

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Dovletoglou O., Philippopoulos K., Grigoropoulou H. Coagulation for treatment of paint industry wastewater // J. of Environmental Science and Health. Pt. A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering. 2002. Vol. A37, № 7. P. 1361–1377.
2. Holt P. K., Barton G. W., Mitchell C. A. The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology // ELSEVIER Chemosphere. 2005. № 59. P. 355–367.
3. Abdurrahman Akyol. Treatment of paint manufacturing wastewater by electrocoagulation // Desalination. 2012. № 285. P. 91–99.
4. Кочуров И. В., Витковская Р. Ф. Использование метода электрокоагуляции для очистки сточной воды производства лакокрасочных материалов // Технологии легкой промышленности. 2015. № 2. С. 33–39.

O. S. Khripunova, Yu. E. Zevatskii
Saint Petersburg Electrotechnical University «LETI»

I. V. Kochurov
NOVBYTCHEM Company

THE COMBINED METHOD WITH THE USE OF CHEMICAL AND ELECTRO-COAGULATION FOR WATER BASED PAINT WASTEWATER TREATMENT

In the present work were studied the combined method with the use of chemical and electro-coagulation to treat waste water generated in the process of production of water-based paints, on the model of runoff, which was obtained by appropriate dilution of the enamel for the floor. On the basis of the obtained results it is concluded that the combined approach has several advantages compared to the classical electrocoagulation.

Electrocoagulation, the production of water-based paint, wastewater treatment

УДК 54.062

Я. Н. Марков, О. С. Хрипунова, Ю. Э. Зевацкий
Санкт-Петербургский государственный электротехнический
университет «ЛЭТИ» им. В. И. Ульянова (Ленина)

И. В. Кочуров, А. В. Селитренников
АО «Новбытхим»

Применение кондуктометрического экспресс-метода для определения содержания органического углерода и оценки ХПК в очищенной комбинированным методом сточной воде производства водно-дисперсионных лакокрасочных материалов

Предложен метод анализа органического углерода в воде, в основе которого лежит жидкофазное окисление органических веществ бихроматом калия в сернокислой среде с последующей кондуктометрической регистрацией выделившегося углекислого газа. Метод использовали для оценки химического потребления кислорода сточных вод производства красок.

Органический углерод, ХПК, сточные воды, кондуктометрический анализ

Водно-дисперсионные лакокрасочные материалы (ВД ЛКМ), получившие широкое распространение относительно недавно (в 1980-х гг.), приобрели свою популярность благодаря таким характеристикам, как экологичность и безопасность при использовании. Однако производство

такого рода ЛКМ сопряжено с образованием сточных вод при очистке оборудования (диссольтверов, смесителей, фасовочных машин и т. п.). Состав сточных вод ВД ЛКМ определяется составом производимого материала при соответствующем разбавлении водой и может быть рассчитан из массовой доли нелетучих веществ в образующемся стоке по формуле

$$\omega_{si} = \frac{x_s}{x_p} \omega_{pi} (1 - \omega_{wi}), \quad (1)$$

где ω_{si} – массовая доля i -го компонента в стоке; x_s – массовая доля нелетучих веществ в стоке; x_p – массовая доля нелетучих веществ эмали (краски); ω_{pi} – массовая доля i -го компонента в эмали (краске); ω_{wi} – массовая доля воды в i -м компоненте.

Исследования проводились на модельных растворах, которые готовились путем разбавления акриловой эмали для пола до получения массовой доли нелетучих веществ в суспензии 2.9 %, в дальнейшем именуемых модельные стоки. Зная состав лакокрасочного материала, по (1) можно рассчитать состав получаемого стока (табл. 1).

