

В. Л. Поляков

## Моделирование биофильтрации воды с ограниченным содержанием органического субстрата. Биореактор-фильтр

(Представлено членом-корреспондентом НАН Украины А. Я. Олейником)

*Сформульовано і строго розв'язано задачу усталеного біофільтрування води, забрудненої органічними сполуками, крізь біореактор-фільтр. Визначено втрати напору в ньому з урахуванням зв'язку між проникністю пористого середовища і концентрацією фіксованої біомаси. На багаточисленних прикладах проаналізовано особливості розподілу за висотою завантаження субстрату, біомаси; залежності якості фільтрату і втрат напору від вихідного вмісту субстрату.*

Биопленки, которые образовались на элементах зернистой загрузки биореактора-фильтра и прочно на них закрепились, способны резко снизить содержание растворенных органических соединений в фильтруемой через нее воде. Так как эффективность действия биопленок существенно зависит от физико-химических условий в обтекающем потоке, а значит и их местоположения, то процессы на уровне биопленки контролируются макропроцессами, протекающими в объеме загрузки.

Вместе с тем, имеет место и тесная обратная связь. Поэтому все указанные процессы должны рассматриваться совместно. В работе [1] получено и обосновано приближенное решение (квази)стационарной задачи диффузии и лимитируемой деградации субстрата в плоской биопленке. Исходя из него предложена основополагающая для моделирования биофильтрации формула, выражающая явным образом относительный поток субстрата в биопленку через безразмерные характеристики ее и фильтрационного течения

$$\bar{i}_f = \frac{\bar{\gamma}}{2 + \bar{\gamma}\bar{L}_f} \left( \bar{S}_w + \bar{K} + \varphi - \sqrt{(\bar{S}_w + \bar{K} + \varphi)^2 - 4\varphi\bar{S}_w} \right), \quad (1)$$

где  $S_w$  — концентрация субстрата в фильтрационном потоке вне жидкой пленки;  $\gamma$  — коэффициент массопереноса через жидкую пленку;  $L_f$  — толщина биопленки;  $K$  — константа полунасыщения;  $\varphi = \bar{\lambda}\bar{L}_f/\bar{\gamma} + \bar{\lambda}\bar{L}_f^2/2$ ;  $\bar{\lambda}$  — приведенный коэффициент максимальной скорости роста биомассы. Благодаря выводу формулы (1) появилась возможность построить функцию утилизации субстрата, которая характеризует изменение удельной скорости окисления субстрата по высоте загрузки. Таким образом, данная функция обобщенно отражает влияние системы биопленок на комплексный процесс биофильтрации и поэтому имеет особое значение в его математической модели. При выборе последней принималась во внимание практическая направленность данной работы и для получения сравнительно простых расчетных формул пришлось принять ряд допущений. Кстати, их правомочность убедительно обоснована в специальной литературе.

Так, будет рассматриваться действие фильтра только в основной период, т. е. после стабилизации всех режимных показателей [2]. При этом количество биомассы со временем

не меняется, поскольку ее рост и убыль сбалансированы. Кроме того, доминирует конвективный перенос субстрата (диффузия не играет сколько-нибудь заметной роли в массопереносе) при изначально невысоком его содержании (характерно для доочистки сточных и природных вод). Наконец пористая среда считается однородной и сложенной из сферических гранул (зерен) с эквивалентным радиусом  $L_0$ . Последнее допущение позволяет упростить вычисление площади удельной поверхности у совокупности биоупленок. Впрочем, если в теоретических выкладках оперировать только площадью их деятельной поверхности, то форма и размеры элементов пористой среды становятся второстепенными факторами. Тогда модель установившегося биофильтрации включает систему уравнений массопереноса, баланса биомассы [3]

