

В.Л. Поляков, доктор технических наук  
Институт гидромеханики НАН Украины

## РАСЧЕТ ВЫСОТЫ СЛОЯ ЗАГРУЗКИ В БИОРЕАКТОРЕ-ФИЛЬТРЕ

*Представлена методика инженерного расчета высоты загрузки, исходя из заданной концентрации легкоразлагаемых органических загрязнений на выходе из биореактора-фильтра. Выполнен количественный анализ связи рациональной высоты с исходным и нормативным уровнями загрязненности воды. Методика иллюстрируется примером ее расчета при типичных условиях биофильтрации.*

**Ключевые слова:** биофильтрация, биореактор-фильтр, субстрат, высота загрузки, биомасса, биопленка.

*Представлено методику інженерного розрахунку висоти завантаження виходячи із заданої концентрації низькомолекулярних органічних сполук на виході з біореактора-фільтра. Виконано кількісний аналіз зв'язку раціональної висоти із вихідним і нормативним рівнями забрудненості води. Методика ілюструється прикладом її розрахунку за типових умов біофільтрування.*

**Ключові слова:** біофільтрування, біореактор-фільтр, субстрат, висота завантаження, біомаса, біоплівка.

*A method is presented for simplified calculation of filter medium height coming from a given concentration of low-molecular organic substances at the submerged biofilter exit. A quantitative analysis has been performed of the height depending on initial and admissible levels of water pollution. The method has been illustrated by an example of calculating filter height at typical biofiltration conditions.*

**Key words:** biofiltration, submerged biofilter, filter medium, substrate, height, biomass, biofilm.

Высокая эффективность удаления легкоразлагаемых органических веществ достигается в биореакторе-фильтре благодаря окислительному действию (микро)биологической фазы, которая прочно закреплена на элементах (гранулы, зерна) неподвижного слоя загрузки [1, 2]. По существу эта фаза после выхода с течением времени аппарата на основной эксплуатационный режим со стабильными показателями представляет собой континуум со специфическими физико-химическими и биологическими свойствами и чрезвычайно сложной конфигурацией его границ. Тем не

менее, в первом приближении всю фиксированную биомассу оправдано рассматривать как протяженную плоскую биопленку с усредненными характеристиками, прежде всего, толщиной  $l_f$  и удельной площадью деятельной поверхности  $\omega$ . Тогда появляется возможность дать детальное описание процессов внутри биопленки, непосредственно отвечающих за удаление растворимой органики, и корректно сформулировать (внутреннюю) математическую задачу для биопленки. Важнейшим результатом ее решения является зависимость потока вещества в биопленку от ее толщины и его концентрации в жидкой фазе фильтра  $S_w$ . Опираясь на эту зависимость, несложно вывести выражение для функции, характеризующей интенсивность утилизации вещества (субстрата) в объеме загрузки. В дальнейшем решается уже задача установившегося биофильтрации через пористый слой.

Подобный подход к моделированию биофильтрации субстрата реализован в многочисленных исследованиях теоретическими и экспериментальными методами с целью изучения закономерностей очистки воды и получения исходной информации для апробации математических моделей, установления значений модельных параметров и коэффициентов. При этом применялись, главным образом, численные методы, что препятствовало внедрению таких результатов в практику фильтрации. И только в последние годы были разработаны инженерные методы расчета биофильтрации [3, 4]. В данной работе один из них используется для обоснования важнейшего конструктивного параметра фильтра, а именно, высоты его загрузки  $L$ . Подробности вывода соответствующих расчетных формул изложены в уже опубликованных статьях [5, 6] и поэтому здесь опускаются. Внимание же акцентируется на методике определения высоты  $L$ , которая затем иллюстрируется множеством примеров.

