

МЕТОДИКА РОЗРАХУНКУ БІОСОРБЦІЙНИХ СПОРУД ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

Д.В. ЧАРНИЙ

Інститут гідротехніки і меліорації НААН

Наведено методику розрахунку оптимальних конструктивних і технологічних параметрів біосорберів, що забезпечують підвищення ефективності очищення води від органічних і токсичних речовин.

Ключові слова: біосорбція, шар завислого осаду, порозність, біоплівка, швидкість окислення

Існуюча проблема. Специфіка питного водопостачання в Україні полягає в тому, що воно на 75% базується на поверхневих джерелах [1, 2] і залежить від їхньої екологічної безпеки.

© Д.В.Чарний, 2010

Меліорація і водне господарство. 2010. Вип. 98

А стан річкової води в Україні оцінюється за гідрохімічними показниками від слабо до сильно забрудненого. До найбільш небезпечних забруднень, що надходять у воду джерел водопостачання, належать: іони металів, солі, токсичні й біологічно активні речовини, нафтопродукти, феноли, пестициди, поверхнево активні речовини, хлорорганічні сполуки, а також бактеріальні і вірусні забруднення, радіоактивні речовини природного і антропогенного походження, мутагенні сполуки органічного та неорганічного походження; мікозні забруднення, гормональні препарати. Тобто сучасна вода традиційних джерел водопостачання наближається за своїм складом до розведених міських стічних вод. Водночас існуючі у нас системи водопідготовки як у міському, а особливо, в сільському водопостачанні розраховані на воду I і II класів і неспроможні забезпечувати очищення води до нормативної якості.

Застосування сорбційних та новітніх коагуляційно-флокуляційних реагентів стримується їхньою високою вартістю і не вирішує питання доставки якісної води до споживача. Під час її транспортування існуючими мережами відбувається повторне забруднення вже очищеної води.

Зняти гостроту цієї проблеми, особливо для сільськогосподарського водопостачання, дає змогу нова концепція розвитку систем водопостачання розробки ІГіМ НААН [3], що містить такі основні засади, як відбір і попереднє очищення вихідної води до стану «технічної» [4], її транспортування і кінцеве доочищення в безпосередній близькості до споживача.

Застосування систем доочищення в сільській місцевості типових сорбційних чи інших технологій, що постійно потребують нових реагентів, стримується як економічними факторами, так необхідністю залучення для експлуатації кваліфікованого персоналу.

Надійнішими і дешевшими в цих умовах є біологічні системи з їхньою здатністю до самовідновлення і автоселекції біоти, що споживає ті чи інші компоненти поживного субстрату, яким є вихідна вода. А при іммобілізації біоти на носіях з розвинутою поверхнею і сорбційною здатністю значно під-

вищується її стійкість до несприятливих факторів, які можуть вплинути на їхню життєдіяльність.

Суть біосорбційного методу полягає в поєднанні в просторі і в часі процесів адсорбції органічних забруднень з вихідної води та в їхньому біологічному окисленні мікроорганізмами, іммобілізованими на поверхні і в мікропористій структурі пористого гранульованого носія. Це дає можливість безперервно здійснювати глибоке очищення води від органічних важко-окислюваних і токсичних сполук без необхідності термічної регенерації або заміни сорбенту.

Принципову схему біосорбера очищення природної води наведено на рис. 1. Вихідна вода 1 надходить в аераційну коло-ну 2, де відбувається її насичення киснем повітря, потім потік рідини надходить у нижню водорозподільну систему біосор-бера 4, рівномірно розподіляється за площею споруди і під-німається вгору з швидкістю, що забезпечує псевдозрідження завантажувального матеріалу. Це створює оптимальні умови для інтенсивного протікання процесів розвитку іммобілізова-них мікроорганізмів і біологічного окислення органічних за-

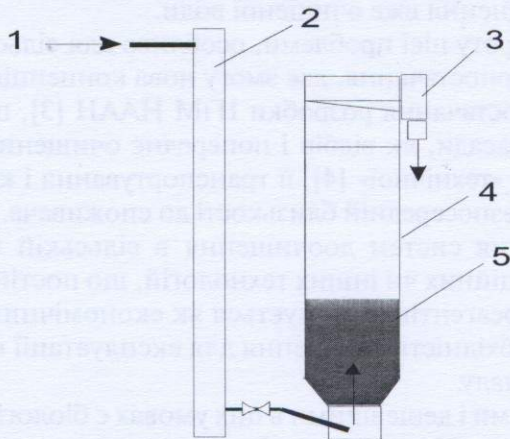


Рис. 1. Принципова схема біосорбера для обробки природної води:

