спуханням» мулу, гідравлічним перевантаженням споруд, нестабільністю складу стічних вод, наявністю токсичних компонентів та порушенням режимів експлуатації. Винос мулу призводить до погіршення якості очищених стічних вод, зростання концентрацій завислих речовин, органічних сполук і біогенних елементів, а також до надходження у водні об'єкти мікробної біомаси та накопичення у мулі токсичних речовин. У статті обґрунтовується необхідність використання біоставків як додаткового технологічного елементу систем очищення стічних вод у випадках їх скидання в екологічно чутливі водойми. Біоставки розглядаються як технологічний бар'єр між очисними спорудами та природним водним об'єктом, здатний забезпечити стабілізацію якості стічних вод, затримання винесеного активного мулу, зниження концентрацій органічних речовин і біогенних елементів, а також зменшення токсичності скидів. Проаналізовано основні показники якості стічних вод (БСК, ХСК, завислі речовини, сполуки азоту та фосфору, токсичність), а також екологічні ризики скидання недостатньо очищених стоків у малі річки. На прикладі діяльності очисних споруд КП «Броваритепловодоенергія» показано, що робота споруд у режимі, близькому до граничних нормативів, створює передумови для нестабільності процесів очищення та підвищує ризик негативного впливу на водні екосистеми. Зроблено висновок, що для очисних споруд, які здійснюють скид у малі річки та інші екологічно чутливі водойми, біоставки мають розглядатися не як факультативний елемент, а як обов'язкова складова технологічної схеми очищення. Сформульовані висновки та рекомендації також можуть бути застосовані до систем очищення стічних вод підприємств целюлозно-паперової промисловості.

Ключові слова: біоставки; активний мул; вторинні відстійники; екологічно чутливі водойми; біотестування; стічні води; екосистеми.

Постановка проблеми

Біологічне очищення стічних вод із використанням активного мулу залишається основною технологією, що застосовується на більшості очисних споруд у світі. Водночас практика експлуатації таких систем свідчить про їхню нестабільність у разі зміни гідравлічних навантажень, складу стічних вод або порушення режимів роботи. Одним із найбільш поширених наслідків цих порушень є погіршення осаджувальних властивостей активного мулу та його винесення з вторинних відстійників разом з очищеними стічними водами. Сучасні дослідження показують, що порушення структури та властивостей активного мулу зумовлюється комплексом мікробіологічних і технологічних чинників, серед яких зміни складу мікробних угруповань, дефіцит поживних речовин, коливання концентрації розчиненого кисню, токсичний вплив домішок та гідравлічні перевантаження очисних споруд. У результаті формується мул із низькою здатністю до осідання, що призводить до зростання концентрацій завислих

речовин і органічних сполук у скидах та погіршення їхньої якості [1, 2].

Дослідження останніх років підтверджують, що нестабільність процесів біологічного очищення має системний характер і проявляється навіть на очисних спорудах, які формально відповідають нормативним вимогам. Зокрема, показано, що зміни мікробної структури активного мулу та накопичення позаклітинних полімерних речовин істотно впливають на його осаджувальні властивості та сприяють винесенню біомаси зі вторинних відстійників [3, 4].

Окремою проблемою є скид очищених стічних вод у малі річки та інші екологічно вразливі водні об'єкти. Для таких водойм характерна обмежена здатність до самоочищення та низька асиміляційна спроможність, унаслідок чого навіть незначне погіршення якості скидів може призводити до порушення гідравлічного режиму, розвитку процесів евтрофікації та деградації водних екосистем. Дослідження європейських авторів показують, що очисні споруди часто не

забезпечують достатнього рівня захисту малих водотоків, навіть за дотримання нормативів скиду [5].

Таким чином, традиційна схема очищення стічних вод, яка завершується вторинними відстійниками, не завжди гарантує екологічну безпеку скидів у вразливі водні об'єкти. У випадку скиду стічних вод у малі річки традиційна схема очищення, що завершується вторинними відстійниками, є технологічно недостатньою, а біоставки мають розглядатися як обов'язковий елемент системи очищення. Це зумовлює необхідність пошуку та впровадження додаткових технологічних рішень, здатних стабілізувати якість очищених стічних вод і зменшити ризик винесення активного мулу у природні водойми.

Аналіз останніх досліджень та публікацій

Біологічне очищення стічних вод із використанням активного мулу розглядається сучасною наукою як складна система, стабільність якої визначається сукупністю мікробіологічних, фізико-хімічних і технологічних чинників. Дослідження останніх років показують, що порушення структури мулових флокул і зміни властивостей біомаси безпосередньо впливають на ефективність осадження активного мулу у вторинних відстійниках та якість очищених стічних вод [4, 6].

У наукових публікаціях доведено, що позаклітинні полімерні речовини відіграють визначальну роль у формуванні структури активного мулу та його осаджувальних характеристик. Зміна співвідношення білкових і полісахаридних компонентів цих речовин призводить до формування агрегатів із пониженою щільністю та стабільністю, що ускладнює процес відокремлення мулу від очищеної води у вторинних відстійниках [4, 6].

Окремий напрям сучасних досліджень пов'язаний із впливом технологічних режимів роботи очисних споруд на стабільність процесів активного мулу. Показано, що скорочення часу перебування біомаси в системі, зміна навантаження органічними речовинами та коливання концентрації активної біомаси можуть призводити до нестабільності процесів очищення і погіршення осаджувальних властивостей мулу [7, 8].

Проблема винесення активного мулу набуває особливої значущості у контексті впливу очищених стічних вод на природні водні об'єкти. Дослідження екологічного стану річкових систем показують, що навіть за дотримання нормативних показників очищення скид стічних вод може призводити до деградації екосистем, особливо у випадку малих водотоків, де частка очищених стічних вод у загальному водному балансі є значною [5].

Разом із цим сучасні роботи засвідчують, що нестабільність роботи біологічної стадії очищення має системний характер і проявляється не лише у погіршенні фізико-хімічних показників стічних вод, а й у зміні мікробіологічної структури біомаси та її

функціональних властивостей, що ускладнює прогнозування поведінки систем активного мулу [9].

У літературі також розглядаються можливості підвищення надійності систем очищення шляхом упровадження додаткових стадій доочищення. Показано, що використання природоорієнтованих технологій, зокрема систем ставків стабілізації та полірувальних водойм, дозволяє згладжувати коливання якості стічних вод і зменшувати негативні наслідки нестабільної роботи біологічної стадії очищення [10].

Водночас аналіз наукових публікацій свідчить, що питання взаємозв'язку між винесенням активного мулу зі вторинних відстійників і екологічним станом малих річок залишаються недостатньо систематизованими. Обмеженою є також кількість досліджень, у яких біоставки розглядаються не як допоміжний етап очищення, а як самостійний технологічний бар'єр між очисними спорудами та природним водним об'єктом. Це зумовлює необхідність подальшого аналізу їх ролі у стабілізації якості стічних вод та зменшенні екологічного навантаження на вразливі водні екосистеми.

Мета статті

Метою статті є аналіз причин винесення активного мулу зі вторинних відстійників та обґрунтування ролі біоставків як технологічного елементу, що забезпечує стабілізацію якості очищених стічних вод і зменшення екологічного навантаження на малі водні об'єкти.

Виклад основного матеріалу

Дослідження останніх років продемонстрували критичну роль екстрацелюлярних полімерних речовин у механізмах спухання мулу.