В основе вышеупомянутой расчетной методики лежат представленные уже в безразмерной форме выражение для функции утилизации вещества [5, 6]:

$$\bar{I} = \frac{I}{DS_0\omega^2} = \frac{\bar{\gamma}}{2 + \bar{\gamma}\bar{l}_f} \left( \bar{S}_w + \bar{K} + \varphi - \sqrt{(\bar{S}_w + \bar{K} + \varphi)^2 - 4\varphi\bar{S}_w} \right), \quad (1)$$

а также уравнения баланса субстрата и биомассы [6].

$$\frac{d\bar{S}_w}{d\bar{z}} = -\psi_3\bar{I}, \quad \bar{I} = \psi_1(\psi_2\bar{l}_f^2 + \psi_4\bar{l}_f). \quad (2)$$

Здесь  $D$  – эффективный коэффициент диффузии,  $m^2/ч$ ;  $S_0$  – исходная концентрация субстрата,  $гХПК/м^3$ ;  $\omega$ ,  $м^{-1}$ ;  $\bar{S}_w = S_w/S_0$ ;  $\bar{\gamma} = \gamma/(\omega D)$ ,  $\gamma$  – коэффициент массопереноса в жидкой пленке,  $м/ч$ ;  $\bar{K} = K/S_0$ ,  $K$  – константа полунасыщения,  $гХПК/м^3$ ;  $\varphi = \bar{\lambda}\bar{l}_f(2 + \bar{\gamma}\bar{l}_f)/2\bar{\gamma}$ ,  $\bar{\lambda} = \psi_1\bar{l}_f = \lambda/(DS_0\omega^2)$ ,

$\lambda$  – приведенная удельная максимальная скорость роста биомассы,  $гХПК/(м^3 \cdot ч)$ ;  $\bar{z} = z/L$ ;

$$\Psi_1 = \frac{\mu_m \rho_B}{YDS_0 \omega^2}, \quad \Psi_2 = \frac{k_{d0}}{\mu_m \omega}, \quad \Psi_3 = \frac{DL\omega^2}{V}, \quad \Psi_4 = \frac{k_r}{\mu_m};$$

$\mu_m$  – удельная максимальная скорость роста биомассы  $B$ ,  $ч^{-1}$ ;  
 $\rho_B$  – плотность биомассы,  $гХПК/м^3$ ;  $Y$  – коэффициент трансформации субстрата в биомассу,  $гХПК S/гХПК B$ ,  $V$  – постоянная скорость фильтрования,  $м/ч$ ;  $k_{d0}$ ,  $k_r$  – коэффициенты скоростей потери биомассы вследствие ее отрыва, а также дыхания и выедания простейшими животными.

В уравнениях (1), (2) присутствуют одновременно два масштаба длины – внутренний  $\omega^{-1}$  и внешний  $L$ , поскольку общая задача биофильтрации сформулирована на двух взаимосвязанных уровнях (микро и макро). Таким образом,  $\bar{l}_f$  приобретает смысл объемной концентрации биомассы.

Важно подчеркнуть, что количество и динамика биомассы контролируются в исходной модели двумя коэффициентами скоростей – биосинтеза  $\mu_m$  и потерь  $k_l$ . Поэтому при моделировании биофильтрации, в том числе и установившегося, очень важен правильный выбор коэффициента  $k_l$ , а, по сути, функции  $k_l(l_f)$ . Вообще потери фиксированной биомассы в затопленных фильтрах обусловлены тремя причинами. Во-первых, ее количество убывает из-за частичного отрыва биопленок под действием фильтрационной силы. Характеризуется это явление коэффициентом  $k_{d0}$ . Четыре возможных механизма отрыва биомассы описаны в работе [7]. Во-вторых, биомасса расходуется микроорганизмами на обеспечение энергией собственных жизненных функций, т.е. самоокисление или эндогенное дыхание ( $k_r$ ). В-третьих, ею питаются хищники первого трофического уровня (олиготрофы, копиотрофы и др.,  $k_p$ ). Однако, основной вклад в потери дает механический фактор. Установлено, что прочность биопленок по мере увеличения их толщины резко уменьшается [8, 9]. Вместе с тем, при постоянной скорости фильтрования и сокращении порового пространства в связи с развитием биоценоза гидродинамическое воздействие существенно усиливается. В результате приращение биомассы постепенно замедляется, а ее концентрация стремится к некоторому предельному значению. По-видимому, только этим можно объяснить сравнительно малое изменение по высоте указанной концентрации в верхней части загрузки при нисходящем фильтровании.