$$V_0 \frac{dS_w}{dz} = -I, \quad YI - k_d B = 0, \quad (2)$$

а также условие на входе в загрузку

$$z = 0, \quad S_w = S_0. \quad (3)$$

Здесь  $V_0$  — постоянная скорость фильтрации (реализуется основной эксплуатационный режим);  $Y$  — экономический коэффициент трансформации субстрата в биомассу;  $B$  — концентрация фиксированной биомассы;  $k_d$  — обобщенный коэффициент скорости ее убыли. В действительности прочность биоупленки резко снижается с увеличением ее толщины и тем самым усиливается отрыв фиксированной биомассы. Поэтому коэффициент  $k_d$  принимается в виде функции от толщины  $L_f$ . А поскольку рассматривается глубокая очистка воды, то оправдано полагать  $k_d = k_{d0} L_f$  [4, 5]. При радиусе зерна  $L_0$  и толщине биоупленки  $L_f$  площадь ее поверхности  $w_f$  равна

$$w_f = 4\pi(L_0 + L_f)^2.$$

В единице объема загрузки с пористостью  $n_0$  количество зерен  $N_f$  составляет  $3(1 - n_0)/(4\pi L_0^3)$ , а массовый расход субстрата в прикрепленные к ним биоупленки будет

$$I = N_f w_f i_f = 3(1 - n_0) i_f \frac{(L_0 + L_f)^2}{L_0^3}. \quad (4)$$

Концентрация биомассы выражается через толщину биоупленки на зернах следующим образом:

$$B = \rho_B (1 - n_0) \frac{(L_0 + L_f)^3 - L_0^3}{L_0^3},$$

где  $\rho_B$  — плотность биомассы. В безразмерной форме постановка задачи биофильтрации принимает вид

$$\frac{d\bar{S}_w}{d\bar{z}} = -\psi_3 \bar{I}, \quad \bar{I} = \bar{L}_f \bar{B}, \quad (5)$$

$$\bar{z} = 0, \quad \bar{S}_w = 1, \quad (6)$$

$$\bar{I}(\bar{S}_w, \bar{L}_f) = 3n_g (1 + \bar{L}_f)^2 \cdot \bar{i}_f(\bar{S}_w, \bar{L}_f), \quad \bar{B}(\bar{L}_f) = n_g \psi_1 \psi_2 [(1 + \bar{L}_f)^3 - 1]. \quad (7)$$

Здесь  $\bar{S}_w = S_w/S_0$ ;  $\bar{z} = z/L_m$ ;  $L_m$  — высота загрузки;  $\bar{I} = L_0^2 I / (DS_0)$ ;  $D$  — эффективный коэффициент диффузии биопленки;  $\bar{B} = k_d L_0^2 B / (YDS_0)$ ;  $n_g = 1 - n_0$ ;  $\bar{L}_f = L_f/L_0$ ;  $\psi_1 = \mu_m \rho_B L_0^2 / (YDS_0)$ ;  $\psi_2 = k_{d_0} L_0 / \mu_m$ ;  $\psi_3 = DL_m / (V_0 L_0^2)$ ;  $\mu_m$  — удельная максимальная скорость роста биомассы.

При теоретическом исследовании биофильтрования на базе задачи (5)–(7) следует иметь в виду, что нередко в загрузке имеют место два участка с разным характером распределения биомассы по высоте. При нисходящем фильтровании на верхнем участке ( $0 \leq z \leq z_m$ ) в пористом пространстве, как правило, находится предельно возможное для данных конкретных условий количество биомассы, измеряемое величиной  $B_{\max}$ , которому соответствует максимальная толщина биопленки  $L_{\max}$ . Она просто вычисляется, если известна доля исходной пористости  $a_B$ , занятая биомассой. Тогда

$$\bar{L}_{\max} = \left( a_B \frac{n_0}{n_g} + 1 \right)^{1/3} - 1 \quad (8)$$

и отпадает необходимость в уравнении баланса биомассы. Последнее может быть использовано для уточнения труднопределяемого коэффициента  $k_d$ . Итак, уравнение переноса и утилизации субстрата становится

$$\frac{d\bar{S}_{w1}}{d\bar{z}} = \frac{3n_g \psi_3 \bar{\gamma} (1 + \bar{L}_{\max})^2}{2 + \bar{\gamma} \bar{L}_{\max}} \left( \bar{S}_{w1} + \bar{K} + \varphi_m - \sqrt{(\bar{S}_{w1} + \bar{K} + \varphi_m)^2 - 4\varphi_m \bar{S}_{w1}} \right), \quad (9)$$