Комплексний аналіз на основі протеомічних методів виявив, що під час спухання вміст екстрацелюлярних полімерних речовин поступово зменшується від 210,23 мг/г легких завислих речовин до 131,34 мг/г [5]. Особливо значущим є зниження вмісту білків від 173,33 мг/г до 95,42 мг/г при одночасному збільшенні полісахаридів.

Ключовим механізмом погіршення седиментації виявилось електростатичне відштовхування між бактеріальними клітинами. Надмірний розвиток нитчастих бактерій суттєво впливає на молекулярні функції екстрацелюлярних білків та метаболічні шляхи екстрацелюлярних полімерних речовин. Зокрема, відбувається зменшення синтезу гідрофобних амінокислот та збільшення синтезу гідрофільних, що призводить до формування пухкої структури пластівців з поганою здатністю до осадження [5].

Додаткові дослідження 2023 року підтвердили, що зміни у співвідношенні полісахариди/білки в екстрацелюлярних полімерних речовинах можуть індукувати нефіламентозне спухання мулу навіть за відсутності масового розвитку нитчастих бактерій [11]. Це розширює спухання активного мулу є однією з найбільш

поширених проблем у системах біологічного очищення стічних вод і пов'язане з погіршенням осаджувальних властивостей біомаси внаслідок змін її мікробіологічної структури. Значення мулового індексу в межах 80–120 мл/г відповідають задовільним осаджувальним властивостям активного мулу, тоді як значення понад 150–200 мл/г свідчать про нестабільність процесу осадження. Нитчасті бактерії, які відіграють роль структурного каркасу флокул активного мулу, при їх надмірному розвитку призводять до формування міжфлокулярних зв'язків, що ускладнює ущільнення флокул і їх осадження у вторинних відстійниках. Серед чинників, які сприяють розвитку нитчастих мікроорганізмів, виділяють низьку концентрацію розчиненого кисню (< 2 мг/л), низьке навантаження на мул, дефіцит біогенних елементів та коливання фізико-хімічних параметрів середовища [1, 2, 12].

Поряд з мікробіологічними факторами спухання мулу, до виносу біомаси зі вторинних відстійників призводять також технологічні порушення, насамперед гідравлічне перевантаження споруд. Перевищення проектних гідравлічних навантажень очисних споруд призводить до скорочення часу перебування стічних вод у вторинних відстійниках, зростання висхідної швидкості потоку та порушення умов осадження активного мулу. У результаті відбувається винесення біомаси разом з очищеними стічними водами. Дослідження показують, що гідравлічне перевантаження очисних споруд є поширеною проблемою, яка істотно впливає на ефективність відокремлення активного мулу та стабільність роботи біологічних систем очищення [13, 14].

Наявність у стічних водах токсичних речовин, зокрема важких металів, органічних розчинників, поверхнево-активних речовин та фармацевтичних сполук, призводить до пригнічення активності мікроорганізмів активного мулу та порушення процесів біологічного очищення. Пригнічення або загибель мікроорганізмів супроводжується порушенням флокулоутворення, зростанням кількості дисперсного мулу та погіршенням якості очищених стічних вод [15].

До додаткових причин винесення активного мулу належать процеси денітрифікації у вторинних відстійниках, температурні коливання, раптові зміни складу стічних вод та конструктивні особливості відстійників [16, 17].

З огляду на множинність чинників, які можуть призводити до виносу активного мулу, особливо актуальним є питання захисту водних об'єктів від нестабільності якості скидів. Біоставки (ставки стабілізації/доочищення, у т.ч. полірувальні ставки) є природоорієнтованим технологічним бар'єром між біологічною стадією очищення (аеротенки + вторинні відстійники) та водним об'єктом-приймачем. Їх ключова функція полягає у «згладжуванні» коливань якості скиду та додатковому вилученні завислих речовин і залишкової органіки, включно з частинками активного мулу, які можуть виноситися зі вторинних відстійників за

нестабільних режимів роботи. Практика та оглядові дослідження підтверджують, що ставкові системи здатні працювати як третинна стадія технологічного процесу очищення і як буфер, що підвищує надійність дотримання екологічних вимог до скиду [18, 19].

Механізми доочищення у біоставках мають комплексний характер: гравітаційне осадження дрібнодисперсних завислих речовин (у т.ч. біомаси), біодеградація органічних сполук у водній товщі та донних відкладах, асиміляція біогенних елементів водоростями й бактеріями, а також природне знезараження (сонячна радіація/УФ, підвищення рН у денні години, конкуренція та хижацтво у мікробіоценозі). Узагальнення сучасної літератури для WSP/лагунних систем показує, що ефективність залежить від типу ставка (анаеробний/факультативний/матураційний), гідравлічного режиму та клімато-сезонних чинників [18–20].

Експлуатаційно біоставки доцільно розглядати не як «пасивну водойму», а як споруду, що потребує керування ключовими параметрами, насамперед гідравлічним часом утримання та гідродинамікою потоку. Саме гідравлічна неефективність (короткі замикання потоку, «мертві зони») є типовою причиною зниження якості доочищення. Для мінімізації коротких замикань у практиці застосовують перегородки/бафли, які покращують гідравліку й можуть додатково створювати поверхню для прикріпленого росту біоплівки; моделювання й експериментальні дані показують, що внесок саме покращеної гідравліки часто є визначальним у зростанні ефективності [20, 21].

Окремий блок вимог стосується контролю внутрішнього навантаження та сезонної мінливості. Дослідження пост-очищення після ставків стабілізації демонструють, що за аварійних/нештатних ситуацій (наприклад, потрапляння активного мулу та осадженого фосфору у ставкову лінію) можливе формування явища внутрішнього забруднення і погіршення показників на виході з біоставки перед скиданням у водойму, що означає необхідність регламенту експлуатації саме «на випадок виносу мулу». Сезонність (температура, фотоперіод) впливає на розчинений кисень, рН, амоній/фосфати та загальну стабільність показників, що підтверджено натурними спостереженнями для ставкових систем у різних кліматичних умовах [19, 22].

Важливою експлуатаційною особливістю біоставків є потенційно висока частка водоростевої біомаси у вихідних показниках ХСК/завислих речовин: у натурному обстеженні серії ставків стабілізації показано, що перевищення за сумарним ХСК може формуватися саме через водорості (високі фракції часткового ХСК), а досягнення вимог до якості інколи потребує додаткових заходів (перед- або пост-очищення). Це означає, що біоставок як «полірувальний» бар'єр потрібно проектувати/експлуатувати так, щоби він затримував завислі речовини (включно з активним мулом), але не погіршував скидання за рахунок вторинного «цвітіння» та виносу водоростей залежно від цільових нормативів та чутливості водоприймача [23].

Як практичні елементи експлуатації, які прямо підвищують надійність біоставків у контексті вносу активного мулу, доцільно передбачати: (i) гідравлічні рішення проти коротких замикань (перегородки/секціонування, правильні вузли входу/виходу); (ii) регулярний контроль донних відкладів та мулу (накопичення знижує об'єм і гідравлічний час утримання); (iii) моніторинг добової та сезонної динаміки розчиненого кисню і рН як індикаторів працездатності біоценозу; (iv) експлуатаційний протокол на випадок залпових надходжень/внесу мулу (обмеження пікових витрат, тимчасове перенаправлення/вирівнювання, контроль фосфору/органіки). Узагальнені практичні рекомендації щодо оптимізації ставок (зокрема, бафли для утримання розрахункового часу гідравлічного перебування, інтеграція з іншими природоорієнтованими рішеннями) систематизовані у сучасному огляді для ставкових систем [20].