Отмеченное обстоятельство позволяет прибегнуть к существенной схематизации обстановки в пористом слое, выделив две характерные зоны – с наибольшим в данных условиях и частичным насыщением среды

биомассой. В первой зоне ( $0 \leq z \leq z_m$ ) толщину биопленки можно считать неизменной и равной  $l_m$ . Поэтому здесь отпадает необходимость в использовании уравнения баланса биомассы (2), а ее потери косвенно характеризуются параметром  $l_m$ . Во второй зоне ( $z_m < z \leq L$ ) толщина  $l_f$  с глубиной весьма быстро убывает, а значит приобретает особое значение адекватное описание убыли биомассы. Для этого коэффициент  $k_l$  представляется в виде суммы трех компонентов [10]

$$k_l(l_f) = k_d(l_f) + k_r + k_p(l_f). \quad (3)$$

В литературе по биопленочным технологиям для величины  $k_d$  предложены формулы двух типов в зависимости от определяющей ее характеристики, а именно, концентрации биомассы (или толщины  $l_f$ ) и напряжения трения. Ниже предпочтение отдано наиболее распространенной линейной зависимости [11, 12]

$$k_d = k_{d0} l_f. \quad (4)$$

В принципе возможно подобрать такую форму функции  $k_d(l_f)$ , что она будет содержать критическую толщину  $l_{kp}$  и при  $l_f \rightarrow l_{kp}$   $k_d \rightarrow \infty$ . С увеличением порядка особенности в точке  $l_f = l_{kp}$  распределение биомассы в загрузке становится равномернее. При таком подходе, во-первых, нет необходимости в экспериментальном определении  $l_m$ , во-вторых, процедура вычислений значительно упрощается. Однако, возникает серьезная проблема с выбором  $l_{kp}$  и видом функции  $k_d(l_f)$ . Подходящие для этой цели опытные данные автору неизвестны. Поэтому в последующих выкладках задействована формула (4), тем более, что она позволяет выразить характеристики биофильтрации через элементарные функции.

Интенсивность самоокисления биомассы, как правило, считается пропорциональной концентрации и поэтому коэффициент  $k_r$  в (3) является константой [13]. Потребление микробной биомассы в качестве пищи, прежде всего, зависит от концентрации простейших животных, которая со временем меняется. Поэтому, строго говоря, в исходную модель следовало бы ввести дополнительно уравнение их баланса. Но поскольку простейшим свойственна сезонная динамика, то скорость выедания как и в случае с дыханием оправдано характеризовать постоянным коэффициентом  $k_p$ , объединив его в расчетах с  $k_r$ . Далее под  $k_r$  будет пониматься сумма коэффициентов  $k_r$  и  $k_p$ .

Расчеты искомой высоты загрузки предлагается проводить, исходя из заданной в соответствие с существующими нормативами выходной

концентрации субстрата  $S_*$ . Подходящая схема вычислений выбирается после проверки условия

$$\bar{S}_{w2}(\bar{l}_m) \leq \bar{S}_* \quad (5)$$

Здесь функция относительной концентрации субстрата во второй зоне имеет следующий вид

$$\bar{S}_{w2}(\bar{l}_f) = \frac{\Psi_1}{2\bar{\gamma}}(2 + \bar{\gamma}\bar{l}_f)(\Psi_2\bar{l}_f^2 + \Psi_4\bar{l}_f) - \frac{\bar{K}(\Psi_2\bar{l}_f^2 + \Psi_4\bar{l}_f)}{(\Psi_2 - 1)\bar{l}_f^2 + \Psi_4\bar{l}_f} \quad (6)$$

Выполнение условия (5) означает, что требуемый эффект биоокисления удается достигнуть уже в первой зоне, так что  $L \leq z_m$ . Тогда для определения высоты  $L$  рекомендуется формула

$$\begin{aligned} L &= \frac{D\omega^2}{V} \cdot \frac{2 + \bar{\gamma}l_m}{4\varphi_m\bar{\gamma}} \int_{\bar{S}_*}^1 \left( 1 + \frac{\bar{K} + \varphi_m}{\xi} + \sqrt{\left( 1 + \frac{\bar{K} + \varphi_m}{\xi} \right)^2 - \frac{4\varphi_m}{\xi}} \right) d\xi = \\ &= \frac{D\omega^2}{V} \cdot \frac{2 + \bar{\gamma}l_m}{4\bar{\gamma}\varphi_m} \left[ 1 - \bar{S}_* - (\bar{K} + \varphi_m) \ln \bar{S}_* + G(\bar{S}_*) \right], \end{aligned} \quad (7)$$

