Таблица. Показатели качества воды р. Мухавец

Наименование показателей	Единицы измерения	Зна пока	пдк	
		до очистки	после очистки	
Цветность	град	55	20	-
Мутность	мг/дм ³	65	1,5	-
Общая жесткость	мг-экв/дм ³	6,8	3,5	7,0
Хлориды, СІ ⁻	мг/дм ³	33	32	300
C ульфаты, SO_4^{2-}	мг/дм ³	49	47	100
Γ идрокарбонаты, HCO_3^{2-}	мг/дм ³	54	35	-
Железо общее	мг/дм ³	0,5	0,3	0,3
Кремний, SiO ₃ ²⁻	мг/дм ³	14,2	2,1	-
P астворенный кислород, O_2	мг/дм ³	6,3	4,8	не менее 4
Окисляемость	$M\Gamma O_2/дM^3$	13,8	2,5	-
pH		7,9	7,6	6,5-8,5

Наши исследования были направлены на изучение возможности удаления из воды р. Мухавец соединений кремния.

Соединения кремния в воде при ее использовании в горячем водоснабжении и движении по трубопроводам и сооружениям могут образовывать сложные силикатные накипи в виде силикатов кальция, магния, алюминия, железа и др. Это приводит к коррозии, снижению пропускной способности труб, уменьшению теплопередачи, кроме того, могут появляться в трубах и на оборудовании трещины.

Известно, что при подготовке воды для теплоэнергетических предприятий из нее удаляют кремний. В соответствии с нормативными документами его содержание в воде для этих и некоторых других предприятий не должно превышать 0,01-0,05 мг/дм³. Для этого используют химические, ионообменные и др. методы, которые требуют больших расходов реагентов и дорогостоящих ионообменных материалов. В исследованиях нами использован электрохимический метод обескремнивания воды в электролизере с алюминиевым анодом. В процессе электролиза алюминиевые пластины растворяются, и образуется гидроксид алюминия в виде коллоида, который сорбирует из воды соединения кремния. Коллоидный гидроксид алюминия представляет собой хлопья, которые отделяются из воды осаждением и фильтрованием.

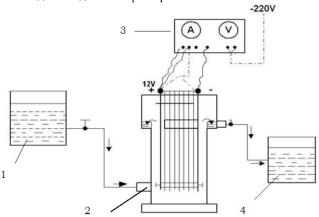


Рис. 1. Схема электрохимической установки.

Схема экспериментальной установки представлена на рис.1: исходная вода р. Мухавец из бака 1 подается в электролизер 2, к которому подводится постоянный электрический ток от выпрямителя тока 3. Из него вода направляется в бак очищенной воды 4. После отстаивания вода фильтровалась через бумажные фильтры и анализировалась на содержание кремния. Опыты проводили при разных дозах алюминия и различных значениях рН воды.

Нами установлено, что электрохимически полученным гидроксидом алюминия можно эффективно удалять из воды соединения кремния.

Глубина удаления зависит от дозы алюминия. При повышенных дозах алюминия можно полностью удалить кремний из воды. Из литературных источников известно, что химическими методами достигнуть такого эффекта невозможно.

Эффект обескремнивания воды зависит также от величины рН. Мы установили, что лучше обескремнивание воды происходит в пределах рН=7-8,5. При выходе величины рН за эти пределы эффект обескремнивания несколько снижается.

Наряду с проведенными исследованиями по обекремниванию воды, как видно из таблицы, также снижается мутность воды, ее цветность и др. показатели.

На основании полученных исследований можно сделать следующие выводы:

- 1. Экологический мониторинг показал, что вода р. Мухавец относится к категории умеренно-загрязненной и не может быть использована без очистки для хозяйственнопитьевого, а в ряде случае и для промышленного водоснабжения.
- 2. Эффективное улучшение качества воды р. Мухавец может быть достигнуто электрохимическим методом.
- Впервые получены новые данные по электрохимическому удалению соединений кремния из поверхностных вод.
- Электрохимической коагуляцией улучшается качество воды по мутности, цветности, жесткости и др. показателям.

Результаты выполненной работы рекомендуются для очистки воды на небольших промышленных и автономных объектах.

УДК 628.356

Пойта Л.Л.

ИССЛЕДОВАНИЯ КИСЛОРОДНОГО РЕЖИМА БИОЛОГИЧЕСКИХ ФИЛЬТРОВ

Для процессов биохимической очистки сточных вод, протекающих в аэробных условиях, большое значение имеют

кислородный режим, концентрация растворенного кислорода. Для изучения кислородного режима биологических

Пойта Людмила Лаврентьевна, доцент каф. водоснабжения, водоотведения и теплоснабжения Брестского государственного технического университета.

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

Таблица 1. Концентрация растворенного кислорода в сточной воде, проходящей через загрузку биофильтра.

		_	_					
№№ серий	Место отбора проб							
опытов при	из оросителя	с поверхности	с глубины 1,0 м	с глубины 2,0 м	после био-	после отстой-		
различных		загрузки			фильтра	ника		
<i>t_e</i> ,°C								
концентрация растворенного кислорода, мг/л								
1 (14°C)	4,12	5,96	3,01	5,17	6,25	5,20		
2 (15°C)	4,92	5,06	6,89	7,14	7,60	7,30		
3 (16°C)	3,36	5,45	5,07	5,73	8,46	5,15		
4 (18°C)	2,90	3,65	4,62	5,08	5,40	3,60		
5 (19°C)	3,63	5,48	6,71	8,18	8,49	5,03		
6 (20°C)	1,94	3,06	4,08	5,49	8,25	3,30		

Таблица 2. Данные о работе биологических фильтров полупроизводственной установки при очистке городских сточных вод.