1 — вихідна вода; 2 — аераційна камера; 3 — відведення очищеної води; 4 — біосорбер; 5 — фільтрувальний матеріал

бруднень. Розвинена поверхня гранульованого активованого вугілля сприяє збільшенню біомаси мікроорганізмів у споруді, що, у свою чергу, забезпечує високу продуктивність установки і стабільність роботи.

Пройшовши крізь завислий шар сорбційного матеріалу, потік рідини досягає водозбірного пристрою, збирається з поверхні споруди і відводиться (залежно від місцевих умов) до циркуляційного насоса або на подальші стадії очищення.

Мета роботи. Метою даної роботи була розробка методики розрахунку біосорбера до оптимальних параметрів для відповідних марок активованого вугілля.

Результати досліджень. Відомо, що один з кращих масо-, енергообмінів відбувається в реакторах чи системах спалення в киплячому або псевдокиплячому шарі. Як показав досвід експлуатації експериментальних [5, 6] та експериментально-виробничих [5, 7] біосорберів, при ступені розширення їхнього фільтрувального завантаження до 30% спостерігалось накопичення забруднень у товщі шару завантаження, що призводило до утворення вторинних забруднень і істотно позначалося на якості очищення. Ефективність нітрифікації при цьому не перевищувала 5–10%. Збільшення ступеня розширення завантаження до 40–42% дає змогу підвищити ефективність очищення. У цей період ефективність зниження вмісту азоту амонійного зростала до 70–80%, а ефективність зниження ХПК становила в середньому 15–20%. Отримано емпіричне рівняння, яке описує розширення шару завантаження при псевдозрідженні:

$$V/V_p = \varepsilon^{Z_0}, \quad (1)$$

де V — робоча швидкість; ε — пористість шару; V_p — швидкість зависання частинки; Z_0 — функція критерію Рейнольдса.

Пористість псевдозрідженого шару:

$$\varepsilon = \frac{1}{0,21} \cdot \text{Ar} = 18 \cdot \text{Re} + 0,36 \cdot \text{Re}^2, \quad (2)$$

де Re — число Рейнольдса; Ar — число Архімеда.

Існування псевдозрідженого шару знаходиться між двома швидкостями руху рідини, які називаються першою і другою критичними швидкостями — $V'_{\text{кр}}$ і $V''_{\text{кр}}$ відповідно.

Швидкість початку псевдозрідження $V'_{кр}$ для інертного носія і гранул визначається за формулою Кормана-Козені [7]:

$$V'_{кр} = 0,00059 \frac{d^2(\rho_t - \rho_r)g}{\mu} \quad (3)$$

де d — діаметр кульок завантаженого носія або гранул, мм; ρ_t — щільність твердої фази або гранул, кг/м³; ρ_r — густина рідкої фази, кг/м³; $g = 9,81$ м/с²; μ — динамічна в'язкість рідини, Н·с/м².

Конструктивні параметри біосорберів (діаметр реактора і його висота, висота псевдозрідженого шару сорбенту, швидкість висхідного потоку рідини в реакторі, водорозподільні системи та ін.) розраховуються на основі гідравлічних характеристик завантажувального матеріалу, до яких належать оптимальний ступінь розширення псевдозрідженого шару, необхідна швидкість висхідного потоку в реакторі (V м/с), питомі втрати напору в псевдозрідженому шарі завантажувального матеріалу (ΔH , м.в.ст.).

Розрахункові концентрації доцільно визначати за допомогою гістограм щільності розподілу концентрацій з вірогідністю перевищення 15% (85% забезпеченості). У таблиці наведено характеристики матеріалів, що використовуються як завантаження біосорбера.