где

$$\begin{aligned} G(\bar{S}_*) &= U(1) - U(\bar{S}_*) + (\bar{K} - \varphi_m) \ln \frac{U(1) + 1 + \bar{K} - \bar{\varphi}_m}{U(\bar{S}_*) + \bar{S}_* + \bar{K} - \bar{\varphi}_m} - \\ &- (\bar{K} + \bar{\varphi}_m) \ln \frac{\bar{S}_* \left[ (\bar{K} + \varphi_m) \cdot U(1) + (\bar{K} + \varphi_m)^2 + \bar{K} - \varphi_m \right]}{(\bar{K} + \bar{\varphi}_m) \cdot U(\bar{S}_*) + (\bar{K} + \varphi_m)^2 + (\bar{K} - \varphi_m) \bar{S}_*}, \\ U(y) &= \sqrt{y^2 + 2(\bar{K} - \varphi_m)y + (\bar{K} + \varphi_m)^2}, \quad \varphi_m = \varphi(\bar{l}_m). \end{aligned}$$

Иначе вода нужного качества в лучшем случае будет получена только во второй зоне. Тогда расчеты  $L$  выполняются в несколько этапов. Сначала из уравнения

$$\bar{S}_{w2}(\bar{l}_{fe}) = \bar{S}_* \quad (8)$$

подбором находится выходное значение относительной толщины биопленки  $\bar{l}_{fe}(\bar{z} = 1)$ , а затем устанавливается и  $L$  по формуле

$$L = \frac{D\omega^2}{V} \left[ \Psi_3\bar{z}_m + \frac{1}{\Psi_1} \int_{\bar{l}_{fe}}^{\bar{l}_m} \frac{P(\xi)}{\Psi_2\xi^2 + \Psi_4\xi} d\xi \right]. \quad (9)$$

Следует заметить, что вследствие низкого содержания субстрата во второй зоне и обусловленного этим резкого убывания здесь концентрации биомассы часто оказывается невозможным достигнуть необходимого качества водоочистки в фильтре и при сколь угодно большой мощности его фильтрующего слоя. Тогда приходится искать другие пути реализации поставленной практической задачи, например, применять более мелкие элементы загрузки.

Для практического использования формулы (9) необходимо вычислить  $\psi_3 \bar{z}_m$  по формуле

$$\psi_3 \bar{z}_m = \frac{2 + \bar{\gamma} \bar{l}_m}{4 \bar{\gamma} \phi_m} \left[ 1 - \bar{S}_m - (\bar{K} + \phi_m) \ln \bar{S}_m + G(S_m) \right], \quad (10)$$

где  $\bar{S}_m = \bar{S}_{w2}(\bar{l}_m)$ . Кроме того, в формулу (9) следует подставить такое выражение для  $P(\xi)$

$$P(\xi) = \frac{\psi_1}{2\bar{\gamma}} \left[ 3\bar{\gamma}\psi_2\xi^2 + 2(\bar{\gamma}\psi_4 + 2\psi_2)\xi + 2\psi_4 \right] - \frac{\bar{K}\psi_4}{[(\psi_2 - 1)\xi + \psi_4]^2}. \quad (11)$$

Интеграл в формуле (9) с учетом (11) удалось выразить только через элементарные функции следующим образом

$$\begin{aligned} \frac{1}{\psi_1} \int \frac{P(\xi)}{\psi_2\xi^2 + \psi_4\xi} d\xi = E(\xi) = \frac{3}{2}\xi - \left( \frac{1}{\bar{\gamma}} + \frac{2\psi_4}{\psi_2} - \frac{\bar{K}\psi_2^2}{\psi_1\psi_4^2} \right) \ln(\psi_2\xi + \psi_4) + \\ + \left( \frac{1}{\bar{\gamma}} - \frac{\bar{K}}{\psi_1\psi_4^2} \right) \ln \xi - \frac{\bar{K}\psi_4(\psi_2 - 1)}{\psi_1} \ln[(1 - \psi_2)\xi - \psi_4] + \frac{\bar{K}(\psi_2 - 1)}{\psi_1\psi_4} \cdot \frac{1}{(\psi_2 - 1)\xi + \psi_4}. \end{aligned} \quad (12)$$

Тогда общая формула для искомой высоты  $L$  принимает окончательный вид

$$L = \frac{D\omega^2}{V} \left[ \psi_3 \bar{z}_m + E(\bar{l}_m) - E(\bar{l}_{fe}) \right]. \quad (13)$$