где  $\varphi_m = \varphi(\bar{L}_{\max})$ . Решение уравнения (9) при условии (6) дает зависимость

$$\bar{z} = \frac{2 + \bar{\gamma} \bar{L}_{\max}}{12n_g \psi_3 \varphi_m \bar{\gamma} (1 + \bar{L}_{\max})^2} [1 - \bar{S}_{w1} - (\bar{K} + \varphi_m) \ln \bar{S}_{w1} + G(\bar{S}_{w1})]. \quad (10)$$

Здесь

$$\begin{aligned} G(\bar{S}_{w1}) &= U(1) - U(\bar{S}_{w1}) + (\bar{K} - \varphi_m) \ln \frac{U(1) + 1 + \bar{K} - \varphi_m}{U(\bar{S}_{w1}) + \bar{S}_{w1} + \bar{K} - \varphi_m} - \\ &- (\bar{K} + \varphi_m) \ln \frac{\bar{S}_{w1} [(\bar{K} + \varphi_m)U(1) + (\bar{K} + \varphi_m)^2 + \bar{K} - \varphi_m]}{(\bar{K} + \varphi_m)U(\bar{S}_{w1}) + (\bar{K} + \varphi_m)^2 + (\bar{K} - \varphi_m)\bar{S}_{w1}}, \\ U(y) &= \sqrt{y^2 + 2(\bar{K} - \varphi_m)y + (\bar{K} + \varphi_m)^2}. \end{aligned}$$

На нижнем участке загрузки ( $1 \geq z > z_m$ ) концентрация  $B$  и толщина  $L_f$  — переменные величины и с увеличением глубины они сначала резко, а затем плавно уменьшаются. Следует заметить, что при большом значении  $S_0$  указанный участок может вообще отсутствовать. В первую очередь из второго уравнения (5) с учетом выражений (1), (7) устанавливается зависимость  $\bar{S}_{w2}$  от  $\bar{L}_f$ , а именно,

$$\bar{S}_{w2} = \frac{\psi_1 \psi_2}{6} \left[ 1 + \bar{L}_f - \frac{1}{(1 + \bar{L}_f)^2} \right] \left( \frac{2\bar{L}_f}{\bar{\gamma}} + \bar{L}_f^2 \right) - \frac{\psi_2 \bar{K}}{\psi_2 - 3n_g (1 + \bar{L}_f)^2}. \quad (11)$$

Отсюда вытекает, что с приближением  $\bar{L}_f$  к 0 величина  $\bar{S}_{w2}$  стремится к минимальному значению

$$\bar{S}_{\min} = \frac{\psi_2 \bar{K}}{3n_g - \psi_2}. \quad (12)$$

Далее первое уравнение системы (5) с учетом (11) преобразуется, так что

$$\frac{d\bar{S}_{w2}}{d\bar{L}_f} \frac{d\bar{L}_f}{d\bar{z}} = \frac{\psi_1\psi_2}{6} P(\bar{L}_f) \frac{d\bar{L}_f}{d\bar{z}} = -n_g\psi_1\psi_2\psi_3\bar{L}_f[(1 + \bar{L}_f)^3 - 1], \quad (13)$$

где

$$P(\bar{L}_f) = 3\bar{L}_f^2 + \left(\frac{4}{\bar{\gamma}} + 2\right)\bar{L}_f + \frac{2}{\bar{\gamma}} + \frac{2(\bar{L}_f - \bar{\gamma}\bar{L}_f - 1)}{\bar{\gamma}(1 + \bar{L}_f)^3} - \frac{36n_g\bar{K}(1 + \bar{L}_f)}{\psi_1[\psi_2 - 3n_g(1 + \bar{L}_f)^2]}.$$