Окремо слід враховувати, що завершальні ставки доочищення можуть бути точкою накопичення мікроорганізмів у біоплівках на твердих субстратах (в т.ч. пластиках). У зв'язку з цим важливим є санітарний контроль, управління біоплівками та запобігання вторинним ризикам для водоприймача в екологічно чутливих умовах скиду [24].

Якість очищених стічних вод, що скидаються у водні об'єкти, регламентується низкою показників, які відображають: органічне навантаження, внос біомаси/завислих речовин (в т.ч. залишків активного мулу), біогенні елементи (N, P), токсикологічно значущі домішки (важкі метали та ін.), а також інтегральну токсичність як сумарний біологічний ефект суміші забруднювачів.

БСК (найчастіше БСК₅) – індикатор біологічно окиснюваної органіки. При вносі активного мулу БСК може зростати через надходження біомаси та сорбованих на ній органічних речовин [25, 26].

ХСК – показник сумарної окиснюваності (включає біорозкладну і частину небіорозкладної органіки), чутливий до промислових домішок [27].

Практично: комбінація БСК + ХСК дає уявлення про біорозкладність і про ризик наявності стійкої/токсичної органіки, яка може не вилучатися біологічним очищенням.

Завислі речовини (TSS) – основний «операційний» показник проблеми: саме вони відображають внос флокул активного мулу зі вторинних відстійників [28].

Порушення нітрифікації/денітрифікації (наприклад, через токсичні домішки або перевантаження) проявляється в підвищенні мінеральних форм азоту та/або загального азоту. Для екологічно чутливих водойм N і P є «керуючими» показниками ризику евтрофікації, дефіциту кисню та вторинного цвітіння [29, 30]. Важкі метали (Cu, Zn, Ni, Cr, Pb, Cd, Hg тощо) небезпечні двома механізмами: інгібування/пригнічення активного мулу (погіршення нітрифікації та осаджуваності) та пряма токсичність для гідробіонтів у

приймаючій водоймі, зокрема в сумішах [31]. Фізико-хімічні показники якості стічних вод не завжди дозволяють адекватно оцінити їх екологічну небезпечність. Навіть нормативні значення БСК/ХСК/TSS/N/P/металів не гарантують відсутність токсичного ефекту, оскільки токсичність формується сумарною дією комплексу речовин, включаючи мікрозабруднювачі (фармацевтичні речовини, ПАР, пестициди, інгібітори нітрифікації), продукти трансформації органічних сполук та їх синергічні або антагоністичні взаємодії. Ці ефекти не відображаються окремими хімічними показниками і можуть проявлятися на різних трофічних рівнях. [32-34]. У зв'язку з цим у сучасній практиці екологічного контролю дедалі більшого значення набуває біотестування як інтегральний метод оцінки токсичності стічних вод. Біотестування базується на визначенні реакції живих організмів різних трофічних рівнів на дію досліджуваних водних середовищ і дозволяє оцінити сумарний біологічний ефект суміші забруднювачів [35, 36].

Одним із найбільш поширених тест-організмів у системах екологічного моніторингу є ракоподібні *Daphnia magna* та *Ceriodaphnia affinis*, які характеризуються високою чутливістю до широкого спектра токсичних речовин і коротким життєвим циклом [37, 38].

Критерієм токсичності є рівень смертності або інгібування рухливості тест-організмів у досліджуваних пробах порівняно з контролем. За результатами біотестування визначають показники LC₅₀ або EC₅₀, які відображають концентрацію досліджуваного середовища, що спричиняє загибель або пригнічення життєдіяльності 50% тест-організмів. Отримані дані дозволяють класифікувати стічні води за рівнем токсичності та оцінити їх потенційний вплив на водні екосистеми [35, 36].

Особливу актуальність біотестування набуває у випадках вносу активного мулу зі вторинних відстійників. Частинки мулу можуть сорбувати токсичні речовини, зокрема важкі метали та органічні мікрозабруднювачі, що призводить до зростання токсичності скидів навіть за формального дотримання нормативів за окремими хімічними показниками. Таким чином, біотестування виступає необхідним доповненням до традиційного фізико-хімічного контролю якості очищених стічних вод [32-34].

Проблема токсичності скидів набуває особливої гостроти у випадку їх надходження у малі водні об'єкти з обмеженою асиміляційною здатністю. Малі річки та струмки (низькі порядки річкової мережі) є найбільш вразливими приймачами скидів очищених стічних вод через обмежену розбавляючу здатність, швидку реакцію біоценозів на зміни гідрохімічного режиму та високу частку точкових впливів у загальному балансі навантаження. Сучасні дослідження свідчать, що погіршення екологічного стану малих потоків статистично узгоджується зі зростанням частки міських стічних вод у стоку; при цьому залежність є істотно вираженою саме для малих водотоків, тоді як для

більших річок вона слабша або відсутня, що прямо вказує на роль низької асиміляційної спроможності малих річок [5]. Навіть за коректно організованого очищення, скиди можуть залишатися екологічно значущим фактором ризику для малих водотоків, оскільки стічні води містять суміші забруднювачів (у т.ч. мікрозабруднювачі та трансформаційні продукти), а також можуть викликати багатофакторний стрес (органічне навантаження, біогенні елементи, токсичні ефекти). Узагальнення на великому масиві даних по очисних спорудах стічних вод демонструє зміни складу угруповань водних безхребетних нижче випусків, що відображає екосистемні втрати від навіть очищених скидів [39].

Для оцінки реальної небезпеки скидів у малих річках особливо важливі ефект-орієнтовані підходи, які дозволяють фіксувати сумарну токсичність сумішей там, де традиційний контроль «по окремих речовинах» не пояснює екологічних наслідків. Практично це означає, що для малих водотоків одного лише дотримання окремих фізико-хімічних показників може бути недостатньо для гарантування екологічної безпеки; потрібне доповнення контролю біоаналітичними/біотестовими інструментами. Окремо слід враховувати, що винос активного мулу зі вторинних відстійників збільшує навантаження завислими речовинами й органічною біомасою, а також призводить до надходження у водойму сорбованих на мулі токсичних домішок. Для малих річок це критично, оскільки залпові надходження біомаси/завислих речовин швидко трансформуються у дефіцит кисню, локальну деградацію середовища та біотичні ефекти, що виявляються, зокрема, через біомоніторинг і методи оцінки біологічних ефектів [5, 40, 41].

З огляду на це, екологічно чутливі водойми (передусім малі річки) доцільно розглядати як водні об'єкти з низькою толерантністю до коливань якості очищених стічних вод. Відповідно, для зменшення ризиків необхідні технологічні рішення, які стабілізують якість скиду та знімають пікові ефекти, зокрема, посилені стадії доочищення/пост-очищення, ефект-орієнтований контроль і біотестування. [42-44].

Особливої уваги потребують випадки скиду очищених стічних вод у малі річки, які характеризуються обмеженою асиміляційною здатністю та підвищеною чутливістю до антропогенного навантаження. У таких умовах навіть незначні коливання якості стічних вод можуть призводити до порушення гідрохімічного режиму та деградації водних екосистем. Показовим прикладом подібної ситуації є функціонування очисних споруд КП «Броваритепловодоенергія», скид очищених стічних вод яких здійснюється у річку Красилівка після проходження біологічної очистки та вторинних відстійників. Контроль якості води здійснюється у трьох характерних точках: у фоновому створі річки (вище скиду), у контрольному створі (нижче скиду) та у випуску стічних вод. Слід зазначити, що річка Красилівка належить до малих річок, які характеризуються обмеженою асиміляційною здатністю та

підвищеною екологічною вразливістю до антропогенного навантаження. Основні показники якості стічних вод після очищення та води річки Красилівка характеризуються такими значеннями [45]:

- органічне навантаження. Концентрація біохімічного споживання кисню (БСК₅) у стічних водах після очищення становить 14,6 мг/дм³, тоді як у контрольному створі річки – 13,0 мг/дм³, а у випуску – 14,3 мг/дм³. Аналогічна тенденція спостерігається для хімічного споживання кисню (ХСК): після очищення – 78,2 мг/дм³, у контрольному створі – 69,4 мг/дм³, у випуску – 76,0 мг/дм³.