Характеристики зернистих фільтрувальних матеріалів біосорбера

Матеріал	Щільність, г/см ³	Пористість завантаження, %
Кварцовий пісок	2,6–2,65	40–42
Антрацитовий дрібняк	1,6–1,7	45
Керамзитовий дрібняк	1,2–1,5	58–62
Керамзит непомієний	1,7–1,8	45
Шунгізитовий дрібняк	1,5–1,8	56–58
Доменні шлаки	2,6	42–44
Цеоліт	2,18–2,5*	25–28
Активоване вугілля	0,3–0,42	65

* Насипна щільність цеоліту 1,17 – 1,32 г/см³.

Діаметр частинок носія для піску 0,3–0,5 мм і для активованого вугілля 0,55–0,65 мм. Відповідно густина ρ_t становить: для піску 2700 кг/м³ і активованого вугілля 1300–1500 кг/м³.

Для марок активованого вугілля АГ-5, АГМ, УСК-3 отримано наступні емпіричні формули залежності відсотка розширення від швидкості фільтрації.

Для АГ-5 вимірювання за швидкостями перебуває в межах 8–47 м/год, похибка не перевищує 0,89%:

$$Rh = 26,089 \ln(V) - 8,6268, \quad (4)$$

де V – швидкість фільтрації, м/год; Rh – відсоток розширення.

Для АГМ вимірювання за швидкостями є в межах 10–73 м/год, похибка не перевищує 0,88%:

$$Rh = 19,136 \ln(V) - 6,0874. \quad (5)$$

Для УСК-3 вимірювання за швидкостями знаходиться в межах 15–75 м/год, похибка не перевищує 0,92%:

$$Rh = 11,5 \ln(V) + 21,929. \quad (6)$$

Відповідно до цих рівнянь збудовано номограми для визначення відсотка розширення фільтрувального завантаження від швидкості (рис. 2).

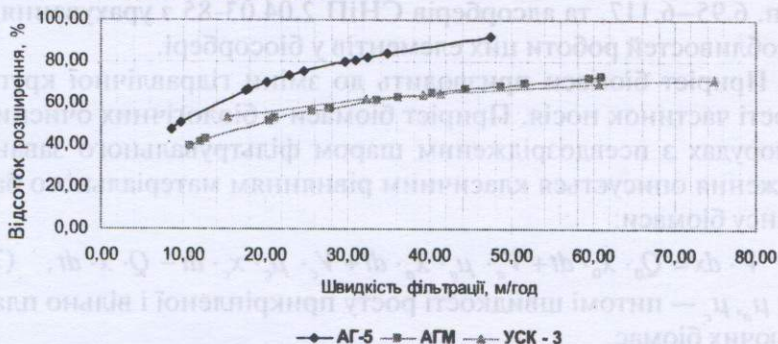


Рис. 2. Залежність розширення від швидкості фільтрації

Вибравши марку вугілля, визначивши ступінь розширення за графіками на рис. 2, визначаємо швидкість висхідного по-

току. За даними графіка рис. 2, стійкий псевдозріджений шар, при якому відбувається рівномірне за всім обсягом псевдозрідження вугілля і розширення при цьому становить 40–42%, досягається при «робочій швидкості» 33 м/год — для вугілля АГМ, 46 м/год — для вугілля АГ-5 і 51 м/год — для УСК-3. При цьому питоме значення перепаду тиску для активованого вугілля — 0,17; 0,3; 0,22 мм вод.ст./м відповідно. Швидкість надходження потоку в низ камери шару завислого осаду — 2–2,5 м/с, потрапляння гранул активованого вугілля в місце виходу потоку призводить до їхнього прискореного руйнування. Для зменшення впливу гідравлічних сил на гранули вугілля необхідно застосовувати тангенційне підведення потоку з вертикальним напрямом під кутом до дна камери 25–30°. Вертикальна складова швидкості потоку в камері з шаром завислого осаду має бути більше або дорівнювати швидкості зависання гранул вугілля. Для розглянутих марок вона становить: АГМ — 300 м/год, АГ-5 — 245, УСК-3 — 410 м/год. Для гідравлічного розрахунку водорозподільних і водозбірних систем усіх типів біосорберів слід використовувати методики розрахунку аналогічних систем для швидких фільтрів СНіП 2.04.02-84 п.п. 6.95–6.117, та адсорберів СНіП 2.04.03-85 з урахуванням особливостей роботи цих елементів у біосорбері.