Так как убыль фиксированной биомассы связана, главным образом, с гидродинамическим отрывом фрагментов биопленок, то в расчетах допускается полагать коэффициент  $k_r$  равным 0. Это тем более оправдано ввиду крайней скудности экспериментальной информации относительно  $k_r$ . Вместе с тем, несложно учесть и другие причины потери биомассы, принимая эффективное значение коэффициента  $k_{d0}$ . Очевидно, что пренебрежение дыханием микроорганизмов, жизнедеятельностью простейших в рамках используемых допущений не отражается на характере снижения загрязненности воды в первой зоне, но влияет на ее протяженность и содержание примеси в другой зоне. В инженерных расчетах целесообразно задействовать эффективный  $k_{d0}$  и считать  $k_r = 0$ , что позволяет существенно упростить некоторые формулы, а именно,

$$\bar{S}_{w2}(\bar{l}_f) = \frac{\psi_1\psi_2}{2\bar{\gamma}} \bar{l}_f^2 \left( 2 + \bar{\gamma}\bar{l}_f \right) - \frac{\psi_2\bar{K}}{\psi_2 - 1}, \quad (14)$$

$$L = \frac{D\omega^2}{V} \left[ \psi_3 \bar{z}_m + \frac{3}{2}(\bar{l}_m - \bar{l}_{fe}) + \frac{2}{\bar{\gamma}} \ln \frac{\bar{l}_m}{\bar{l}_{fe}} \right]. \quad (15)$$

Количественный анализ был выполнен на многочисленных примерах с характерными исходными данными и демонстрирует разнообразные возможности разработанной методики обоснования рациональной высоты загрузки. Предметом многочисленных расчетов стала ее высота  $L$  при изменении исходной  $S_0$  и выходной  $S_*$  концентраций субстрата в широких

диапазонах, которые отвечают не только условиям глубокой очистки воды. Кроме того, для иллюстрации практического применения вышеупомянутой методики изложена процедура вычисления конкретных значений  $L$ .

В методике задействованы 13 параметров и, ввиду ограниченности объемов статьи, оценить значимость для основного конструктивного параметра каждого из них не представляется возможным. Поэтому весь массив входной информации можно условно разделить на базовую и текущую. Базовая включает значения тех модельных параметров, которые не меняются в ходе всех вычислений, а именно,  $\mu_m = 0.1ч^{-1}$ ,  $k_{d0} = 25(м \cdot ч)^{-1}$ ,  $k_r = 0$ ,  $D = 2 \cdot 10^{-6} м/ч$ ,  $\rho_B = 10^5 гХПК/м^3$ ,  $Y = 0.5 гХПК S/гХПК B$  ( $B$  – биомасса),  $\gamma = 0.05 м/ч$ ,  $V = 5 м/ч$ ,  $K = 20 гХПК/м^3$ . Фактически это усредненные значения из множества доступных литературных данных. Значения  $S_0$ ,  $S_*$ ,  $l_m$ ,  $\omega$ , варьирувавшиеся дискретно или непрерывно, составили текущую информацию и в совокупности позволили исследовать чувствительность по отношению к этим параметрам расчетной высоты.

В первую очередь были проведены две серии расчетов такой высоты  $L$ , при которой концентрация субстрата в фильтре снижается до величины  $S_* = 10 гХПК/м^3$ . При этом для исходной концентрации  $S_0$  выбран диапазон от 25 до  $250 гХПК/м^3$ . При увеличении нагрузки на фильтр удается до некоторых пор поддерживать качество водоочистки на прежнем уровне, наращивая мощность фильтрующего слоя. О степени ее прогнозируемого прироста при разной концентрации биомассы позволяют судить рис.1, 2, на которых показаны кривые зависимости высоты  $L$  от концентрации  $S_0$ . На рис.1 семейство кривых отвечает  $\omega = 1000 м^{-1}$  и четырем фиксированным значениям  $l_m$  (или  $\bar{l}_m$ ). Большие  $l_m$  при неизменной  $\omega$  означают большие максимальные концентрации биомассы в загрузке согласно равенству  $B_m = \rho_B \omega l_m$  и, благодаря этому, имеет место ускоренное биоокисление субстрата, что дает основание уменьшать высоту  $L$ . Набор кривых на рис.2 рассчитан уже при  $\bar{l}_m = 0.1$  и трех значениях  $\omega$ . Площадь  $\omega$  обычно тесно связана с размерами гранул и поэтому при более крупных элементах загрузки  $\omega$  оказывается меньше. Если  $\bar{l}_m$  – постоянная величина, то более развитой деятельной поверхности биологической фазы будет опять-таки соответствовать более сильное насыщение среды биомассой, а значит и утилизация субстрата должна происходить в фильтре активнее. Снижение темпа роста  $L$  по мере увеличения  $S_0$  объясняется высоким содержанием субстрата в биопленке и, как следствие, меньшим потоком в нее.