Ці дані свідчать про суттєвий внесок скиду стічних вод у формування органічного навантаження річки Красилівка навіть за умов функціонування біологічної очистки.

- завислі речовини як індикатор виносу активного мулу. Концентрація завислих речовин після очищення становить 14,5 мг/дм³, тоді як у фоновому створі річки – 30,7 мг/дм³, а у контрольному створі – 23,1 мг/дм³.

Завислі речовини у стічних водах після біологічного очищення значною мірою представлені частинками активного мулу. Їх надходження у водний об'єкт свідчить про нестабільність процесів осадження біомаси у вторинних відстійниках та підтверджує наявність ризику виносу активного мулу разом зі скидом.

- біогенні елементи. Вміст амонійного азоту у стічних водах після очищення становить 6,45 мг/дм³, у контрольному створі річки – 6,65 мг/дм³, у випуску – 6,51 мг/дм³. Концентрація фосфатів після очищення дорівнює 6,09 мг/дм³, тоді як у контрольному створі – 4,65 мг/дм³.

Підвищені концентрації сполук азоту та фосфору у зоні впливу скиду свідчать про надходження біогенних елементів у річку Красилівка, що створює передумови для розвитку процесів евтрофікації та погіршення екологічного стану водойми.

- інші компоненти забруднення. У стічних водах і воді річки Красилівка також зафіксовано наявність нітратів, нітритів, сульфатів, хлоридів, заліза та поверхнево-активних речовин, що підтверджує багатокомпонентний характер антропогенного навантаження на водний об'єкт.

Аналіз наведених даних свідчить, що очищені стічні води КП «Броваритепловодоенергія» формують помітний вплив на гідрохімічний режим річки Красилівка. Навіть за умов наближення показників до нормативних значень, скид стічних вод у малу річку супроводжується:

- підвищенням концентрацій органічних речовин;
- надходженням біогенних елементів;
- збільшенням концентрації завислих речовин, у тому числі частинок активного мулу;
- формуванням потенційних токсичних ефектів суміші забруднювачів.

Технологічною схемою очищення стічних вод передбачено відведення освітленої води після вторинних відстійників у річку Красилівка, при цьому

стабільність показників якості скиду визначається ефективністю процесів біологічного очищення та осадження активного мулу. Таким чином, ситуація на очисних спорудах КП «Броваритепловодоенергія» може розглядатися як типова для багатьох біологічних систем очищення стічних вод, у яких технологічна схема завершується вторинними відстійниками без додаткових стадій доочищення. У випадку малих річок, таких як Красилівка, це призводить до підвищених екологічних ризиків і обґрунтовує необхідність застосування додаткових технологічних бар'єрів, зокрема біоставків, як елементів стабілізації якості скидів і зменшення негативного впливу на водні екосистеми.

Аналіз показників якості стічних вод та стану річки Красилівка в зоні впливу скиду свідчить, що технологічна схема очищення, яка завершується вторинними відстійниками, не завжди забезпечує достатній рівень стабільності показників якості скидів, особливо у випадку малих річок. Навіть за умов функціонування біологічної очистки та наближення показників до нормативних значень, у водній об'єкт надходить комплекс органічних, біогенних і потенційно токсичних компонентів, що формує додаткове антропогенне навантаження на екосистему.

Винос активного мулу зі вторинних відстійників у таких умовах виступає не лише технологічною, але й екологічною проблемою, оскільки частинки мулу виконують роль носіїв органічних речовин, біогенних елементів і токсичних домішок. Для малих річок, які характеризуються обмеженою асиміляційною здатністю, навіть незначне підвищення концентрації завислих речовин може призводити до порушення гідрохімічного режиму та деградації водних екосистем.

Отримані результати свідчать, що забезпечення екологічної безпеки скидів потребує не лише оптимізації режимів роботи біологічної стадії очищення, але й впровадження додаткових технологічних елементів, здатних стабілізувати якість стічних вод перед їх надходженням у природні водні об'єкти. Одним із таких елементів можуть бути біоставки, які виконують функції третинного очищення та буферної зони між очисними спорудами і природною водоймою.

Використання біоставків дозволяє зменшити концентрацію завислих речовин за рахунок додаткового осадження частинок активного мулу, підвищити ступінь окиснення органічних речовин, знизити концентрацію біогенних елементів і токсичних компонентів, а також стабілізувати показники якості скидів. Таким чином, біоставки можуть розглядатися не як допоміжний елемент, а як важлива складова системи очищення стічних вод, особливо у випадку скиду у малі річки.

З огляду на викладене, доцільність впровадження біоставків у технологічні схеми очищення стічних вод має системний характер і може бути обґрунтована не лише для очисних споруд КП «Броваритепловодоенергія», але й для інших комунальних і промислових підприємств, зокрема підприємств целюлозно-паперової промисловості, стічні води

яких характеризуються підвищеним органічним навантаженням і наявністю токсичних домішок.

Висновки

У результаті проведеного аналізу встановлено, що винос активного мулу зі вторинних відстійників є системною проблемою біологічних очисних споруд, яка формується під впливом комплексу технологічних, гідравлічних і хімічних чинників. Дане явище призводить до погіршення показників якості очищених стічних вод, зокрема зростання концентрацій завислих речовин, органічних сполук, біогенних елементів і потенційно токсичних компонентів.

Показано, що традиційна оцінка якості скидів на основі окремих фізико-хімічних показників не завжди дозволяє адекватно оцінити екологічні ризики для природних водних об'єктів. Інтегральний показник токсичності, визначений методом біотестування, є важливим доповненням до стандартного контролю та дозволяє оцінити сумарний біологічний ефект суміші забруднювачів.

На прикладі очисних споруд КП «Броваритепловодоенергія» та річки Красилівка показано, що скид очищених стічних вод у малі річки супроводжується помітним впливом на гідрохімічний режим водойм навіть за умов функціонування біологічної стадії очищення. Обмежена асиміляційна здатність малих річок зумовлює їх підвищену чутливість до коливань якості скидів, що посилює екологічні ризики виносу активного мулу.

Обґрунтовано, що технологічні схеми очищення стічних вод, які завершуються вторинними відстійниками без додаткових стадій доочищення, не забезпечують достатнього рівня стабільності показників якості скидів у випадку їх відведення у малі річки. У зв'язку з цим біоставки доцільно розглядати як ефективний технологічний елемент третинного очищення, який виконує функції стабілізації якості стічних вод і зниження екологічних ризиків для природних водних екосистем.

Сформульовані положення мають універсальний характер і можуть бути застосовані не лише для комунальних очисних споруд, але й для підприємств целюлозно-паперової промисловості, стічні води яких характеризуються підвищеним органічним навантаженням і наявністю токсичних компонентів, що також зумовлює ризик порушення роботи біологічних систем очищення та виносу активного мулу.