Приріст біомаси призводить до зміни гідравлічної крупності частинок носія. Приріст біомаси в біологічних очисних спорудах з псевдозрідженим шаром фільтрувального завантаження описується класичним рівнянням матеріального балансу біомаси:

$$V \cdot dx = Q_0 \cdot x_0 \cdot dt + V_a \cdot \mu_a \cdot x_a \cdot dt + V_c \cdot \mu_c \cdot x_c \cdot dt - Q \cdot x \cdot dt, \quad (7)$$

де μ_a, μ_c — питомі швидкості росту прикріпленої і вільно плаваючих біомас.

Допускаючи, що $x_0 \approx 0$, а $Q_0 \approx Q$ і позначаючи питому витрату потоків як швидкість розбавлення $D = Q/V$ вмісту біологічних очисних споруд, отримаємо

$$dx/dt = (1 - \varepsilon) \cdot \mu_a \cdot x_a + \varepsilon \cdot \mu_c \cdot x_c - D \cdot x, \quad (8)$$

де $\varepsilon = (V - V_a)/V$ — пористість псевдозрідженого завантаження біологічних очисних споруд.

Згідно з літературними даними [8, 9] товщина біоплівки на носіях становить $\delta_{\text{б.п.}} = 0,05 - 0,2$ мм при щільності $\rho_{\text{б.п.}} = 1040 - 1080$ кг/м³, зольність біоплівки $z = 45 - 50\%$.

При розрахунках розмірів біосорбера [10] треба врахувати необхідність забезпечення псевдозрідження носія і тільки після утворення на ньому біоплівки апарат може працювати як очисна споруда. Таким чином, середній діаметр частинок псевдозрідженого шару буде змінюватись від d_r до $d_{rp} = d_r + 2\delta_{\text{б.п.}}$ і середньозважена густина — від ρ_r до $\rho_{rp} = \frac{\rho_r \cdot \omega_r + \rho_{\text{б.п.}} \cdot \omega_{\text{б.п.}}}{\omega_{rp}}$, де ω_r — об'єм кульки; ω_{rp} — об'єм гранули.

Вважаючи форму часток інертного носія і гранул кулеподібними, отримуємо:

$$\rho_{rp} = \frac{\rho_r \cdot d_r^3 + \rho_{\text{б.п.}} (d_{rp}^3 - d_r^3)}{d_{rp}^3} = \rho_{\text{б.п.}} + \frac{d_r^3}{d_{rp}^3} (\rho_r - \rho_{\text{б.п.}}). \quad (9)$$

Для інертного носія і гранул довільної форми V'_{kp} уточнюється за залежностями Тодеса і Цитовича:

$$V'_{kp} = V_0 \frac{\left(\frac{d_a}{d_0}\right)^2}{1 + \left(\frac{d_0}{d_0}\right)^{3/2}}, \quad (10)$$

де $d_a = \varphi d_e$;

$$d_0 = 41,6 \sqrt[3]{\frac{v^3}{g} \cdot \frac{\rho_p}{\rho_m - \rho_p}}; \quad (11)$$

$$V_0 = 1,24 \sqrt[3]{g \cdot v \cdot \frac{\rho_r - \rho_p}{\rho_p}}; \quad (12)$$

v — кінематична в'язкість рідини; ρ_r — щільність інертного носія або гранул; d_e — еквівалентний діаметр, який розраховується на основі ситового аналізу інертного носія і визначається так:

$$d_e = \Phi_c + d_{\omega}, \quad (13)$$

де $d_w = 1,24\sqrt[3]{V_q}$.

Відповідно для частинок неправильної форми коефіцієнт сферичності Φ_c визначається так:

$$\Phi_c = \sqrt{\frac{S_k}{S_q}} = 0,207 \frac{S_q}{V_q^{2/3}} < 1, \quad (14)$$

де S_k — поверхня рівної за об'ємом кульки, m^2 ; S_q — поверхня частинки, m^2 ; V_q — об'єм частинки, m^3 .

Числові значення Φ_c визначаються експериментально. Для полідисперсного шару, який складається з частинок різного діаметра, d_c за результатами ситового аналізу буде:

$$d_c = \frac{1}{\sum_i^n \frac{x_i}{d_i}}, \quad (15)$$

де n — число фракцій; x_i — ваговий вміст i -ї фракції, частки одиниць; d_i — середній ситовий розмір i -ї фракції, тобто середнє між розмірами прохідного і непрохідного сит.