Наименование показателей	№ опытов при различной гидравлической нагрузке					
	1	2	3	4	5	
гидравлическая нагрузка, м ³ /м ² сут	20,4	61,5	30,0	20,4	25,0	
окислительная мощность, г/м ³ сут	617,0	1883,0	653,0	477,0	663,0	
окислительная способность, г/м ³ сут	94,0	111,0	38,0	31,0	123,0	
расход воздуха,м3/мин	7,4	3,1	4,0	3,1	9,3	
БПКполн очищенных сточных вод,	11,6	28,6	14,8	11,3	21,5	
мг/л						
концентрация растворенного кисло-	8,58	7,9	6,52	7,76	8,16	
рода O_2 , мг/л						
дефицит в кислороде, доли ед.	0,07	0,12	0,23	0,15	0,17	

фильтров использовалась полупромышленная установка, состоящая из биофильтра диаметром 2м, высотой 4м и вторичного вертикального отстойника диаметром 1,5м.

В исследованиях определялась концентрация растворенного кислорода в сточной воде по ходу ее движения через загрузку фильтра. Анализировались пробы сточных вод, подаваемых на биофильтр из оросителя, непосредственно с поверхности загрузки, с разных глубин загрузки, выходящей из биофильтра, а также после вторичного отстойника. Результаты исследований представлены в табл.1.

Как видно из табл.1, при разбрызгивании сточных вод реактивным оросителем биофильтра происходит интенсивный процесс растворения в них кислорода воздуха. При прохождении жидкостью загрузки фильтра концентрация растворенного кислорода, как правило, нарастает. В отдельных опытах наблюдалось некоторое снижение концентрации растворенного кислорода в воде после прохождения ее верхнего метрового слоя загрузки. Во вторичном отстойнике, а также в приемном резервуаре и трубопроводах рециркуляционной насосной станции концентрации растворенного кислорода в очищенной воде снижается. Очевидно, здесь происходит потребление кислорода на окисление остаточных загрязнений сточных вод.

Для определения скорости растворения кислорода воздуха в воде, проходящей через загрузку биофильтра, был проделан отдельный цикл опытов. Пробы отбирались по высоте биологического фильтра, с поверхности и на выходе биофильтра в очищенной воде. Исследования проводились в условиях полного дефицита кислорода в воде, который достигался введением в нее сульфита натрия; количество переходившего в воду кислорода воздуха определялось по количеству окислившегося сульфита натрия. Методика обескислороживания воды с помощью сульфита натрия взята во ВНИИ ВОДГЕО г. Москвы и приводится в [4]. Применение других существующих в настоящее время методик подобных исследований, в частности, при неполном дефиците кислорода, для условий работы биофильтров оказались неприемлемыми ввиду значительных скоростей массообмена.

В условиях полного дефицита растворенного кислорода скорость передачи v_n его в воду постоянна и может быть представлена реакцией нулевого порядка:

$$v_n = k\tau = c_o - c_\tau, \tag{1}$$

где ${\it c_o-c_{\tau}}$ - количество кислорода, растворившегося в жид-кости за время ${\it \tau}$, г/м 3 ;

т - время, мин;

 ${\pmb k}$ - коэффициент массопередачи (скорость растворения кислорода), г/м³мин.

Продолжительность контакта фаз au для условий опыта равна времени пребывания жидкости в слое загрузки фильтра и определялась в зависимости от высоты слоя H и гидравлической нагрузки q по формуле (1)

$$\tau = 5,03 \cdot H \cdot q^{-0.412}$$
, мин. (2)

Для реакции нулевого порядка структура потока жидкости в сооружении не оказывает влияния на скорость массопередачи, что позволяло использовать уравнение (1) для определения величин константы \boldsymbol{k} .

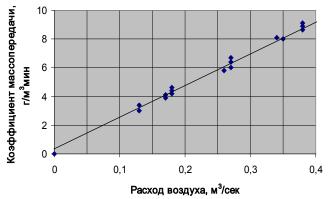


Рис. 1. Зависимость коэффициента массопередачи k от расхода воздуха.

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

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

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

$$OC = \frac{k \cdot Q \cdot \tau}{W} \frac{2}{M^3} \cdot MuH, \tag{3}$$

где W - объем загрузки фильтра, м³.

Полученные данные показывают, что окислительная способность биофильтра, отнесенная к $1 \, \mathrm{m}^3$ 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 $\rm O_2$ 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.
- При разбрызгивании сточных вод по поверхности загрузки оросителем интенсивно происходит процесс растворения кислорода воздуха.
- 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., Шалобыта 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 \overline{V}^o , определяется уравнением

$$\overline{V}^{o} = -D_{1} \left(\frac{dc}{dx} \right)_{x=0} + \left(U_{x} C \right)_{x=0}, \tag{1}$$

где ${m C}$ – концентрация абсорбированного компонента в жидкой фазе;

 $\boldsymbol{\mathcal{X}}$ — 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

$$U_x = 0 (2)$$

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

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

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

Коэффициент физической абсорбции, \boldsymbol{K}_{L}^{o} определяется уравнением

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

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