Компонент	Массовая доля, %
Триполифосфат натрия	<0.01
Натриевая соль полиакриловой кислоты	0.11
Пенегасители	0.02
Этиленгликоль	0.47
Метилгидроксиэтилцеллюлоза	0.01
Консерванты	<0.01
Пигмент железистый	0.69
Слюда	0.46
Органобентонит	0.04
Акриловый сополимер в виде дисперсии	1.39
Бутилдигликоляцетат	0.24
Дибутилфталат	0.13
Загуститель полиуретановый	0.02
Полиэтиленовый воск в виде дисперсии	0.07
Аммиак	<0.01
Вода	96.32
Итого:	100.00

Далее модельный сток подвергали очистке комбинированным методом с применением сульфата железа (II) и последующей электрокоагуля-

цией на алюминиевых электродах, со значением пропускаемого заряда 0.42 А · ч/л.

Для контроля степени очистки воды требовалось определять показатели ее качества, например, в зависимости от концентрации добавленного сульфата железа, желательным способом, с использованием имеющихся на производстве оборудования и ресурсов. Была разработана методика определения органического углерода в модельных стоках после очистки, основанная на анализе углекислого газа, образовавшегося при окислении органических веществ. По данным о содержании углерода рассчитывали химическое потребление кислорода (ХПК) – общепринятый показатель качества воды [1], [2]. Параллельно ХПК модельных стоков определяли по ускоренной методике для полевых исследований [3, с. 88].

Цель работы состояла в отработке и тестировании новой методики, определении оптимальных условий очистки сточных вод производства.

Процедура обработки модельного стока комбинированным методом. Очистка сточных вод комбинированным методом предполагает использование реагентной и электрокоагуляции. Для проведения исследований сначала был приготовлен модельный сток, состоящий из 60.8 мл (7.6 %) желто-коричневой эмали для пола и 739.2 мл (92.4 %) дистиллированной воды. Приготовленную смесь помещали в стеклянный стакан и перемешивали 30 мин механической мешалкой (частота 500 об/мин). Далее в модельный сток добавляли осадитель – сульфат железа (II) семиводный – $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Количество реагента, добавляемое в модельный сток, составляло: 0.5; 0.625; 0.750; 0.875 и 1 г/л. После добавления реагента полученный раствор перемешивали 30 мин (300 об/мин), далее выдерживали 30 мин без перемешивания.

Перед проведением электрокоагуляции процесс активации электродов осуществляли следующим образом: электроды помещали в 10 %-й раствор NaCl и через них пропускали электрический ток 1 А в течение 5 мин. Активированные электроды помещали в модельный сток и проводили электрокоагуляцию. Время проведения электрокоагуляции – 20 мин, частота оборотов мешалки – 300 об/мин, сила тока – 1 А. После этого модельный сток выдерживали 30 мин без перемешивания и фильтровали через бумажный фильтр «Белая лента». Далее определяли показатели качества очищенной воды.

Расчет теоретического значения ХПК и выделения углекислого газа. Предполагается, что методом коагуляции можно удалять из системы только твердые вещества, находящиеся в коллоидном состоянии, в данном случае пигменты, наполнители, частицы полимерной или восковой дисперсии. Неорганические вещества, такие как железосодержащий пигмент, слюда вообще не влияют на показатель ХПК, тогда как полимерная и восковая дисперсии, состоящие из органических веществ, на ХПК влияют непосредственно, но в процессе обработки модельного стока отделяются в виде шлама. В очищенной сточной воде могут оставаться лишь смешивающиеся с водой органические соединения: этиленгликоль и бутилдигликольацетат. Основная часть дибутилфталата, имеющего ограниченную растворимость в воде, вероятно, переходит в шлам, поэтому его количеством в очищенной сточной воде можно пренебречь. Теоретическое значение ХПК, за счет содержания этиленгликоля в обработанной сточной воде, можно определить по уравнению

