

Результаты исследований представлены на рис. 1 в виде зависимость константы k от расхода воздуха, подаваемого в загрузку фильтра. Как видно на рис. 1, величина константы k прямо пропорциональна расходу подаваемого воздуха.

Константа скорости массопередачи k определяет количество кислорода, растворившегося в 1 м^3 жидкости за время τ в мин., равное продолжительности прохода жидкости через слой загрузки фильтра. Количество жидкости, участвующей в процессе массообмена, $Q \cdot \tau$, где Q - расход жидкости, $\text{м}^3/\text{мин}$.

С учетом вышесказанного, величины константы k могут быть использованы для определения окислительной способности биофильтра согласно формуле

$$OC = \frac{k \cdot Q \cdot \tau}{W} \text{ г} / \text{м}^3 \cdot \text{мин}, \quad (3)$$

где W - объем загрузки фильтра, м^3 .

Полученные данные показывают, что окислительная способность биофильтра, отнесенная к 1 м^3 подаваемого воздуха, практически постоянна при различных условиях работы сооружения.

Таким образом, процесс изъятия растворенного кислорода из сточной воды для окисления органических загрязнений идет менее интенсивно, чем процесс снижения концентрации загрязнений по БПК в воде, проходящей через биофильтр. Потребление O_2 происходит в основном из воздуха, находящегося в загрузке фильтра.

Потребление же растворенного кислорода из воды незначительно и составляет лишь 5,8-18,5% общего количества потребного кислорода. Поэтому при прохождении сточной

водой загрузки фильтра концентрация растворенного кислорода в воде, как правило, увеличивается и на выходе из сооружения становится близкой к насыщающей. Так, из табл.2 следует, что дефицит кислорода в очищенной воде после биофильтра составляет 0,07-0,23.

Выводы

1. При очистке сточных вод на биофильтрах потребление кислорода происходит, в основном, непосредственно из воздуха, находящегося в теле фильтра. Лишь в незначительном количестве расходуется кислород, растворенный в воде. Поэтому при прохождении через загрузку фильтра сточная вода, как правило, насыщается кислородом.
2. При разбрызгивании сточных вод по поверхности загрузки оросителем интенсивно происходит процесс растворения кислорода воздуха.
3. В очищенной воде после биофильтров концентрация растворенного кислорода близка к предельно-насыщающей.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Таварткиладзе И.М. Кислородный режим в биофильтрах с пеностеклянной загрузкой. Сб.ННКТН ГХ, выпуск XXXV «Наука и техника в городском хозяйстве», Киев, 1977.
2. Феофанов Ю.А. Характеристика гидродинамических процессов в орошаемых биофильтрах. В сб.: Совершенствование систем водоотведения и очистки сточных вод.- Ленинград; 1984, с.134-141.
3. Яковлев С.В., Скирдов И.В., Гасаков М.В. общие закономерности процесса в биофильтрах. Водоснабжение и санитарная техника, №6, 1986, с.4-6.
4. Отчёт по ГБ теме № 34/86. БИСИ, Брест, 1990.

УДК 628.356

Пойта Л.Л., Шалобьта Т.П.

О ВОПРОСАХ МАССОПЕРЕНОСА В БИОФИЛЬТРАХ

На эффективность работы биофильтров значительное влияние оказывает гидродинамическая обстановка, возникающая в биофильтре и определяющая процессы массопереноса.

Проработав ряд литературных источников по вопросам процессов массопереноса в жидкости, основными из которых являются [1-4], можно выделить некоторые основные теории и модели.

Первой гидродинамической моделью, предложенной для исследования процессов переноса, была модель, основанная на пленочной теории. Она предполагает, что вблизи поверхности раздела любой текучей среды имеется неподвижная пленка толщиной δ , процессы переноса через которую происходят путем молекулярной диффузии. Условия в объеме рассматриваемой фазы должны быть постоянными с единственным исключением собственно пленки, так что общая движущая сила полностью используется явлением молекулярного переноса в пленке.

В случае применения к процессу абсорбции, лимитированному сопротивлением в жидкой фазе модели пленочной теории скорость абсорбции через единицу поверхности \bar{V}^o , определяется уравнением

$$\bar{V}^o = -D_1 \left(\frac{dc}{dx} \right)_{x=0} + (U_x C)_{x=0}, \quad (1)$$

где C – концентрация абсорбированного компонента в жидкой фазе;

x – расстояние от границы раздела фаз (за положительное принято направление от границы раздела фаз в жидкую фазу);

D_1 – коэффициент молекулярной диффузии абсорбируемого компонента в жидкости;

U_x – скорость переноса компоненты по нормали к поверхности раздела.