Маса біоплівки ($\mu_{б.п.}$, кг), визначається так:

$$\mu_{б.п.} = \rho_{б.п.} \cdot \frac{\pi \cdot D_{б.р.}^2 \cdot H_{зав} (1 - \varepsilon_0)}{4} \left(\frac{d_{гран.}^3}{d_{кульк.}^3} - 1 \right), \quad (16)$$

де $\rho_{б.п.}$ — щільність біоплівки, kg/m^3 ; $D_{б.р.}$ — діаметр біореактора, м; $H_{зав}$ — висота завантаження реактора без урахування біоплівки, м; ε_0 — середня пористість завантаження, не враховуючи псевдозріджений шар, для кулястих частинок; $d_{гран.}$ — діаметр гранул, мм; $d_{кульк.}$ — діаметр кульки завантаження, мм.

Об'єм псевдозрідженого шару реактора W , m^3 визначається так:

$$W_{пш} = \frac{\pi \cdot D_{ан.}^2 \cdot H_0 (1 - \varepsilon_0)}{4(1 - \varepsilon_{пш})}, \quad (17)$$

де H_0 — висота завантаження гранул, м.

$$H_0 = H_{зав} \cdot \frac{d_{гран.}^3}{d_{кульк.}^3}. \quad (18)$$

Висота псевдозрідженого шару:

$$H_{\text{пш}} = H_0 \cdot \frac{(1 - \varepsilon_0)}{(1 - \varepsilon_{\text{пш}})}, \quad (19)$$

де $\varepsilon_{\text{пш}}$ — пористість псевдозрідженого шару:

$$\varepsilon_{\text{пш}} = \frac{1}{0,21} \cdot \text{Ar} = 18 \cdot \text{Re} + 0,36 \cdot \text{Re}^2, \quad (20)$$

де Re — число Рейнольдса; Ar — число Архімеда.

Концентрація біомаси B , кг/м³, визначається так:

$$B = \frac{M_{\text{бп}}}{W_{\text{пш}}}. \quad (21)$$

Питома швидкість вилучення забруднень:

$$Y_{\text{пит}} = \frac{Q(L - L_1)}{F_{\text{бп}} \cdot \delta_a \cdot B_{\text{бп}}}, \quad (22)$$

де Q — витрата вод, м³/год; L — кількість забруднень на вході біосорбера, г/м³.

$$L = \frac{L_0 + n \cdot L_1}{1 + n}, \quad (23)$$

де L_0 — концентрація забруднень у водах, які надходять на очищення, г/м³; L_1 — концентрація забруднень в очищених водах, г/м³; n — кратність рециркуляції.

$$n = \frac{Q_{\text{цир}}}{Q} - 1. \quad (24)$$

$$Q_{\text{заг}} = F_{\text{ан}} \cdot V_{\text{нс}}, \quad (25)$$

де $F_{\text{ан}}$ — площа біосорбера, м²; $V_{\text{нс}}$ — швидкість псевдозрідження шару завантаження гранул, м/год:

$$V_{\text{нс}} = \varepsilon_{\text{пш}}^k \cdot V_{\text{кр}}^n. \quad (26)$$

$F_{\text{бп}}$ — ефективна площа, яку займає прикріплена мікрофлора в біосорберу, м²/м³:

$$F_{\text{б.п.}} = \frac{N \cdot F_{\text{бп гран}}}{W_{\text{ан}}}, \quad (27)$$

де N — загальна кількість частинок гранул у біосорбері, шт.;

$F_{\text{бп гран}}$ — площа, яку займає біоплівка на одній кульці гранули, м².

$$F_{\text{бп гран}} = \pi \cdot d_{\text{гран}}^2; \quad (28)$$

$$N = \frac{3}{2} \cdot \frac{D_{\text{ап}}^2 \cdot H_{\text{зав}} \cdot (1 - \varepsilon_0)}{d_{\text{кульк.}}^3}, \quad (29)$$

де δ_a — товщина активної маси біоплівки, береться 50% загальної;

$$\delta_a = \frac{\delta_{\text{бп}}}{2} = \frac{0,1}{2} = 0,05 \text{ мм.}$$

$B_{\text{бп}}$ — концентрація сухої речовини в біоплівці, кг/м³:

$$B_{\text{бп}} = B \cdot z,$$

де z — зольність, яка береться 40%, тобто $z=0,4$.

$$\text{ОМ} = \frac{Q(L_0 - L_t)}{W_{\text{пш}}}, \quad (30)$$

$W_{\text{пш}}$ — об'єм псевдозрідженого шару $W_{\text{пш}}$, м³.