Теперь уравнение (13) просто интегрируется при условии

$$\bar{z} = \bar{z}_m, \quad \bar{S}_{w2} = \bar{S}_m, \quad (14)$$

где  $\bar{S}_m = \bar{S}_{w2}(\bar{L}_{\max})$ . Здесь глубина  $\bar{z}_m$  находится из уравнения (10) после принятия в нем  $\bar{S}_{w1}$ , равной  $\bar{S}_m$ . Решение задачи (13), (14) представляется в удобной для расчетов интегральной форме

$$\bar{z} = \bar{z}_m + \frac{1}{6n_g\psi_3} \int_{\bar{L}_f}^{\bar{L}_{\max}} \frac{P(\xi) d\xi}{\xi[(1 + \xi)^3 - 1]}. \quad (15)$$

Предельное количество биомассы в загрузке будет иметь место при условии

$$1 - \bar{S}_m - (\bar{K} + \varphi_m) \ln \bar{S}_m + G(\bar{S}_m) \geq \frac{12n_g\psi_3\varphi_m\bar{\gamma}}{2 + \bar{\gamma}\bar{L}_{\max}} (1 + \bar{L}_{\max})^2.$$

При очень низкой исходной концентрации субстрата может оказаться, что  $K \gg S_w$  и зависимость скорости его деградации от концентрации в биопленке фактически становится линейной с коэффициентом пропорциональности  $\lambda_0 \approx \lambda/K$ . Тогда из точного решения соответствующей задачи действия биопленки для  $\bar{i}_f$  вытекает следующее выражение [1]:

$$\bar{i}_f = \bar{\gamma}\bar{S}_w \left( 1 - \chi \frac{\nu_1}{\nu_2} + \sqrt{\left(\frac{\nu_1}{\nu_2}\right)^2 - \frac{\nu_0}{\nu_2}} \right). \quad (16)$$

С использованием (16) для  $\bar{S}_{w2}$  получено

$$\bar{S}_{w2} = \frac{\nu_2\psi_1\psi_2\bar{L}_f[(1 + \bar{L}_f)^3 - 1]}{3\bar{\gamma}(1 + \bar{L}_f)^2 \left( \nu_2 - \chi\nu_1 + \chi\sqrt{\nu_1^2 - \nu_0\nu_2} \right)}. \quad (17)$$

Изменение толщины биопленок, а значит и распределение биомассы по высоте загрузки, описывается зависимостью

$$\bar{z} = \bar{z}_m + \frac{\psi_1\psi_2}{3n_g\bar{\gamma}\psi_3} \int_{\bar{L}_f}^{\bar{L}_{\max}} \frac{\xi\nu_2(\xi)P_1(\xi) d\xi}{(1 + \xi)^2 \left[ \nu_2(\xi) - \chi\nu_1(\xi) + \chi\sqrt{\nu_1^2(\xi) - \nu_0(\xi)\nu_2(\xi)} \right]}. \quad (18)$$

Функция  $P_1(\xi)$  имеет громоздкий вид и поэтому не приводится. Впрочем, в применении формул (16)–(18) нет необходимости даже в области малых значений  $S_0, S_w$ , так как полученное в [1] приближенное решение модели био пленки и вытекающая из него формула (1) именно в этой области практически совпадают с точными аналогами.

Для определения изменения напора, а в конечном итоге и полных его потерь в загрузке, прежде всего, необходимо задаться зависимостью, описывающей снижение проницаемости среды при накоплении в ней биомассы,

$$k(B) = k_0 f(B). \quad (19)$$

Затем следует решить уравнения движения на верхнем ( $\bar{z}_m \leq \bar{z} \leq 1$ )

$$V_0 = -k(B_{\max}) \frac{\partial h_1}{\partial z} \quad (20)$$

и нижнем ( $0 \leq \bar{z} < \bar{z}_m$ ) участках

$$V_0 = -k(B) \frac{\partial h_2}{\partial z} \quad (21)$$

при условиях

$$z = z_m, \quad h_1 = h_2; \quad z = L_m, \quad h_2 = H_d. \quad (22)$$

Здесь  $k, k_0$  — текущий и исходный (чистой загрузки) коэффициенты фильтрации;  $h_1, h_2$  — напоры на соответствующих участках;  $H_d$  — напор в выходном сечении. Относительно приведенных напоров  $\tilde{h}_1, \tilde{h}_2$  задача (19)–(22) формулируется следующим образом:

$$f(\bar{B}_{\max}) \frac{\partial \tilde{h}_1}{\partial \bar{z}} = -1, \quad f(\bar{B}) \frac{\partial \tilde{h}_2}{\partial \bar{z}} = -1, \quad (23)$$

$$\bar{z} = \bar{z}_m, \quad \tilde{h}_1 = \tilde{h}_2, \quad \bar{z} = 1, \quad \tilde{h}_2 = 0, \quad (24)$$