Перелік використаних джерел

- [1] Strategies for controlling filamentous bulking in activated sludge wastewater treatment plants: the old and the new / Sam T., Le Roes-Hill M., Hoosain N., Welz P. J. *Water*. 2022. Vol. 14, no. 20. Article 3223. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14203223>.
- [2] Causes, control, and misconceptions of filamentous bacterial bulking in the aeration tank of the SWTP /

- Mustafa G., Chappell P., Bate A., Ha K. *International Journal of Agricultural and Natural Sciences*. 2023. Vol. 16, no. 1. Pp. 21–27. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.8372342>.
- [3] Insight into sludge bulking in a full-scale wastewater treatment plant: quorum sensing, microbial community, and metabolic characteristics / S. Li et al. *Environmental Technology and Innovation*. 2024. Vol. 34. Article 103562. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.103562>.
- [4] A review of the role of extracellular polymeric substances (EPS) in wastewater treatment systems / L. Huanget al. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2022. Vol. 19, no. 19. Article 12191. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph191912191>.
- [5] Why wastewater treatment fails to protect stream ecosystems in Europe / Büttner O., Jawitz J. W., Birk S., Borchardt D. *Water Research*. Vol. 217. Article 118382. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118382>.
- [6] Costa N., Libardi N., Costa R. How can the addition of extracellular polymeric substances (EPS)-based biofloculant affect aerobic granular sludge (AGS)? *Journal of Environmental Management*. 2022. Vol. 310. Article 114807. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114807>.
- [7] High-rate activated sludge at very short SRT: key factors for process stability and performance of COD fractions removal / J. Canals et al. *Water Research*. 2023. Vol. 231. Article 119610. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119610>.
- [8] Johnson M. B., Mehrvar M. Waste activated sludge-high rate (WASHR) treatment process: a novel, economically viable, and environmentally sustainable method to co-treat high-strength wastewaters at municipal wastewater treatment plants. *Bioengineering*. 2023. Vol. 10, no. 9. Article 1017. 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/bioengineering10091017>.
- [9] Bulking of activated sludge in the biological treatment of municipal and industrial wastewater, due to the massive development of filamentous bacteria type 021N / Iurchenko V. O., Melnikova O. G., Sorokina K. B., Teliura N. O. *IOP Conference Series Earth and Environmental Science*. 2023. Vol. 1254, no. 1. Article 012086. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1254/1/012086>.
- [10] Kilian S., Pawęska K., Bawiec A. Evaluation of post-treatment after wastewater stabilization ponds at municipal wastewater treatment plant. *Scientific Reports*. 2024. Vol. 14. Article 22257. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-024-72995-8>.
- [11] Non-filamentous sludge bulking induced by exopolysaccharide variation in structure and properties during aerobic granulation / S. Wang et al. *Science of the Total Environment*. 2023. Vol. 876. Article 162786. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162786>.
- [12] Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery : monography / Tchobanoglous G., Stensel H. D., Tsuchihashi R., Burton F. 5th ed. New York : McGraw-Hill Education, 2014. 1848 p.
- [13] Clarification of biologically treated wastewater in a clarifier with suspended sludge layer / Kolpakova V., Ospanov K., Kuldeyev E., Andranka D. *Water*. 2021. Vol. 13, no. 18. Article 2486. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13182486>.
- [14] Assessment in treatment efficiency of a small-scale municipal wastewater treatment plant with activated sludge / Bubalo M., Šumelj I., Herceg K., Vukojević Medvidović N. *Ochrana Prirody Slovenska/Ekológia*. 2022. Vol. 41, no. 3. Pp. 272–282. DOI: <https://doi.org/10.2478/eko-2022-0028>.
- [15] Review on the impact of heavy metals from industrial wastewater effluent and removal technologies / T. E. Oladimeji et al. *Heliyon*. Vol. 10, no. 23. Article e40370. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40370>.
- [16] Iyer S., Deshmukh S.M., Tapre R.W. Review on removal of heavy metals from industrial effluents by adsorption. *Reviews in Inorganic Chemistry*. 2025. Vol. 45, no. 3. Pp. 479–496. DOI: <https://doi.org/10.1515/revic-2024-0079>.
- [17] Aerobic granular sludge-based sustainable wastewater treatment: process, bottlenecks, and knowledge gap through scientometric perspective / P. Vydehi et al. *Journal of Hazardous Materials Advances*. Vol. 16. Article 100462. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100462>.
- [18] Mahapatra S., Tripathy S., Dash R. R. Waste stabilization pond (WSP) for wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*. 2022. Vol. 318. Article 114668. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114668>.
- [19] dos Santos S. L., van Haandel A. Nutrient removal in sequential batch polishing ponds. *Water*. Vol. 13, no. 11. Article 1584. 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13111584>.
- [20] Calabrò P. S., Pangallo D., Zema D. A. Wastewater treatment in lagoons: a systematic review and a meta-analysis. *Journal of Environmental Management*. 2024. Vol. 359. Article 120974. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120974>.
- [21] Effect of attached growth on treatment performance in waste stabilization ponds / Y. Lian et al. *Water*. 2022. Vol. 14, no. 20. Article 3245. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14203245>.
- [22] Marcantel M., Bappy M., Hayes M. Investigating seasonal water quality dynamics in humid subtropical tandem facultative wastewater stabilization ponds. *Water*. 2025. Vol. 17, no. 20. Article 2936. DOI: <https://doi.org/10.3390/w17202936>.
- [23] Characterization and evaluation of waste stabilization pond systems in Namibia / Sinn J., Agrawal S., Orschler L., Lackner S. *H2Open Journal*. 2022. Vol. 5,