Для визначення необхідної кількості завантаження P , т, запропоновано [6] емпіричну формулу на базі експериментально визначеної питомої швидкості окислення за заданими лімітуючими показниками (окислюваність, азот амонійний або інші лімітуючі компоненти) залежно від вимог, що висуваються до якості очищеної води

$$P = \frac{(L_0 - L_t)Q}{\rho 1000}, \text{ т,} \quad (31)$$

де Q — витрата технічної води, м³/год; ρ — питома швидкість окислення, визначається експериментально, млг/г вугілля за добу; L_0 — концентрація забруднень (окислюваність, азот амонійного і ін. специфічних компонентів) у вихідній воді, мг/дм³; L_t — концентрація забруднень (окислюваність, азот амонійного та інших специфічних компонентів) у очищеній воді, мг/дм³.

Уточнення цієї формули введенням температурних чинників дає наступне рівняння:

$$P = \frac{(L_0 - L_t)Q}{\rho_{20} \exp \chi(T - 20)1000}, \quad (32)$$

де L_0 і L_t — розрахункова концентрація забруднень у початковій і очищеній воді (г/м³); Q — витрата води, що очищається (м³/добу); ρ_{20} — питома швидкість окислення забруднення при температурі води 20°C (г забруднення/кг вугілля (цеоліту) на добу); χ — константа рівняння Ван-Гоффа; T — температура вихідної води, °C.

Висновки. Наведені номограми і формули дають змогу оптимальним чином розраховувати біосорбер з шаром завислого осаду для відповідних марок активованого вугілля як носія біоти. Також подано методику розрахунку біосорбера з інертним носієм закріпленої біоти, що враховує вплив біологічної плівки на характеристики гранул фільтрувального завантаження.

1. Гончарук В.В. Вода: Проблемы устойчивого развития цивилизации в XXI веке. — К.: НКХХВ НАН України, 2003. — 47 с.

2. Яцик А.В. Наукові і організаційні засади екологічно безпечного водокористування в Україні // Водозабезпечення та водне господарство. — 2004. — №1. — С. 4–8.

3. Коваленко П., Хоружий П., Хомуцька Т., Чарний Д. та ін. Децентралізовані системи сільськогосподарського водопостачання: посібник до ВБН 46/33-2.5-5-96 «Сільськогосподарське водопостачання. Зовнішні мережі і споруди. Норми проектування». — 1996.

4. Коваленко П., Ромащенко М., Хоружий П., Хомуцька Т., Чарний Д. та ін. Води технічні. Настанови щодо використання в децентралізованих групових системах сільгоспводопостачання // Стандарт Держводгоспу України СОУ 41.00 — 37 — 2009.

5. Семенов М.Ю. Биологическая очистка поверхностных сточных вод от органических загрязнений и соединений азота: автореф. дис. ... канд. техн. наук. — М., 2007. — 17 с.

6. Пушиков М.Ю. Очистка природных вод биосорбционными методами: автореф. дис. ... канд. техн. наук. — М., 2000. — С. 15.

7. Тодес О.М., Цитович О.Б. Аппараты с кипящим зернистым слоем: гидравлические и тепловые основы работы. — Л.: Химия, 1981. — 296 с.

8. Унгуряну Д.В. Биохимическая очистка сточных вод с применением техники псевдосжиженного слоя. — Кишинев.: Штиинца, 1988. — 99 с.

9. *Калюжний С.В., Данилович Д.А., Ножевникова А.Н.* Анаэробная биологическая очистка сточных вод //Биотехнология. — 1991. — №29. — С. 155.

10. *Василенко О.А., Давиденко О.І.* Інженерний розрахунок анаеробного біореактора з псевдозрідженим шаром завантаження // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. — К., 2007. — С. 103—108.

Приведена методика расчета оптимальных конструктивных и технологических параметров биосорберов, обеспечивающих повышение эффективности очистки воды от органических и токсичных веществ.

The method of calculating the structural and technological parameters biosorberiv to ensure efficiency of water purification from organic substances and toksychnyh.