где  $\tilde{h}_{1,2} = (h_{1,2} - H_d)/(H_u - H_d)$ ,  $H_u$  — напор на входе в чистую загрузку. Тогда относительные потери напора в загрузке  $\Delta \bar{h}$  равны

$$\Delta \bar{h} = \tilde{h}_1(0) = \frac{\bar{z}_m}{f(\bar{B}_{\max})} + \int_{\bar{z}_m}^1 \frac{d\bar{z}}{f(\bar{B})}. \quad (25)$$

Чтобы вычислить интеграл в (25), его подынтегральная функция преобразуется с использованием выражения для производной  $d\bar{L}_f/d\bar{z}$  из (13). В результате получено

$$\Delta \bar{h} = \frac{\bar{z}_m}{f(\bar{B}_{\max})} + \frac{\psi_2}{2} \int_{\bar{L}_{fe}}^{\bar{L}_{\max}} \frac{P(\bar{L}_f) d\bar{L}_f}{\bar{L}_f [(1 + \bar{L}_f)^3 - 1] \cdot f(\bar{B}(\bar{L}_f))}. \quad (26)$$

Здесь  $\bar{L}_{fe} = \bar{L}_f(1)$ . Согласно рекомендациям [6, 7], функция  $f(B)$  принимается в степенной форме

$$f(B) = \left(1 - \frac{B}{n_0 \rho_B}\right)^q, \quad (27)$$

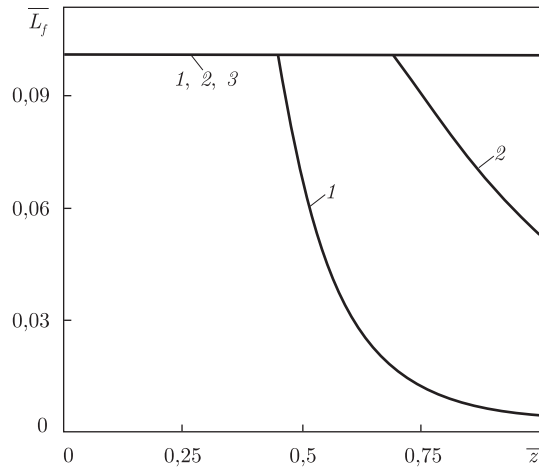


Рис. 1. Изменение по высоте загрузки относительной толщины биопленки: 1 —  $S_0 = 50$ ; 2, 3 —  $S_0 = 100$ ; 1, 2 —  $\rho_B = 10^5$ ; 3 —  $\rho_B = 5 \cdot 10^4$

где показатель степени  $q$  находится из экспериментов, а в случае суспензии примерно равен 3. Из (27) вытекает, что

$$f(\bar{L}_f) = \left[ \frac{1 - n_g(1 + \bar{L}_f)^3}{n_0} \right]^q \quad (28)$$

и окончательно

$$\Delta \bar{h} = \frac{\bar{z}_m n_0^q}{[1 - n_g(1 + \bar{L}_{\max})^3]^q} + \frac{\psi_2 n_0^q}{2} \int_{\bar{L}_{fe}}^{\bar{L}_{\max}} \frac{P(\bar{L}_f) d\bar{L}_f}{\bar{L}_f [(1 + \bar{L}_f)^3 - 1] [1 - n_g(1 + \bar{L}_f)^3]^q}. \quad (29)$$