- no. 2. Pp. 365–378. DOI: <https://doi.org/10.2166/h2oj.2022.004>.
- [24] Advancements in high-rate algal pond technology for enhanced wastewater treatment and biomass production: a review / I. B. Magalhães et al. *Journal of Water Process Engineering*. 2024. Vol. 66. Article 105929. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105929>.
- [25] ДСТУ ISO 5815-2:2009. Якість води. Визначення біохімічного споживання кисню після п діб (БСКп). Частина 2. Метод для нерозведених проб (ISO 5815-2:2003, IDT). [Чинний від 2011-07-02]. Вид. офіц. Київ: Український науково-дослідний інститут екологічних проблем (УкрНДІЕП). 12 с.
- [26] ДСТУ EN ISO 5815-1:2025. Якість води. Визначення біохімічного споживання кисню після п діб (БСКп). Частина 1. Метод розведення та висювання з додаванням алітїосечовини (EN ISO 5815-1:2019, IDT; ISO 5815-1:2019, IDT). [Чинний від 2025-11-01]. Вид. офіц. Київ: ДП «УкрНДНЦ».
- [27] ДСТУ ISO 6060:2003. Якість води. Визначення хімічної потреби в кисні (ISO 6060:1989, IDT). [Чинний від 2004-07-01]. Вид. офіц. Київ: ТК 64.
- [28] ДСТУ EN 872:2013. Якість води. Визначення вмісту завислих твердих частинок методом фільтрування через фільтри зі скловолокна (EN 872:2005, IDT). [Чинний від 2014-07-01]. Вид. офіц. Київ: ІВ-ПіМ НААН.
- [29] ДСТУ ISO 7150-1:2003. Якість води. Визначення амонію. Частина 1. Ручний спектрометричний метод (ISO 7150/1:1984, IDT). [Чинний від 2004-07-01]. Вид. офіц. Київ: ІВ-ПіМ НААН.
- [30] ДСТУ EN ISO 11905-1:2022. Якість води. Визначення азоту. Частина 1. Метод окисного зброджування пероксодисульфатом (EN ISO 11905-1:1998, IDT; ISO 11905-1:1997, IDT). [Чинний від 2023-12-31]. Вид. офіц. Київ: ДП «УкрНДНЦ».
- [31] ДСТУ EN ISO 17294-2:2019. Якість води. Використання мас-спектрометрії з індуктивно-зв'язаною плазмою (ІЗП-МС). Частина 2. Визначення 62 елементів (EN ISO 17294-2:2016, IDT; ISO 17294-2:2016, IDT). [Чинний від 2019-09-01]. Вид. офіц. Київ: ДП «УкрНДНЦ».
- [32] Integrating biological early warning systems with high-resolution online chemical monitoring in wastewater treatment plants / A. Kizgin et al. *Environmental Science & Technology*. 2024. Vol. 58, no. 44. Pp. 23148–23159. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c07316>.
- [33] Efficient removal of toxicity associated to wastewater treatment plant effluents by enhanced soil aquifer treatment / C. Sanz et al. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 465. Article 133377. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133377>.
- [34] Mlonyeni S., Pereao O., Oreolu B. Application of biological assays to evaluate the aquatic toxicity of a wastewater treatment plant effluent. *SN Applied Sciences*. 2023. Vol. 5. Article 276. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42452-023-05490-w>.
- [35] *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia* have similar acute and chronic sensitivity in standard toxicity tests / K. A. Connors et al. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2022. Vol. 41, no. 8. Pp. 1972–1980. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.5249>.
- [36] Acute and chronic ecotoxicity of a pharmaceutical effluent on *Daphnia magna* / El Joumani H., Berrebaan I., El Alami M., Naciri M. *Applied Ecology and Environmental Research*. 2024. Vol. 22, no. 2. Pp. 1159–1170. DOI: https://doi.org/10.15666/aeer/2202_11591170.
- [37] A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters / G. Persoone et al. *Environmental Toxicology*. 2003. Vol. 18, no. 6. Pp. 395–402. DOI: <https://doi.org/10.1002/tox.10141>.
- [38] ДСТУ EN ISO 6341:2022. Якість води. Визначення пригнічення рухливості *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). Випробування на гостру токсичність (EN ISO 6341:2012, IDT; ISO 6341:2012, IDT). [Чинний від 2023-12-31]. Вид. офіц. Київ: ДП «УкрНДНЦ».
- [39] Flushing away the future: the effects of wastewater treatment plants on aquatic invertebrates / D. Enns et al. *Water Research*. 2023. Vol. 243. Article 120388. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120388>.
- [40] Delgado C. T., Dombrowski A., Oehlmann J. Assessing the impact of two conventional wastewater treatment plants on small streams with effect-based methods. *PeerJ*. 2024. Vol. 12. Article e17326. DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.17326>.
- [41] Temporal and spatial variations in the effect-based ecotoxicological assessment of streams / D. Hof et al. *Environmental Sciences Europe*. 2024. Vol. 36. Article 992. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00992-9>.
- [42] Effect-based trigger values are essential for the uptake of effect-based methods in water safety planning / P. A. Neale. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2023. Vol. 42, no. 4. Pp. 817–826. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.5544>.
- [43] Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant with ozonation and different post-treatments using a broad range of in vitro and in vivo bioassays / C. Kienle et al. *Water Research*. 2022. Vol. 212. Article 118084. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118084>.
- [44] Application of biological early warning systems in wastewater treatment plants: introducing a promising approach to monitor changing wastewater composition / A. Kizgin et al. *Journal of Environmental Management*. 2023. Vol. 347. Article 119001. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119001>.
- [45] Реконструкція каналізаційних очисних споруд зі збільшенням пропускної потужності на земельній ділянці з кадастровим номером 3221284400:03:001:0027 в адміністративних межах Калинівської територіальної громади

Броварського району Київської області : звіт з оцінки впливу на довкілля планованої діяльності. 2024.

POLISHING PONDS AS A NECESSARY TECHNOLOGICAL ELEMENT OF WASTEWATER TREATMENT IN THE CASE OF DISCHARGE INTO ENVIRONMENTALLY SENSITIVE WATER BODIES

Kopanytsia O.B.

leading forensic expert of the Laboratory of environmental and ecological research, Kyiv Research institute of forensic expertise of the Ministry of justice of Ukraine; postgraduate student, State scientific institution «Institute of ecological restoration and development of Ukraine», Kyiv, ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-8939-2919>, e-mail: ecology.expert.2020@gmail.com

The problem of wastewater treatment under modern conditions is becoming increasingly acute due to growing anthropogenic pressure on water bodies, deterioration of wastewater treatment facilities, and stricter environmental regulations. Small rivers and other environmentally sensitive water bodies are particularly vulnerable, as they are characterized by limited assimilative capacity and low self-purification potential. Under such conditions, even formal compliance with discharge standards does not guarantee environmental safety. One of the key technological problems of biological wastewater treatment is the washout of activated sludge from secondary clarifiers. This phenomenon is caused by sludge bulking, hydraulic overloading of treatment facilities, instability of wastewater composition, presence of toxic components, and disturbances in operational regimes. The washout of activated sludge leads to deterioration of effluent quality, increased concentrations of suspended solids, organic matter and nutrients, as well as the discharge of microbial biomass and toxic substances accumulated in sludge into natural water bodies. This paper substantiates the necessity of using polishing ponds as an additional technological element of wastewater treatment systems in cases of discharge into environmentally sensitive water bodies. Polishing ponds are considered as a technological barrier between treatment facilities and natural water bodies, capable of stabilizing effluent quality, retaining washed-out activated sludge, reducing concentrations of organic substances and nutrients, and decreasing effluent toxicity. The main indicators of wastewater quality (BOD, COD, suspended solids, nitrogen and phosphorus compounds, toxicity) and environmental risks associated with the discharge of insufficiently treated wastewater into small rivers are analyzed. Using the example of the wastewater treatment facilities of the municipal enterprise «Brovaryteplovodoenergiya», it is shown that operation of treatment facilities close to regulatory limits creates prerequisites for instability of treatment processes and increases the risk of negative impacts on aquatic ecosystems. It is concluded that for wastewater treatment facilities discharging effluents into small rivers and other environmentally sensitive water bodies, polishing ponds should be considered not as an optional element, but as an integral component of the technological treatment scheme. The conclusions and recommendations formulated in the paper can also be applied to wastewater treatment systems of pulp and paper industry enterprises.

Keywords: bioponds; activated sludge; secondary settling tanks; environmentally sensitive water bodies; biotesting; wastewater; ecosystems.