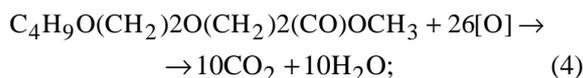


С учетом молекулярной массы этиленгликоля (62.068 г/моль) и его содержания в сточной воде 0.47 % (т. е. 4.7 г/л, см. таблицу), количество кислорода $\omega_{\text{о.е}}$, необходимое для окисления этиленгликоля в 1 л сточной воды, рассчитывается как

$$\omega_{\text{о.е}} = \frac{5M_0\omega_e}{M_e} = \frac{5 \cdot 16 \cdot 4.7}{62.068} = 6.058 \text{ г/л}, \quad (3)$$

где M_0 – атомная масса атома кислорода, г/моль; $\omega_{\text{о.е}}$ – концентрация этиленгликоля в модельном стоке, г/л; M_e – молярная масса этиленгликоля, г/моль.

Теоретическое значение ХПК $\omega_{\text{об}}$, определяющееся содержанием бутилдигликольацетата в обработанной сточной воде с учетом его молекулярной массы (204.27 г/моль) и концентрации (2.4 г/л, см. таблицу) можно определить по уравнениям



$$\omega_{\text{об}} = \frac{26M_0\omega_b}{M_b} = \frac{26 \cdot 16 \cdot 2.4}{204.27} = 4.888 \text{ г/л}. \quad (5)$$

Таким образом, ХПК очищенного методом коагуляции модельного стока составит $6.058 + 4.888 = 10.946$ г/л или 10 946 мг/л, что согласуется с данными, полученными ранее в [4].

В данной работе предполагалась оценка ХПК по количеству выделившегося углекислого газа. Теоретическое количество CO_2 (молярная масса 44.01 г/моль), образующегося при окислении этиленгликоля и бутилдигликольацетата, с учетом (2) и (4):

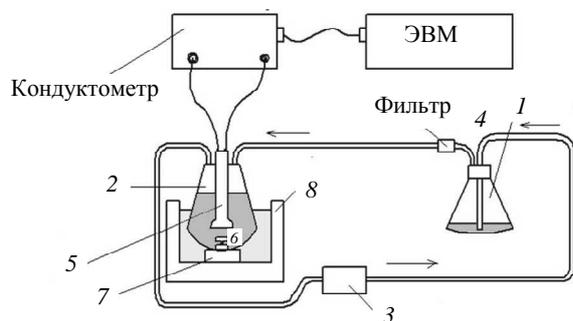
$$\omega_{\text{CO}_2\text{e}} = \frac{2 \cdot 44.01 \cdot 4.7}{62.068} = 6.665 \text{ г/л}, \quad (6)$$

$$\omega_{\text{CO}_2\text{b}} = \frac{10 \cdot 44.01 \cdot 2.4}{204.27} = 5.171 \text{ г/л}. \quad (7)$$

Суммарное выделение углекислого газа составит $6.665 + 5.171 = 11.836$ г/л. На основании полученных расчетов теоретического ХПК и количества выделившегося углекислого газа определяем коэффициент пересчета, позволяющий соотнести между собой потребление кислорода и выделение CO_2 : $K_{\text{O}/\text{CO}_2} = 10.946/11.836 = 0.925$. Таким образом, определив количество углекислого газа при окислении органических веществ в модельном стоке, можно рассчитать значение ХПК.

Процедура определения органического углерода кондуктометрическим способом. В основе метода оценки содержания органических веществ в воде использовалась методика ускоренного определения ХПК в полевых условиях. При этом к пробе воды добавляется избыток бихромата калия и двойной (по отношению к суммарному объему водных растворов) объем концентрированной серной кислоты, в результате разбавления серной кислоты смесь разогревается до температуры выше 100°C и происходит окисление органических веществ. Далее вместо описанного в [2] обратного титрования избытка бихромата был проанализирован выделившийся в реакции окисления углекислый газ путем количественного поглощения его раствором гидроксида натрия. Количество поглощенного CO_2 определяли по изменению удельной проводимости щелочного раствора, как это используется в методах элементного анализа углерода с кондуктометрической регистрацией [5, гл. 2]. В описанных в [6]–[8] ячейках для регистрации CO_2 каждый пузырек исследуемого газа проходит через поглощающий раствор один раз. Чтобы обеспечить полное поглощение CO_2 , путь пузырька стремятся сделать как можно длиннее. Такие ячейки весьма сложны и дороги в изготовлении. Авторы настоящей статьи использовали простую ячейку с коротким путем пузырьков и принудительной циркуляцией газа.