Разработанная выше методика расчета доочистки воды от растворенной в ней органики иллюстрируется многочисленными примерами. Предметом вычислений стали функции распределения по высоте загрузки относительных толщины биопленки и концентрации субстрата в фильтрационном потоке, а также зависимости выходной концентрации и потерь напора от исходного уровня загрязненности. Ввиду большого количества параметров в общей модели биопленка–фильтр из литературы выбраны и зафиксированы их типичные значения [8–12]. Таким образом, принято  $\mu_m = 0,2 \text{ ч}^{-1}$ ;  $k_d = 7,5 \cdot 10^{-3} \text{ ч}^{-1}$ ;  $D = 2 \cdot 10^{-6} \text{ м}^2/\text{ч}$ ;  $L_0 = 0,001 \text{ м}$ ;  $K = 20 \text{ гХПК/м}^3$ ;  $Y = 0,5$ ;  $\gamma = 0,05 \text{ м/ч}$ ;  $V_0 = 5 \text{ м/ч}$ ;  $n_0 = 0,4$ ;  $L_m = 2 \text{ м}$ . Кроме того, варьировались параметры  $a_B$  (0,3, 0,5, 0,7) и  $L_0$  (0,001 и 0,002 м). Наконец концентрация  $S_0$  или фиксировалось ( $100 \text{ гХПК/м}^3$ ), или менялась непрерывно (от 25 до  $250 \text{ гХПК/м}^3$ ).

В первую очередь рассчитаны профили  $\bar{L}_f(\bar{z})$  при  $a_B = 0,5$  и двух значениях  $L_0$ ,  $\rho_B$ . Первый и второй состоят из двух фрагментов. Одним из них является отрезок горизонтальной линии  $\bar{L}_f = \bar{L}_{\max}$ , причем значение  $\bar{L}_{\max}$ , согласно (8), равно 0,101. При определении второго фрагмента предварительно с помощью формул (10), (11) конкретизировались глубины нижнего участка загрузки, концентрации субстрата на границе между выделенными участками, а затем по (14) устанавливалась теперь уже переменная величина  $\bar{L}_f$ . Полученные таким путем данные представлены на рис. 1 и свидетельствуют о возможной значительной неравномерности в вертикальном распределении биомассы. Максимальное ее

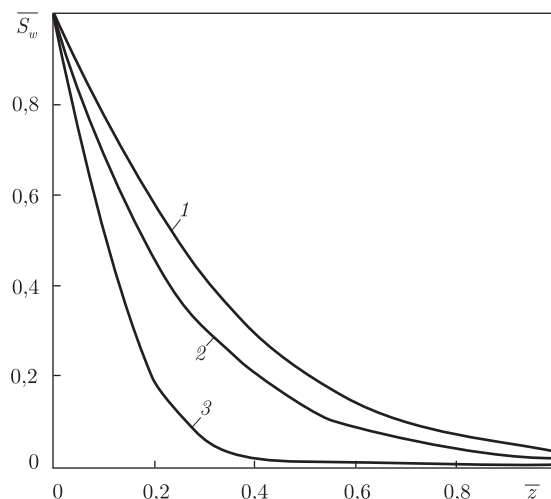


Рис. 2. Изменение по высоте загрузки относительной толщины биопленки: 1, 2 —  $S_0 = 100$ , 3 —  $S_0 = 50$ ; 1 —  $\rho_B = 5 \cdot 10^4$ ; 2, 3 —  $\rho_B = 10^5$

количество сохраняется в верхней части загрузки, несмотря на быструю здесь сработку субстрата. Глубже толщина  $\bar{L}_f$ , а значит и концентрация  $B$  резко уменьшаются. По мере увеличения  $S_0$  высота нижнего участка сокращается и при  $S_0 = 257 \text{ гХПК/м}^3$  он вообще исчезает, а толщина биопленок везде становится максимальной.

Значительная биомасса, накопившаяся сверху загрузки (при  $\bar{z} \leq \bar{z}_m$ ), обеспечивает удаление главной части загрязнения, а его остатки окисляются уже в нижней части. Расчеты функции  $\bar{S}_w(\bar{z})$  велись в два этапа. Сначала по формуле (10) определялось основное снижение концентрации субстрата, а затем с помощью (11) — и окончательное до выходной  $\bar{S}_{we}$ . Результаты вычислений для тех же  $L_0$ ,  $\rho_B$  приведены на рис. 2. Естественно, что фильтр работает менее эффективно при большем  $L_0$  и меньшей  $\rho_B$ . В таком случае относительная концентрация субстрата убывает постепенно вплоть до значения 0,0325.