Если поверхность предполагается плоской, то

$$U_x = 0 \quad (2)$$

и градиент концентраций будет постоянным в пределах пленки, если не наложены какие-либо дополнительные условия (например, как при наличии химической реакции)

$$\left(\frac{dc}{dx} \right)_{x=0} = \frac{C'_o - C_o}{\delta}, \quad (3)$$

где C'_o и C_o - значения C на поверхности раздела и в объеме жидкой фазы соответственно.

Коэффициент физической абсорбции, K_L^o определяется уравнением

Шалобьта Татьяна Петровна, к.т.н., доцент каф. технологии бетона и строительных материалов Брестского государственного технического университета.

Беларусь, БГТУ, 224017, г. Брест, ул. Московская, 267.

$$K_L^o = \frac{\bar{V}^o}{C_o' - C_o} \quad (4)$$

или

$$K_L^o = \frac{D_1}{\delta} \quad (5)$$

Уравнение (5) не дает какой-либо реальной новой информации о рассматриваемых процессах. В самом деле, толщина пленки δ , как и коэффициент абсорбции – неизвестны. Можно только полагать, что значение δ зависит лишь от гидродинамических условий в жидкой фазе. На основе этого уравнения (5) можно сделать вывод о том, что при одинаковых гидродинамических условиях коэффициент абсорбции должен быть пропорционален коэффициенту молекулярной диффузии (предполагается пропорциональность коэффициенту диффузии в первой степени).

Эмпирическая корреляция коэффициентов абсорбции (при лимитировании процесса сопротивлением в жидкой фазе) в форме соотношений между критериями Стентона, Рейнольдса и Шмидта имеет вид:

$$\frac{K_L^o}{U_L} = a_1 \left(\frac{L U_L}{\nu_L} \right)^{a_2} \left(\frac{\nu_L}{D_1} \right)^{a_3} \quad (6)$$

здесь U_L - характеристическая скорость жидкости;

L - характеристический линейный размер;

ν_L - кинематическая вязкость жидкости;

a_1, a_2, a_3 численные постоянные.

Лучшие результаты по уравнению (6) получены при $a_3 = 0,5$; следовательно, по уравнению (6) при одинаковых гидродинамических условиях имеем

$$K_L^o \propto \sqrt{D_1} \quad (7)$$

что резко по форме отличается от уравнения (5).

В случае контакта жидкой фазы с твердой K_L^o будет пропорционален коэффициенту диффузии в степени 2/3, что снова не соответствует уравнению (5).

Следовательно, можно сделать вывод о том, что пленочная теория противоречит экспериментальным фактам. Тем не менее, при решении ряда теоретических проблем в области химической абсорбции встречаются такие математические затруднения, что само решение возможно только для наиболее простой модели, основанной на пленочной теории. Решение на основе пленочной теории можно считать в любом случае как приемлемое первое приближение. Особенно если рассматривается отношение коэффициента абсорбции в присутствии химической реакции, а именно k_L к значению K_L^o . Если уравнение для этого отношения содержит только толщину пленки, то можно использовать уравнение (5) для выражения величины I как функции k_L^o

$$I = \frac{K_L}{K_L^o} \quad (8)$$

Второй теорией была теория проникновения или модель Хигби. Хигби предложил модель гидродинамических условий в жидкой фазе вблизи границы раздела жидкость - газ, которая основана на следующих гипотезах. Поверхность раздела газ - жидкость состоит из небольших элементов жидкости, которые непрерывно подводятся к поверхности из объема жидкости и, наоборот, уходят в объем за счет движения самой жидкой фазы. Каждый элемент жидкости, пока находится на поверхности, можно рассматривать как неподвижный, а кон-

центрацию растворенного газа в элементе – всюду равной концентрации в объеме жидкости, когда элемент подводится к поверхности. В таких условиях абсорбция осуществляется при нестационарной молекулярной диффузии в различных элементах поверхности жидкости.