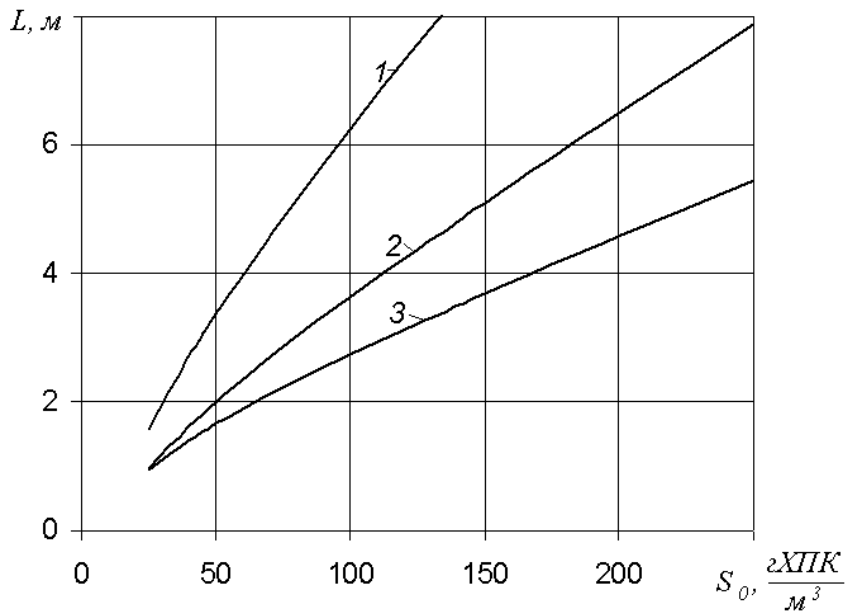


Рис. 1. Графики зависимости  $L(S_0)$ :

1 –  $l_{\max} = 7,5 \cdot 10^{-5}$ , 2 –  $l_{\max} = 10^{-4}$ , 3 –  $l_{\max} = 1,25 \cdot 10^{-4}$  м

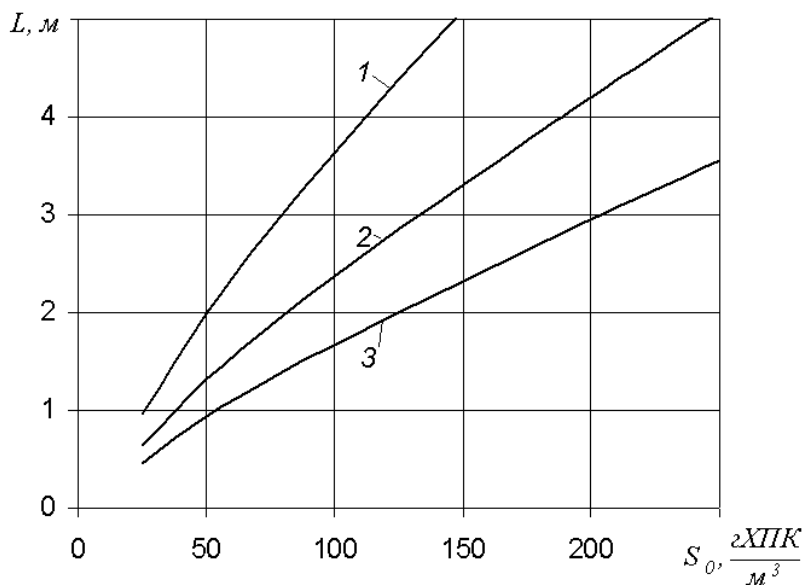


Рис. 2. Графики зависимости  $L(S_0)$ :

1 –  $\omega = 1000$ , 2 –  $\omega = 1250$ , 3 –  $\omega = 1500$

При ужесточении требований к качеству воды на выходе из фильтра, а в расчетах для  $S_*$  выбран интервал  $2,5-20 \text{ гXIIK/м}^3$ , и стабильной концентрации  $S_0$  приходится использовать более мощные загрузки. Здесь были приняты  $S_0 = 50 \text{ гXIIK/м}^3$ ,  $\omega = 1000 \text{ м}^{-1}$  и тот же набор значений  $\bar{l}_m$ .