Описание установки. Установка для проведения анализа (рис. 1) состоит из реактора 1, поглотителя 2 и компрессора 3, соединенных в замкнутую систему полимерными шлангами.



Реактор 1 представляет собой коническую стеклянную колбу на 100 мл с шлифованной стеклянной насадкой, содержащей трубку для ввода газа 4, доходящую почти до дна колбы, и трубку выхода газа. В реакторе проводили смешение пробы воды, раствора бихромата калия и серной кислоты.

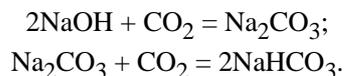
Поглотитель 2 – полипропиленовая коническая колба на 500 мл с герметично закрывающейся крышкой. В крышку вмонтированы трубки для входа и выхода газа и кондуктометрическая ячейка 5. Поглотитель заполняли раствором гидроксида натрия. Этот раствор перемешивали с помощью якоря 6 и привода 7 магнитной мешалки. Поглотитель погружался в водный термостат 8, который поддерживал температуру раствора и ячейки в пределах $25.0 \pm 0.1^\circ\text{C}$.

Компрессор 3 и система трубок обеспечивают циркуляцию газа между реактором и поглотителем, газ барботирует попеременно через реакционную смесь и через щелочной раствор. В результате CO_2 , выделившийся в реакторе при окислении органических веществ в пробе воды, улавливается без потерь щелочным раствором в поглотителе. Авторы использовали компрессор R-200 с возможностью регулирования расхода газа до $300 \text{ мл} \cdot \text{мин}^{-1}$, избыточное давление до 0.05 атм.

Для измерения удельной проводимости раствора гидроксида натрия использовали кондуктометр КЛ-С-1 (ООО «Сибпромприбор-Аналит», Барнаул) и погружную кондуктометрическую ячейку 5. Ячейка – трехэлектродная, электроды выполнены из гладкой платины и зафиксированы в стеклянном корпусе, константа ячейки 0.07466 см^{-1} .

Регистрация поглощенного углекислого газа. Растворы гидроксида натрия, находящиеся в контакте с воздухом, поглощают содержащийся в воздухе углекислый газ. При этом происходит

взаимодействие сильного основания со слабой двухосновной угольной кислотой, гидроксид натрия нейтрализуется сначала до карбоната, затем – до гидрокарбоната:



Подвижные гидроксильные ионы заменяются на менее подвижные ионы CO_3^{2-} и HCO_3^- , поэтому удельная проводимость щелочного раствора сильно зависит от количества поглощенного углекислого газа, что позволяет получить высокую чувствительность анализа. Описанная установка обеспечивает количественное поглощение CO_2 , образовавшегося в результате окисления органических соединений в пробе воды, раствором щелочи. С помощью адекватной математической модели можно по изменению удельной проводимости щелочного раствора определить массу поглощенного CO_2 .

Примеры построения теоретических кривых кондуктометрического титрования описаны в [5], [9]. В данном случае для математической модели взаимодействия NaOH и CO_2 были использованы значения констант диссоциации угольной кислоты, подвижностей ионных пар и уровень приближений теории, приведенные в [9]. Можно получить функциональную зависимость удельной проводимости L [мкСм/см] раствора NaOH от массы m [мг] поглощенного углекислого газа (рис. 2), которая учитывает гидролиз ионов CO_3^{2-} и HCO_3^- , а также автопротолиз воды. Из рис. 2 видно, что функция $L(m)$ убывает по мере поглощения углекислого газа вплоть до второй точки эквивалентности, т. е. до полного превращения щелочи в гидрокарбонат.