References

- [1] T. Sam, M. Le Roes-Hill, N. Hoosain, and P. J. Welz, "Strategies for controlling filamentous bulking in activated sludge wastewater treatment plants: the old and the new," *Water*, vol. 14, no. 20, article 3223, 2022. doi: 10.3390/w14203223.
- [2] G. Mustafa, P. Chappell, A. Bate, and K. Ha, "Causes, control, and misconceptions of filamentous bacterial bulking in the aeration tank of the SWTP," *International Journal of Agricultural and Natural Sciences*, vol. 16, no. 1, pp. 21–27, 2023. doi: 10.5281/zenodo.8372342.
- [3] S. Li, L. Wang, B. Liu, L. Wang, X. Zhang, and X. Fei, "Insight into sludge bulking in a full-scale wastewater treatment plant: quorum sensing, microbial community, and metabolic characteristics," *Environmental Technology and Innovation*, vol. 34, article 103562, 2024. doi: 10.1016/j.eti.2024.103562.
- [4] L. Huang et al., "A review of the role of extracellular polymeric substances (EPS) in wastewater treatment systems," *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 19, no. 19, article 12191, 2022. doi: 10.3390/ijerph191912191.
- [5] O. Büttner, J. W. Jawitz, S. Birk, D. Borchardt, "Why wastewater treatment fails to protect stream ecosystems in Europe," *Water Research*, vol. 217, article 118382, 2022. doi: 10.1016/j.watres.2022.118382.
- [6] N. Costa, N. Libardi, and R. Costa, "How can the addition of extracellular polymeric substances (EPS)-based bioflocculant affect aerobic granular sludge (AGS)?," *Journal of Environmental Management*,

- vol. 310, article 114807, 2022. doi: [10.1016/j.jenvman.2022.114807](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114807).
- [7] J. Canals et al., “High-rate activated sludge at very short SRT: key factors for process stability and performance of COD fractions removal,” *Water Research*, vol. 231, article 119610, 2023. doi: [10.1016/j.watres.2023.119610](https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119610).
- [8] M. B. Johnson, and M. Mehrvar, “Waste activated sludge-high rate (WASHR) treatment process: a novel, economically viable, and environmentally sustainable method to co-treat high-strength wastewaters at municipal wastewater treatment plants,” *Bioengineering*, vol. 10, no. 9, article 1017, 2023. doi: [10.3390/bioengineering10091017](https://doi.org/10.3390/bioengineering10091017).
- [9] V. O. Iurchenko, O. H. Melnikova, K. B. Sorokina, N. O. Teliura, “Bulking of activated sludge in the biological treatment of municipal and industrial wastewater, due to the massive development of filamentous bacteria type 021N,” *IOP Conference Series Earth and Environmental Science*, vol. 1254, no. 1, article 012086, 2023. doi: [10.1088/1755-1315/1254/1/012086](https://doi.org/10.1088/1755-1315/1254/1/012086).
- [10] S. Kilian, K. Pawęska, and A. Bawiec, “Evaluation of post-treatment after wastewater stabilization ponds at municipal wastewater treatment plant,” *Scientific Reports*, vol. 14, article 22257, 2024. doi: [10.1038/s41598-024-72995-8](https://doi.org/10.1038/s41598-024-72995-8).
- [11] S. Wang, G. Wang, P. Yan, Y. Chen, F. Fang, and J. Guo, “Non-filamentous sludge bulking induced by exopolysaccharide variation in structure and properties during aerobic granulation,” *Science of the Total Environment*, vol. 876, article 162786, 2023. doi: [10.1016/j.scitotenv.2023.162786](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162786).
- [12] G. Tchobanoglous, H. D. Stensel, R. Tsuchihashi, and F. Burton, *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery: monograph*, 5th ed., New York: McGraw-Hill Education, 2014. 1848 p.
- [13] V. Kolpakova, K. Ospanov, E. Kuldeyev, and D. Andraka, “Clarification of biologically treated wastewater in a clarifier with suspended sludge layer,” *Water*, vol. 13, no. 18, article 2486, 2021. doi: [10.3390/w13182486](https://doi.org/10.3390/w13182486).
- [14] M. Bubalo, I. Šumelj, K. Herceg, and N. Vukojević Medvidović, “Assessment in treatment efficiency of a small-scale municipal wastewater treatment plant with activated sludge,” *Ochrana Prirody Slovenska/Ekologija*, vol. 41, no. 3, pp. 272–282, 2022. doi: [10.2478/eko-2022-0028](https://doi.org/10.2478/eko-2022-0028).
- [15] T. E. Oladimeji, M. Oyedemi, M. E. Emeteri, O. Agboola, J. B. Adeoye, and O. A. Odunlami, “Review on the impact of heavy metals from industrial wastewater effluent and removal technologies,” *Heliyon*, vol. 10, no. 23, article e40370, 2024. doi: [10.1016/j.heliyon.2024.e40370](https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40370).
- [16] S. Iyer, S. M. Deshmukh, and R. W. Tapre, “Review on removal of heavy metals from industrial effluents by adsorption,” *Reviews in Inorganic Chemistry*, vol. 45, no. 3, pp. 479–496, 2025. doi: [10.1515/revic-2024-0079](https://doi.org/10.1515/revic-2024-0079).
- [17] P. Vydehi et al. “Aerobic granular sludge-based sustainable wastewater treatment: process, bottlenecks, and knowledge gap through scientometric perspective,” *Journal of Hazardous Materials Advances*, vol. 16, article 100462, 2024. doi: [10.1016/j.hazadv.2024.100462](https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100462).
- [18] S. Mahapatra, S. Tripathy, and R. R. Dash, “Waste stabilization pond (WSP) for wastewater treatment,” *Journal of Environmental Management*, vol. 318, article 114668, 2022. doi: [10.1016/j.jenvman.2022.114668](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114668).
- [19] S. L. dos Santos, and A. van Haandel, “Nutrient removal in sequential batch polishing ponds,” *Water*, vol. 13, no. 11, article 1584, 2021. doi: [10.3390/w13111584](https://doi.org/10.3390/w13111584).
- [20] P. S. Calabrò, D. Pangallo, and D. A. Zema, “Wastewater treatment in lagoons: a systematic review and a meta-analysis,” *Journal of Environmental Management*, vol. 359, article 120974, 2024. doi: [10.1016/j.jenvman.2024.120974](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120974).
- [21] Y. Lian, L. X. Coggins, J. Hay, A. van de Ven, and A. Ghadouani, “Effect of attached growth on treatment performance in waste stabilization ponds,” *Water*, vol. 14, no. 20, article 3245, 2022. doi: [10.3390/w14203245](https://doi.org/10.3390/w14203245).
- [22] M. Marcantel, M. Bappy, and M. Hayes, “Investigating seasonal water quality dynamics in humid subtropical tandem facultative wastewater stabilization ponds,” *Water*, vol. 17, no. 20, article 2936, 2025. doi: [10.3390/w17202936](https://doi.org/10.3390/w17202936).
- [23] J. Sinn, S. Agrawal, L. Orschler, and S. Lackner, “Characterization and evaluation of waste stabilization pond systems in Namibia,” *H2Open Journal*, vol. 5, no. 2, pp. 365–378, 2022. doi: [10.2166/h2oj.2022.004](https://doi.org/10.2166/h2oj.2022.004).
- [24] I. B. Magalhães et al., “Advancements in high-rate algal pond technology for enhanced wastewater treatment and biomass production: a review,” *Journal of Water Process Engineering*, vol. 66, article 105929, 2024. doi: [10.1016/j.jwpe.2024.105929](https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105929).
- [25] *Yakist vody. Vyznachennia biokhimichnoho spozhyvannia kysniu pislia n dib (BSKn). Chastyna 2. Metod dlia nerozvedenykh prob* [Water quality. Determination of biochemical oxygen demand after n days (BODn). Part 2. Method for undiluted samples], DSTU ISO 5815-2:2009, Ukrainian Research Institute of Ecological Problems (UkrNIIEP), Kyiv, Ukraine, July 2011. (Ukr.)
- [26] *Yakist vody. Vyznachennia biokhimichnoho spozhyvannia kysniu pislia n dib (BSKn). Chastyna 1. Metod rozvedenia ta vysuiuvannia z dodavanniam alitiosechovyny* [Water quality. Determination of biochemical oxygen demand after n days (BODn). Part 1. Dilution and inoculation method with the addition of allylthiourea], State Enterprise «Ukrainian Research and Training Center for Standardization,