Основным показателем дееспособности фильтра является качество фильтрата, характеризуемое величиной  $\bar{S}_{we}$ . Именно она находилась как функция от концентрации  $S_0$  в последующей серии примеров для аналогичных  $L_0$ ,  $\rho_B$ . Полученные на базе формул (10), (11) при аккуратном учете особенностей распределения биомассы данные изображены в форме кривых  $\bar{S}_{we}(S_0)$  на рис. 3. При низкой начальной загрязненности воды и меньшем  $L_0$  выходная концентрация субстрата оказывается стабильно малой. Вместе с тем удвоение  $L_0$  ведет к существенному снижению защитной способности загрузки, а двукратное уменьшение плотности биомассы обуславливает многократное увеличение содержания субстрата в фильтрате, что особенно опасно при больших значениях  $S_0$ .

Потери напора в загрузке контролируются, прежде всего, параметрами  $q$ ,  $a_B$ . В действительности, даже их небольшое изменение (десятки процентов) способно стать причиной изменения потерь в несколько раз. На рис. 4 показаны кривые, рассчитанные для разных  $a_B$ ,  $q$  по формуле (29) и характеризующие нарастание относительных потерь  $\Delta \bar{h}$  по мере увеличения  $S_0$ . Высокую чувствительность демонстрируют потери по отношению к  $a_B$ . Рост  $\Delta \bar{h}$  продолжается до тех пор, пока величина  $S_0$  не обеспечит предельную аккумуляцию биомассы в загрузке ( $\bar{L}_f = \bar{L}_{\max}$ ). Дальнейшее увеличение  $S_0$  в рамках принятой модели никак не отражается на потерях напора и, конечно, уровень их стабилизации также существенно зависит от  $a_B$ ,  $q$ .

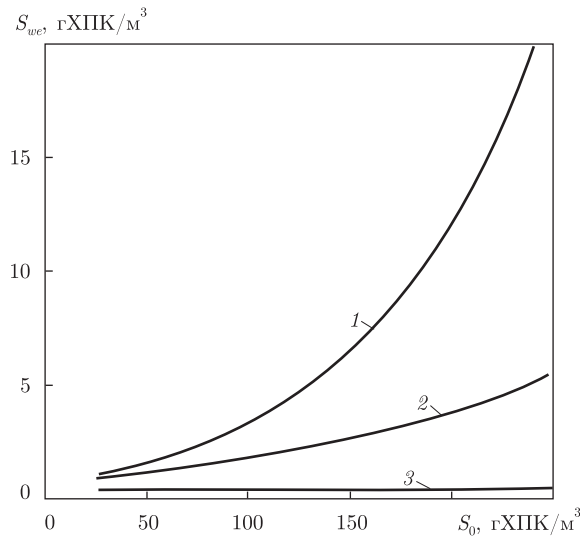


Рис. 3. Графики зависимости  $\bar{S}_{we}(S_0)$ : 1 –  $a_B = 0,3$ , 2 –  $a_B = 0,5$ ; 3 –  $a_B = 0,7$

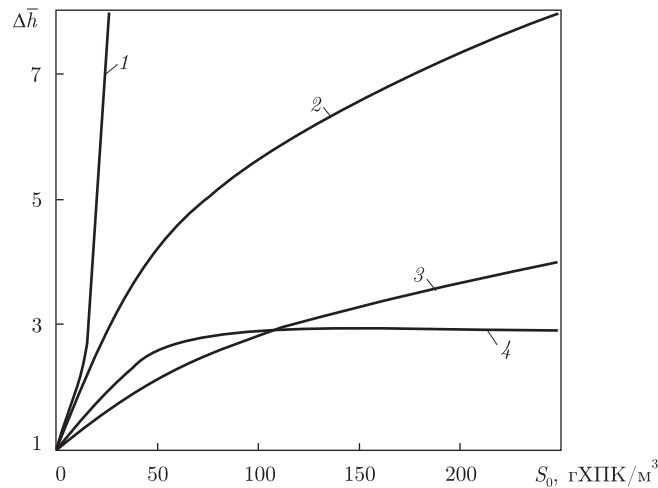


Рис. 4. Графики зависимости  $\Delta\bar{h}(S_0)$ : 1, 2, 4 –  $q = 3$ ; 3 –  $q = 2$ ; 1 –  $a_B = 0,7$ ; 2 –  $a_B = 0,5$ , 3 –  $a_B = 0,3$