Дальнейшее поглощение CO_2 не приводит к заметному изменению удельной проводимости раствора. Для анализа лучше использовать начальный участок кривой, соответствующий неполному превращению щелочи в карбонат, поскольку в этой области чувствительность системы (скорость падения величины L) максимальна. Для проверки адекватности математической модели $L(m)$ были проведены измерения удельной проводимости модельных систем, полученных смешиванием растворов NaOH и NaHCO_3 в различных соотношениях (экспериментальные точки обозначены кружками на рис. 2).

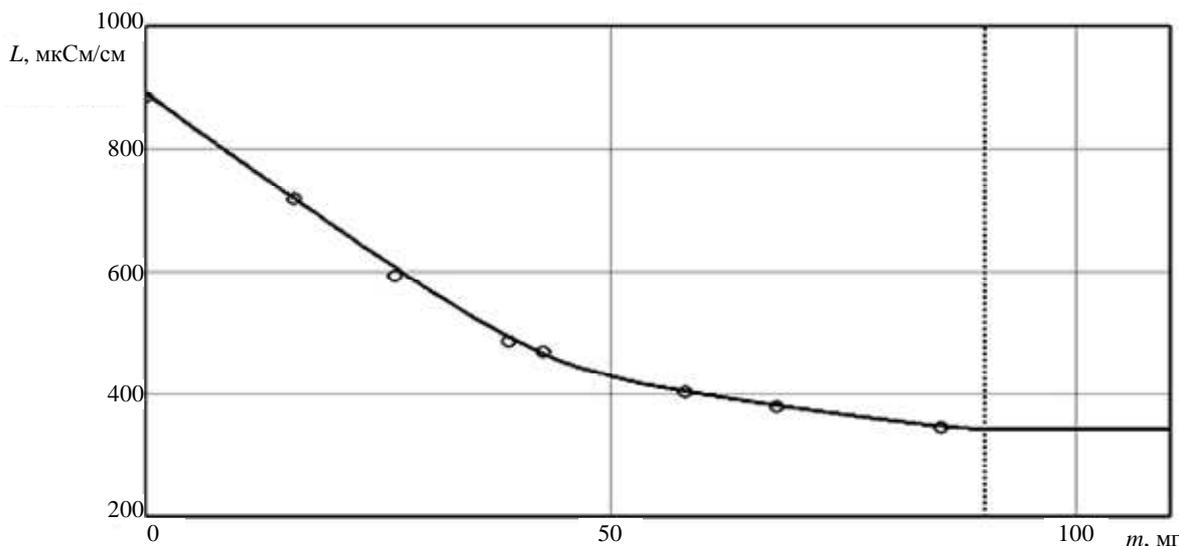


Рис. 2

Зависимость $L(m)$ получали для каждого использованного в анализе раствора щелочи, при этом начальную концентрацию NaOH выбирали так, чтобы данного раствора хватило для анализа нескольких проб воды. С использованием описанного математического аппарата для каждого раствора NaOH получали обратную зависимость $m(L)$, которая позволяет определить массу поглощенного CO_2 по значению удельной проводимости в любой момент времени.

Проведение анализов и обработка результатов. Для проведения анализов использовались следующие реактивы: концентрированная серная кислота «хч»; бихромат калия «чда», соль Мора «хч», фенантролин «чда», сульфат железа (II) «чда».

Методика применялась для анализа образцов воды, полученных после проведения очистки модельного стока комбинированным методом с применением сульфата железа (II) и электрокоагуляции на алюминиевых электродах [4].

Раствор бихромата калия готовили в соответствии с полевой методикой определения ХПК [3, с. 203]: навеску 6.129 г препарата помещали в мерную колбу на 0.5 л, добавляли бидистиллированную воду до метки и перемешивали до растворения осадка.