При рассмотрении массопереноса из цилиндрического газового пузыря Хигби принял допущение, что все поверхностные элементы находятся на поверхности в течение одинакового количества времени, а именно

$$t^* = d/U_e \quad (9)$$

где t^* - общее время T ;

d - вертикальная длина пузыря;

U_e - скорость.

Нестационарный процесс молекулярной диффузии в пределах каждого элемента жидкости описывается обычным дифференциальным уравнением

$$D_1 \frac{d^2 c}{dx^2} = \frac{dc}{dt} \quad (10)$$

где t время, прошедшее от момента доставки рассматриваемого элемента поверхности к границе раздела фаз.

Граничные условия с учетом уравнения (10) запишутся в виде:

$$t = 0, C = C_o \quad (11)$$

$$x = 0, C = C_o \quad (12)$$

$$x \rightarrow \infty, C - \text{конечно} \quad (13)$$

Здесь уравнение (11) вытекает из предположения о первоначальной концентрации; уравнение (12) дает определение концентрации на границе раздела фаз C_o' и (13) может использоваться как третье граничное условие, если даже к концу времени существования элемента t^* концентрация в его пределах заметно отличается от первоначальной величины C_o в поверхностных слоях элемента. Последнее предположение может также рассматриваться как условие, что «глубина проникновения» (т.е. расстояние от поверхности раздела, на котором C заметно отличается от C_o) будет по истечении времени t^* намного меньше, чем глубина самого элемента поверхности.

Следует отметить, что в некоторых случаях условие (13) должно быть заменено условием нулевого градиента концентраций при некотором конечном расстоянии от поверхности. Интегрирование уравнения (10) легко выполнить, применив преобразование Лапласа:

$$q(p) = L(c) = P \int_0^{\infty} \exp(-pt) C dt \quad (14)$$

Тогда уравнение (10) примет вид

$$D_1 \frac{d^2 q}{dx^2} = pq - pC_o \quad (15)$$

где граничное условие (11) уже удовлетворено.

Интеграл уравнения (15) будет иметь вид:

$$C = (C_o' - C_o) \operatorname{erfc} \left[\frac{x}{2} \sqrt{D_1 t} \right] + C_o \quad (16)$$

где функция $\operatorname{erfc}(z)$ определяется следующим образом:

$$\operatorname{erfc}(z) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_z^{\infty} \exp(-z^2) dz \quad (17)$$

Градиент концентрации на поверхности раздела находится непосредственно по уравнению (17) в форме

$$-\left(\frac{dc}{dx}\right)_{x=0} = \frac{C'_o - C_o}{\sqrt{D_1 \pi t}}, \quad (18)$$

а мгновенная скорость абсорбции в элементе определяется уравнением:

$$V^o = -D_1 \left(\frac{dc}{dx}\right)_{x=0} = (C'_o - C_o) \sqrt{\frac{D_1}{\pi t}} \quad (19)$$

уравнение (19) определяет скорость абсорбции в элементе, возраст которого, т.е. время его пребывания на поверхности, равен t . Средняя скорость абсорбции в течение всего времени существования элемента t^* будет:

$$\bar{V}^o = \frac{1}{t^*} \int_0^{t^*} V^o dt = (C'_o - C_o) 2 \sqrt{\frac{D_1}{\pi t^*}}. \quad (20)$$

Из определения коэффициента абсорбции по уравнению (4) следует:

$$K_L^o = 2 \sqrt{\frac{D_1}{\pi t^*}}. \quad (21)$$

Из уравнения (21) видно, что K_L^o пропорционально коэффициенту диффузии в степени 1/2, что подтверждается экспериментально. Конечно, уравнение (21) можно непосредственно использовать для вычисления K_L^o только в тех случаях, когда известно t^* , как, например, в случае движения пузырьков газа. При подстановке уравнения (9) в (21) получим для данного случая:

$$St = 1,13 Re^{0,5} Sc^{-0,5}. \quad (22)$$

Здесь $St = \frac{K_L^o}{U_g}$ - критерий Стэнтона, учитывающий скорость пузырька;

$Re = \frac{d u_g}{\nu_L}$ - критерий Рейнольдса, учитывающий диаметр пузырька и вязкость жидкости;

Sc - критерий Шмидта.

Уравнение (22) удовлетворительно подтверждается экспериментальными данными в случае пузырьков средних размеров. Оно также приемлемо для случая жидких капель при достаточно низкой вязкости дисперсной фазы.