- Certification and Quality», Kyiv, Ukraine, Nov. 2025. (Ukr.)
- [27] *Yakist vody. Vyznachannia khimichnoi potreby v kysni* [Water quality. Determination of chemical oxygen demand], DSTU ISO 6060:2003, Technical Committee TC 64, Kyiv, Ukraine, July 2004. (Ukr.)
- [28] *Yakist vody. Vyznachennia vmistu zavyslenykh tverdykh chastynok metodom filtruvannia cherez filtry zi sklovolokna* [Water quality. Determination of suspended solids by filtration through glass fiber filters], DSTU EN 872:2013, Institute of Water Problems and Land Reclamation of the NAAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine, July 2014. (Ukr.)
- [29] *Yakist vody. Vyznachannia amoniiu. Chastyna 1. Ruchnyi spektrometrychnyi metod* [Water quality. Determination of ammonium. Part 1. Manual spectrometric method], DSTU ISO 7150-1:2003, Institute of Water Problems and Land Reclamation of the NAAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine, July 2004. (Ukr.)
- [30] *Yakist vody. Vyznachennia azotu. Chastyna 1. Metod okysnoho zbrodzhuvannia peroksidysulfatom* [Water quality. Determination of nitrogen. Part 1. Peroxodisulfate oxidative fermentation method], DSTU EN ISO 11905-1:2022, State Enterprise «Ukrainian Research and Training Center for Standardization, Certification and Quality», Kyiv, Ukraine, Dec. 2023. (Ukr.)
- [31] *Yakist vody. Vykorystannia mas-spektrometrii z induktyvno-zv'язanoiu plazmoiu (IZP-MS). Chastyna 2. Vyznachennia 62 elementiv* [Water quality. Use of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). Part 2. Determination of 62 elements], DSTU EN ISO 17294-2:2019, State Enterprise «Ukrainian Research and Training Center for Standardization, Certification and Quality», Kyiv, Ukraine, Sept. 2019. (Ukr.)
- [32] A. Kizgin et al., "Integrating biological early warning systems with high-resolution online chemical monitoring in wastewater treatment plants," *Environmental Science & Technology*, vol. 58, no. 44, pp. 23148–23159, 2024. doi: [10.1021/acs.est.4c07316](https://doi.org/10.1021/acs.est.4c07316).
- [33] C. Sanz et al., "Efficient removal of toxicity associated to wastewater treatment plant effluents by enhanced soil aquifer treatment", *Journal of Hazardous Materials*, vol. 465, article 133377, 2024. doi: [10.1016/j.jhazmat.2023.133377](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133377).
- [34] S. Mlonyeni, O. Perea, and B. Opeolu, "Application of biological assays to evaluate the aquatic toxicity of a wastewater treatment plant effluent," *SN Applied Sciences*, vol. 5, article 276, 2023. doi: [10.1007/s42452-023-05490-w](https://doi.org/10.1007/s42452-023-05490-w).
- [35] K. A. Connors, J. L. Brill, T. Norberg-King, M. G. Barron, G. Carr, and S. E. Belanger, "Daphnia magna and Ceriodaphnia dubia have similar acute and chronic sensitivity in standard toxicity tests," *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 41, no. 8, pp. 1972–1980, 2022. doi: [10.1002/etc.5249](https://doi.org/10.1002/etc.5249).
- [36] H. El Joumani, I. Berrebaan, M. El Alami, and M. Naciri, "Acute and chronic ecotoxicity of a pharmaceutical effluent on *Daphnia magna*," *Applied Ecology and Environmental Research*, vol. 22, no. 2, pp. 1159–1170, 2024. doi: [10.15666/aer/2202_11591170](https://doi.org/10.15666/aer/2202_11591170).
- [37] G. Persoone et al., "A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters," *Environmental Toxicology*, vol. 18, no. 6, pp. 395–402, 2003. doi: [10.1002/tox.10141](https://doi.org/10.1002/tox.10141).
- [38] *Yakist vody. Vyznachennia pryhnychennia rukhlyvosti Daphnia magna Straus (Cladocera, Crustacea). Vyprobuvannia na hostru toksychnist* [Water quality. Determination of motility inhibition of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). Acute toxicity test], DSTU EN ISO 6341:2022, State Enterprise «Ukrainian Research and Training Center for Standardization, Certification and Quality», Kyiv, Ukraine, Dec. 2023. (Ukr.)
- [39] D. Enns, S. Cunze, N. J. Baker, J. Oehlmann, and J. Jourdan, "Flushing away the future: the effects of wastewater treatment plants on aquatic invertebrates," *Water Research*, vol. 243, article 120388, 2023. doi: [10.1016/j.watres.2023.120388](https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120388).
- [40] C. T. Delgado, A. Dombrowski, and J. Oehlmann, "Assessing the impact of two conventional wastewater treatment plants on small streams with effect-based methods," *PeerJ*, vol. 12, article e17326, 2024. doi: [10.7717/peerj.17326](https://doi.org/10.7717/peerj.17326).
- [41] D. Hof, T. Bing, S. Heß, J. Mayer, J. Oehlmann, and M. Oetken, "Temporal and spatial variations in the effect-based ecotoxicological assessment of streams," *Environmental Sciences Europe*, vol. 36, article 992, 2024. doi: [10.1186/s12302-024-00992-9](https://doi.org/10.1186/s12302-024-00992-9).
- [42] P. A. Neale, B. I. Escher, M. L. de Baat, J. Enault, and F. D. L. Leusch, "Effect-based trigger values are essential for the uptake of effect-based methods in water safety planning," *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 42, no. 4, pp. 817–826, 2023. doi: [10.1002/etc.5544](https://doi.org/10.1002/etc.5544).
- [43] C. Kienle et al., "Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant with ozonation and different post-treatments using a broad range of in vitro and in vivo bioassays," *Water Research*, vol. 212, article 118084, 2022. doi: [10.1016/j.watres.2022.118084](https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118084).
- [44] A. Kizgin et al., "Application of biological early warning systems in wastewater treatment plants: introducing a promising approach to monitor changing wastewater composition," *Journal of Environmental Management*, vol. 347, article 119001, 2023. doi: [10.1016/j.jenvman.2023.119001](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119001).
- [45] "Rekonstruktsiia kanalizatsiinykh ochysnykh sporud zi zbilshenniam propusknoi potuzhnosti na zemelnii diliantsi z kadastronym nomerom 3221284400:03:001:0027 v administratyvnykh mezhakh Kalynivskoi terytorialnoi hromady Brovar'skoho raionu Kyivskoi oblasti : zvit z otsinky vplyvu na

dovkillia planovannoï diialnosti” [“Reconstruction of sewage treatment facilities with increased throughput on a land plot with cadastral number 3221284400:03:001:0027 within the administrative boundaries of the Kalynivska territorial community of the Brovary district of the Kyiv region: report on the

assessment of the environmental impact of the planned activity”]. 2024. (Ukr.)

Стаття надійшла 15.01.2026
Стаття прийнята 13.02.2026
Стаття опублікована 26.03.2026

Цитуйте цю статтю як: Копаниця О. Б. Біоставки як необхідний технологічний елемент очищення стічних вод у випадках їх скидання в екологічно чутливі водні об’єкти. *Вісник Приазовського державного технічного університету. Серія: Технічні науки.* 2026. Вип. 53, том 2. С. 117–128. DOI: <https://doi.org/10.31498/2225-6733.53.2.2026.359942>.