Раствор гидроксида натрия готовили весовым методом в поглотителе 2 (см. рис. 1). Чистый сухой поглотитель взвешивали, затем наливали в поглотитель примерно 0.5 л свежеприготовленной деионизированной воды, добавляли навеску (около 2 г) маточного раствора NaOH (7.86 г гидроксида натрия «хч» на 200 г воды), перемешивали, взвешивали поглотитель с раствором. Определяли суммарную массу раствора, рассчитывали его concentra-

цию, полученные данные использовали для построения функций $L(m)$ и $m(L)$ (см. ранее).

Поглотитель с раствором NaOH присоединяли к установке в соответствии с рис. 1, термостатировали в течение 30...40 мин при перемешивании раствора в поглотителе и включенном компрессоре, при этом вместо реактора 1 ставили пустую колбу на 100 мл. Значения удельной проводимости щелочного раствора в поглотителе передавались в персональный компьютер и отображались в реальном времени в виде графика. Измерения проводились с частотой 10 раз в минуту.

Предварительные испытания экспериментальной установки показали, что раствор щелочи в поглотителе невозможно полностью стабилизировать: наблюдалось плавное снижение (дрейф) удельной проводимости раствора во времени, в зависимости от расхода воздуха в компрессоре. Это явление обусловлено диффузией углекислого газа из окружающей среды в щелочной раствор через стенки поглотителя и шлангов. При обработке результатов анализов дрейф удельной проводимости учитывали. Расход воздуха устанавливали так, чтобы барботировать через поглотитель 2–3 пузырька газа в секунду. При этом дрейф величины $L(t)$ находился в пределах 0.3...0.5 мкСм/мин, что примерно соответствует 0.03...0.05 мг CO_2 в минуту.

Пробу воды для анализа в количестве 0.5 или 1.0 мл помещали в коническую колбу на 100 мл, со шлифом, совместимым с насадкой для реактора (см. рис. 1). К пробе добавляли 10 мл раствора бихромата калия. При анализе нескольких образцов можно заранее смешать каждый образец с раствором бихромата в отдельной колбе.

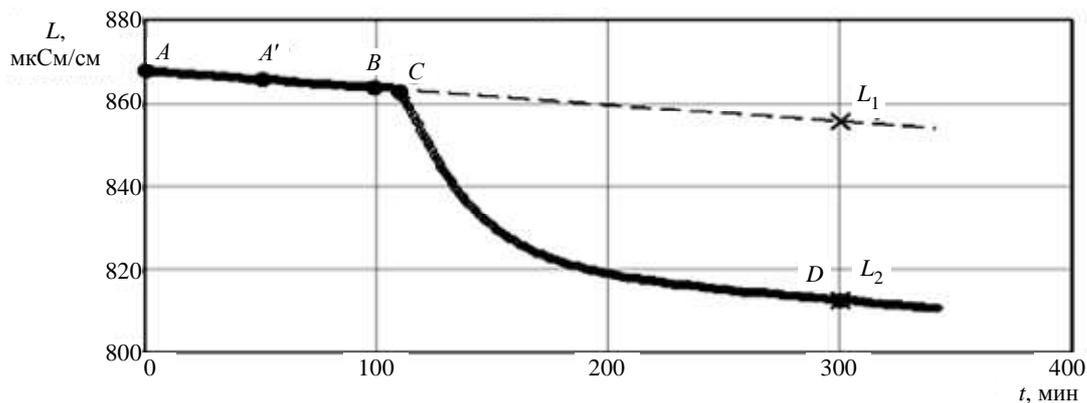


Рис. 3

При выключенном компрессоре заменяли пустую колбу реактора на колбу со смесью образца воды и раствора бихромата. Затем включали компрессор и выдерживали 10 мин для вычисления и последующего учета дрейфа удельной проводимости раствора в поглотителе (участок $A-B$, рис. 3). В дальнейшем оказалось, что более корректно учитывать дрейф в интервале 5...10 мин от начала опыта (участок $A'-B$, рис. 3), при этом устраняется некоторая нелинейность дрейфа, связанная с вводом в процесс небольшого количества CO_2 из воздуха при смене колбы-реактора.