Во всех случаях, когда t^* неизвестно, по уравнению (21) можно определить эквивалентное время существования элементов поверхности.

Следующей теорией была также теория проникновения – модель Данквертса. Если отказаться от допущения о равном времени существования элементов поверхности, то среднюю скорость абсорбции можно определить как

$$\bar{V}^o = \int_0^{\infty} \sqrt{\frac{D_1}{\pi t}} (C'_o - C_o) \psi(t) dt, \quad (23)$$

где $\psi(t) dt$ - доля общей поверхности, занимаемая элементами с возрастом от t до $(t + dt)$.

Функция $\psi(t)$ называется функцией распределения возраста элементов и удовлетворяет очевидному условию:

$$\int_0^{\infty} \psi(t) dt = 1. \quad (24)$$

Уравнение (23) не может быть проинтегрировано без предположения о специфической форме функции распределения возраста. Тем не менее, можно заметить, что какой бы ни была форма функции распределения, уравнение (23) всегда обеспечивает требуемую пропорциональность K_L^o и $(D_1)^{1/2}$.

Данквертс выбрал аналитическую форму для $\psi(t)$, которая основывается на следующем предположении. Допустим, что вероятность обновления данного элемента жидкости в определенном промежутке времени не зависит от его возраста. В этом случае скорость обновления поверхностных элементов с любым данным возрастом будет пропорциональна числу имеющихся элементов этого возраста, отсюда

$$-\frac{d\psi}{dt} = s\psi, \quad (25)$$

где s - коэффициент пропорциональности.

В результате интегрирования уравнения (25) получаем:

$$\psi = \text{const exp}(-st). \quad (26)$$

Подстановка уравнения (26) в (24) показывает, что требуемая константа - s ; отсюда:

$$\psi = s \exp(-st). \quad (27)$$

Подставляя уравнение (27) в (23), имеем:

$$\bar{V}^o = \sqrt{D_1 s} (C'_o - C_o). \quad (28)$$

Величина s имеет физический смысл скорости обновления поверхности и $1/s$ может рассматриваться как средний возраст поверхностных элементов.

Сравнение уравнений (21) и (28) показывает, что в любом случае коэффициент абсорбции пропорционален квадратному корню из отношения коэффициента диффузии к возрасту элементов поверхности, причем коэффициент пропорциональности близок к 1.

Кроме тех случаев, для которых при использовании модели Хигби величину t^* можно рассчитать независимым путем, для определения t^* и s применяют уравнения (21) и (28).

Здесь и далее предполагается опустить различие между моделями Хигби и Данквертса и определение «эквивалентное время диффузии» t_D с помощью уравнения

$$K_L^{0,2} = \frac{D_1}{t_D}. \quad (29)$$

Выше было показано, что нетрадиционная теория приводит к приемлемым выражениям для коэффициента абсорбции, таким как уравнения (21) и (28). Оба уравнения могут быть приведены к форме (29), которое определяет время диффузии t_D . По физическому смыслу последнее является средним возрастом элементов поверхности жидкости, т.е. промежутком времени, достаточным для полного перемешивания жидкости и протекания процессов абсорбции и окисления.

Величины t_D можно оценить либо непосредственно при исследовании гидродинамики жидкости, либо по уравнению (29) в сочетании с корреляциями для двух важнейших типов абсорберов. Если газ барботирует через слой жидкости, величину t_D можно определить по уравнению (9). Обычные диаметры пузырьков составляют 0,2-0,6 см; скорости движения пузырьков 15-35 см/сек. При этих значениях интервал величин будет

$$5 \times 10^{-3} < t_D < 4 \times 10^{-2} \text{ сек} \quad (30)$$

и по уравнению (29) принимая D равным 10^{-5} см²/сек (для растворенного газа в воде), получим:

$$0,015 < k_L^0 < 0,04 \text{ см/сек.} \quad (31)$$

Интервал, указанный в уравнении (31), подтверждается экспериментально.

Для биофильтров обычные значения высоты единицы переноса при лимитировании массопередачи сопротивлением в жидкой фазе составляют от 20 до 80 см:

$$20 < \frac{V_L}{k_L^0 a} < 80 \text{ см.} \quad (32)$$

Здесь V_L - объемная скорость жидкости на единицу поперечного сечения;

a - эффективная площадь поверхности раздела фаз на единицу объема.