Графики зависимости  $L(S_*)$  изображены на рис.3. Если в предыдущих сериях примеров благодаря значительной биомассе и значимому проскоку через защитный пористый слой загрязнения ( $S_* = 10 \text{ гХПК/м}^3$ ) уже в зоне наибольшего насыщения биомассой в основном удавалось добиться желаемого результата и поэтому достаточно было воспользоваться формулой (7), то при малых значениях  $S_*$  в загрузке из-за ее большой высоты появляется зона частичного насыщения биомассой и искомую величину приходится определять более сложным путем. Для этого дополнительно привлекаются формулы (6), (8)-(13). Установлено, что, во-первых, биомасса в загрузке распределится равномерно и будет максимальной при  $S_* > 6.7 \text{ гХПК/м}^3$ . Во-вторых при  $S_* > 6.7 \text{ гХПК/м}^3$  высота загрузки должна быть существенно больше в связи с появлением второй зоны, в которой эффективность удаления субстрата существенно ниже. Наконец при  $S_* < 6.7$  в принципе нельзя добиться нужного снижения уровня загрязненности воды подбором высоты  $L$ , о чем свидетельствуют вертикальные асимптоты у расчетных кривых на рис.3.

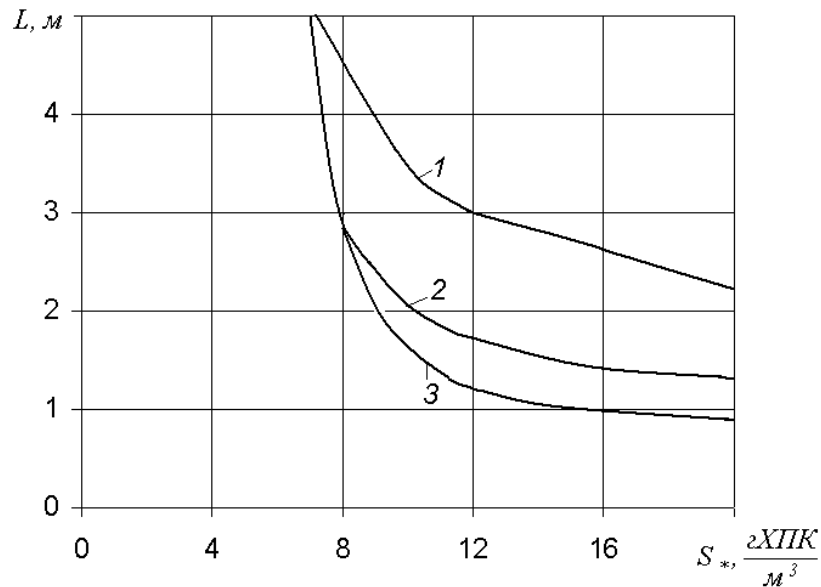


Рис. 3. Графики зависимости  $L(S_*)$ :

$$1 - l_{\max} = 7,5 \cdot 10^{-5}, \quad 2 - l_{\max} = 10^{-4}, \quad 3 - l_{\max} = 1,25 \cdot 10^{-4} \text{ м}$$

В заключение демонстрируется последовательность вычислений на конкретном примере с теми же значениями параметров  $\mu_m$ ,  $k_{d0}$ ,  $D$ ,  $K$ ,  $\rho_B$ ,  $Y$ ,  $\gamma$ ,  $V$ , что и в базовой информации. Кроме того, приняты  $l_m = 10^{-4} \text{ м}$ ,  $\omega = 10^3 \text{ м}^{-1}$ ,  $S_0 = 50 \text{ гХПК/м}^3$ ,  $S_* = 10 \text{ гХПК/м}^3$ . Предварительно найдены значения безразмерных параметров  $\bar{l}_m = 0.1$ ,  $\bar{K} = 0.4$ ,  $\bar{\gamma} = 25$ ,  $\bar{S}_* = 0.2$ ,