После выдержки выключали компрессор, снимали шланг с трубки 4 ввода газа в реактор (см. рис. 1). Через трубку 4 с помощью шприца осторожно вливали в реактор 1 21...22 мл серной кислоты. Одевали шланг на трубку 4, перемешивали компоненты покачиванием реактора и выдерживали 1...2 мин (участок $B-C$, рис. 3). При этом смесь в реакторе разогревалась за счет разбавления серной кислоты и начиналась реакция окисления органических веществ в пробе. Включали компрессор и продолжали регистрировать зависимость $L(t)$, пока с начала опыта не прошло 30...35 мин. По виду кривой $L(t)$ можно наблюдать ход реакции. Через 30 мин от начала опыта реакцию считали оконченной (точка D , рис. 3). Далее выключали компрессор, прекращали регистрацию $L(t)$, реакционную колбу 1 снимали с насадки, насадку промывали бидистиллированной водой. При необходимости заменяли колбу 1 на такую же колбу со смесью другого образца и раствора бихромата и проводили следующий анализ, как описано ранее.

Для определения массы CO_2 , выделившегося при окислении органических веществ в пробе воды, линейный участок $A'-B$ зависимости $L(t)$ (рис. 3) обрабатывали методом линейной регрессии. Полученную прямую экстраполировали на время 30 мин с начала опыта и находили значение

L_1 , которое соответствует удельной проводимости щелочного раствора до проведения реакции окисления с учетом дрейфа $L(t)$.

Из экспериментальной зависимости $L(t)$ при $t = 30$ мин находили значение L_2 , соответствующее удельной проводимости раствора после окончания реакции. С помощью математической модели (функция $m(L)$) находили массу CO_2 как $m(\text{CO}_2) = m(L_2) - m(L_1)$. Если объем пробы воды отличался от 1 мл, результат анализа $m(\text{CO}_2)$ пересчитывали на 1 мл пробы. ХПК пробы рассчитывали с учетом коэффициента $K_{\text{O}/\text{CO}_2} = 0.929$ (см. ранее).

Обсуждение результатов. Для тестирования методики использовали стандарт – раствор бифталата калия (290 мг препарата квалификации «чда» на 100 г бидистиллированной воды). Такая концентрация соответствует выделению 5 мг CO_2 из 1 мл раствора при условии полного окисления бифталата. Параллельно проводили холостые опыты, в которых вместо пробы воды в реакцию вводили такой же объем бидистиллированной воды.

Статистическая обработка (среднее значение \pm среднеквадратичное отклонение) 5 холостых опытов дала 0.142 ± 0.072 мг CO_2 на 1 г воды, что обусловлено содержанием следов растворенного CO_2 в реактивах. После аналогичной обработки 10 опытов со стандартом получили 4.817 ± 0.142 мг CO_2 на 1 г раствора, что соответствует 96.3 ± 2.8 % теоретического, при этом из полученных значений вычитали результат холостого опыта, проведенного в тот же день. Можно принять погрешность определения как три среднеквадратичных отклонения, то есть $0.142 \cdot 3 = 0.43$ мг CO_2 на 1 г пробы. Погрешность определения может быть уменьшена (а чувствительность увеличена) при использовании более разбавленного раствора щелочи, но при этом емкость этого раствора пропорционально уменьшится.