Значение V_L составляет ~0,15 см/сек; значение a очень неопределенно, но может считаться приемлемой величина 0,1 см⁻¹. Отсюда $k_L^0 \sim 0,03$ см/сек, и интервалы, указанные в уравнениях (30) и (31), можно рассматривать как применимые и к биофильтрам.

В анализе химических реакций очень полезным является понятие «время реакции». Его можно определить как

$$t_p = \frac{(C - C')}{v}, \quad (33)$$

где v - скорость реакции;

C - действительная концентрация рассматриваемого реагента;

C' - равновесная концентрация реагента.

Для простой реакции первого порядка с константой скорости k

$$t_p = \frac{1}{k}. \quad (34)$$

Физический смысл времени реакции - время, необходимое для протекания реакции. За исключением только реакции первого порядка, время реакции зависит в общем случае от рассматриваемой концентрации; это обусловлено нелинейной зависимостью химических процессов от величины их движущей силы. Напомним, что время диффузии зависит от гидро-

динамических условий, так как оно является временем процесса нестационарной диффузии в пределах элементов поверхности жидкости; время же реакции зависит только от кинетики рассматриваемой реакции и не является фактически достижимым временем реакции, а только временем, необходимым для нее.

Как было показано выше, время диффузии практически изменяется в узком интервале. В отличие от этого времени реакции, рассчитанные для практических систем, могут различаться существенно.

Наконец, следует рассмотреть характеристическое время - время, действительно доступное для реакции. Последнее является, по-видимому, общим временем пребывания жидкой фазы t_{np} в рассматриваемом биосорбере, так как химическая реакция происходит в жидкой фазе. По-видимому, если рассматривать процесс биохимической сорбции в целом, то величина t_{np} должна иметь, по крайней мере, тот же порядок, что и t_p .

Действительно, если t_p будет намного больше, чем t_{np} , тогда никакой реакции в жидкой фазе вообще не будет и рассматриваемый процесс фактически будет процессом физической абсорбции.

Вывод.

Для исследования процессов массопереноса в биофильтрах могут быть использованы: а) гидродинамическая модель, основанная на пленочной теории; б) теория проникновения или модель Хигби.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Кафаров В.В. Основы массопередачи.-Москва; Высшая школа, 1972, 296с.
2. Таварткиладзе И.М. Сорбционные процессы в биофильтрах.-Москва; Стройиздат, 1989, 126с.
3. Феофанов Ю.А. Характеристика гидродинамических процессов в орошаемых биофильтрах. В сб.: Совершенствование систем водоотведения и очистки сточных вод.-Ленинград, 1984, с.134-141.
4. Яковлев С.В., Воронов Ю.В. Биологические фильтры.-Москва; Стройиздат, 1982, 120с.

УДК 628.351

Ковальчук В.Л.

ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ СВОБОДНОПЛАВАЮЩЕЙ БИОПЛЁНКИ НА ПРОЦЕСС ОКИСЛЕНИЯ ОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ В ПОГРУЖНОМ ДИСКОВОМ БИОФИЛЬТРЕ

В работах многих авторов (Дмитриевского Н.Г., Валаха В.П., Таварткиладзе И.М.) по исследованиям очистки сточных вод с использованием погружных дисковых биофильтров, основное внимание при описании процесса окисления органических веществ было обращено к прикреплённой биоплёнке. Причиной получаемого интервала окислительной мощности для погружных биофильтров служил состав сточных вод, вид загрузочного материала и БПК (биохимическое потребление кислорода) сточной жидкости, подаваемой на очистку.

На наш взгляд, одна из особенностей очистки сточных вод

на погружном дисковом биофильтре состоит в том, что при правильно выбранном гидродинамическом режиме (скорости движения сточных вод, оптимальных значениях гидравлической нагрузки и частоты вращения дисков), оторгнутая с поверхности загрузочного материала биопленка не осажается на дне биофильтра, а, находясь в сточной воде в свободноплавающем состоянии, так же как и прикрепленная биопленка принимает участие в окислении органических веществ.

Для подтверждения теоретических представлений о механизме изъятия органических загрязнений из сточной воды, в

Ковальчук Вячеслав Леонтьевич, старший преподаватель каф. водоснабжения, водоотведения и теплоснабжения Брестского государственного технического университета.

Беларусь, БГТУ, 224017, г. Брест, ул. Московская, 267.