$\varphi_m = 0.18$ ,  $\psi_1 = 200$ ,  $\psi_2 = 0.25$ ,  $\psi_4 = 0.004$ . Затем по формуле (6) определена относительная концентрация субстрата при  $\bar{l}_f = \bar{l}_m$ , составившая 0.216. Поскольку  $\bar{S}_{w2}(\bar{l}_m) > \bar{S}_*$ , то последующие расчеты выполнялись в три этапа, причем, ввиду громоздкости формул, для облегчения вычислений привлекался стандартный пакет программ математического анализа. Сначала с помощью формулы (10) находилось произведение  $\psi_3 z_m = 0.77$ . Далее подбором определялось значение  $\bar{l}_{fe}$ , удовлетворившее уравнению (8). Наконец, по формуле (9) установлена искомая высота  $L = 2.226 м$ .

### Выводы

Эффективное удаление легкоразлагаемых органических веществ из сточных и природных вод обеспечивается в биореакторах-фильтрах с фиксированным пористым слоем. На его элементах со временем развиваются и прочно закрепляются биопленки, внутри которых указанные вещества окисляются. Поэтому комплексный процесс биофильтрации может достоверно описываться только математическими моделями, состоящими из взаимосвязанных блоков биопленки и фильтра. На базе одной из таких моделей разработан надежный метод расчета биоокислительного действия подобных фильтров.

Важной составной частью данного метода является методика обоснования рациональной высоты фильтрующего слоя, исходя из норматива качества водоочистки. Упомянутая методика может с успехом применяться при любом характере распределения биомассы в объеме фильтра, в том числе и в наиболее общем случае, когда ее концентрация в верхней части загрузки примерно одинаковая, а в нижней быстро убывает с глубиной. Существование в ней участка с пониженным содержанием прикрепленного биоценоза, а значит с худшей способностью к биоокислению органических загрязнений нецелесообразно из экономических соображений. Предупредить формирование такого участка на стадии проектирования биореактора-фильтра возможно, в частности, используя для загрузки элементы меньшего размера.

### Список литературы

1. Яковлев С.В., Воронов Ю.В. Водоотведение и очистка сточных вод. – М.: АСВ., 2002. – 704 с.
2. Mann A.T., Stephenson T. Modelling biological aerated filters for wastewater treatment // Water Res. – 1997. – 31, № 10. – P.2443–2448.
3. Олійник О.Я., Рибаченко С.О. Моделювання і розрахунки параметрів глибокої очистки стічних вод на фільтрах в аеробних умовах //

Вісник НУВГП. Збірник наукових праць. – Рівне, 2007. – Вип.4(40), частина 2. – С.515–520.

4. Поляков В.Л. Инженерный расчет действия биореактора-фильтра // Вісник ОДАБА. – Одеса, 2011. – Вип.42. – С.224–231.

5. Поляков В.Л. Моделирование биофильтрации воды с ограниченным содержанием органического субстрата. Аэробная биопленка // Доп.НАН України. – 2011. – № 5. – С.72–77.

6. Поляков В.Л. Моделирование биофильтрации воды с ограниченным содержанием органического субстрата. Биореактор-фильтр // Доп.НАН України. – 2011. – № 7. – С.58–66.

7. Morgenroth E., Wilderer P.A. Influence of detachment mechanisms on competition, in biofilm // Water Res. – 2000. – 34, № 2. – P.417–426.

8. Suzuki Y., Takahashi M., Haesslein M., Seyfried C.F. Development of simulation model for a combined activated-sludge and biofilm process to remove nitrogen and phosphorus // Water Environ. Res. – 1999. – 71(4). – P.388–397.

9. Rittmann B.E. The effect of shear stress on biofilm loss rate // Biotechnol.Bioeng. –1982. – 24. – P.501–506.

10. Поляков В.Л. Теоретический анализ установившегося биофильтрации при нелимитированной скорости роста биомассы // Прикладна гідромеханіка. – 2011. – № 2. – С.69–81.

11. Trulear M.G., Charaolis W.G. Dynamics of biofilm processes // Water Pollut. Control Fed. – 1982. – 54(9). – P.1288–1301.

12. Wanner O., Gujer W. A multispecies biofilm model // Biotech. Bioeng. – 1986. – 28. – P.314–328.

13. Rittmann B.E., Stilwell D.S. Моделирование биологических процессов в обработке питьевой воды: интегральная модель биофильтрации // Вода и экология. – 2002. – № 3. – С.13–29.