И в заключение следует подчеркнуть, что предложенные выше расчетные формулы и уравнения опираются на ранее полученное эффективное решение задачи действия плоской биопленки в условиях ограниченного содержания субстрата, лимитирующего биосинтез. Поэтому они дают возможность надежно рассчитывать биофильтрование, прогнозировать качество фильтрата в основной период доочистки воды от растворенных органических соединений в биореакторах-фильтрах, выбирать рациональные технологические и конструктивные параметры.

1. Поляков В. Л. Моделирование биофильтрования воды с ограниченным содержанием органического субстрата. Аэробная биопленка // Доп. НАН України. – 2010. – № 5. – С. 72–77.
2. Rittmann B. E., Brunner C. W. The nonsteady-state-biofilm process for advanced organics removal // J. Water Pollut. Control. Fed. – 1984. – **56(7)**. – P. 874–880.
3. Rittmann B. E., McCarty P. L. Model of steady-state biofilm kinetics // Biotechnol. Bioengng. – 1980. – **22**. – P. 2343–2357.



4. *Morgenroth E., Wilderer P. A.* Influence of detachment mechanisms on competition in biofilm // *Water Res.* – 2000. – **34**, No 2. – P. 417–426.
5. *Trulear M.G., Characklis W.G.* Dynamics of biofilm processes // *J. Water Pollut. Control. Fed.* – 1982. – **54(9)**. – P. 1288–1301.
6. *Миц Д. М.* Теоретические основы технологии очистки сточных вод. – Москва: Стройиздат, 1964. – 156 с.
7. *Bancole A., Brissaud F., Gnagne T.* Oxidation processes and clogging in intermittent unsaturated infiltration // *Water Sci. Tech.* – 2003. – **48**, No 11–12. – P. 139–148.
8. *Олейник А. Я., Василенко Т. В., Рыбаченко С. А., Хамад Ихаб Ахмад.* Моделирование процессов доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод на фильтрах // *Пробл. водопостачання, водовідведення та гідравліки.* – Київ: КНУБА. – 2006. – Вип. 7. – С. 85–97.
9. *Хенце М., Армоэс П., Ля-Кур-Янсун И., Арван Э.* Очистка сточных вод. – Москва: Мир, 2006. – 480 с.
10. *Alpkvist E., Picioreanu C., Van Loosdrecht M. C. M., Heyden A.* Three dimensional biofilm model with individual cells and continuum EPS matrix // *Biotechnol. Bioeng.* – 2006. – **94(5)**. – P. 961–979.
11. *Elenter D., Milferstedt K., Zhang W. et al.* Influence of detachment on substrate removal and microbial ecology in a heterotrophic/autotrophic biofilm // *Water Res.* – 2007. – **41**. – P. 4657–4671.
12. *Spigno G., Zilli M., Nicoletta C.* Mathematical modeling and simulation of phenol degradation in biofilters // *Biochem. Eng.* – 2004. – **19**. – P. 267–275.

*Институт гидромеханики НАН Украины, Киев*

*Поступило в редакцию 30.09.2010*

**V. L. Polyakov**

### **Simulation of the wastewater biofiltration with low-content organic substrate. Bioreactor-filter**

*A steady-state task of the wastewater biofiltration through a bioreactor-filter has been posed and exactly solved. Head losses within the filter medium have been determined taking into account the permeability-biomass concentration relation. Characteristic properties of a substrate, the biomass distribution over the filter height, and the dependences of the filtrate quality and head losses on the initial contamination level have been analyzed by numerous examples.*