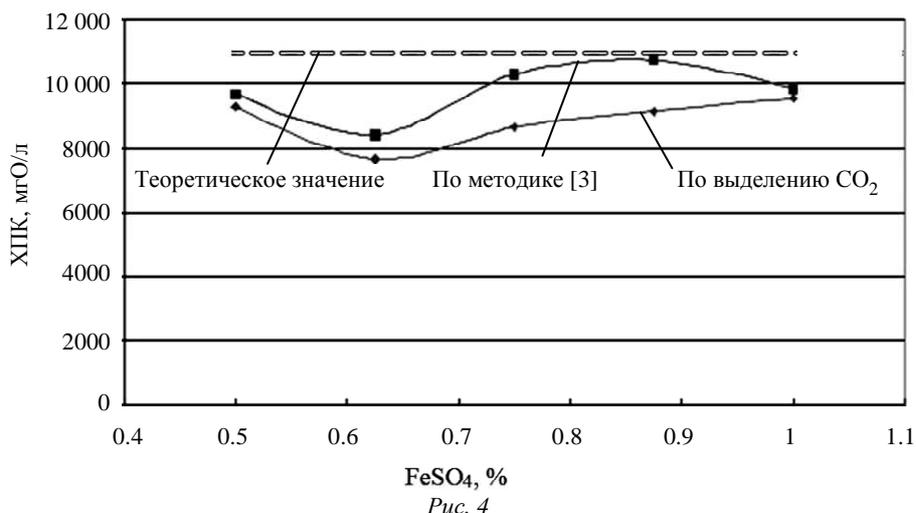


Рис. 4

Реакционную массу из тех же опытов далее обрабатывали в соответствии с методикой, приведенной в [3]: разбавляли водой и титровали избыток бихромата раствором соли Мора в присутствии комплекса фенантролина с двухвалентным железом. Статистическая обработка дала значение ХПК 3.352 ± 0.049 мг кислорода на 1 г раствора, что составляет 98.3 ± 0.015 % от теоретического. Таким образом, обе методики дают сопоставимые результаты. Немного заниженный результат по выделению CO₂ (96.3 %) по сравнению с результатом титрования (98.3 %) можно объяснить тем, что небольшая часть бифталата за 20 мин реакции без применения катализаторов окисляется не полностью, т. е. без выделения углекислого газа.

Результаты определения ХПК в модельных стоках, после очистки, в зависимости от концентрации добавленного сульфата железа (II), представлены на рис. 4.

Из диаграммы (рис. 4) можно сделать вывод, что расчет ХПК по данным о выделении CO₂ дает несколько заниженные значения, по сравнению с результатами, полученными по методике ускоренного определения ХПК, однако формы графиков подобны.

Считаем, что использование кондуктометрического экспресс-метода для оценки ХПК сточных вод возможно с учетом эмпирических поправочных коэффициентов, которые будут оставаться постоянными при анализах проб воды близкого состава.

Следует отметить, что при оценке ХПК кондуктометрическим экспресс-методом окисление проводят без добавления катализатора – сульфата

серебра, время реакции (20 мин) мало по сравнению с арбитражным методом определения ХПК (2 ч). Поэтому при анализе трудноокисляющихся органических веществ результаты могут быть сильно занижены. То же самое относится к летучим веществам, которые могут испаряться из реакционной массы, до того как вступят в реакцию окисления.

Из рис. 4 можно сделать вывод, что оптимальная концентрация осадителя составляет 0.625 г/л, так как в этих условиях наблюдается минимальное значение ХПК модельного стока после очистки.

Таким образом, авторами была разработана методика определения органического углерода, которая может быть применена в том числе для оценки ХПК сточных вод производства ВДЛКМ. Данный метод вполне может быть реализован в рамках лабораторного производственного контроля сточных вод различного происхождения.

Двумя независимыми методами были получены значения ХПК модельных стоков, очищенных комбинированным методом с использованием реагентной коагуляции с применением сульфата железа (II) и электрокоагуляции с применением алюминиевых электродов.

На основании полученных данных был сделан вывод о целесообразности использования очищенной сточной воды в последующих циклах производства, так как допустимым значением ХПК канализационных стоков является значение 300 мгО/л, что в десятки раз ниже полученных значений ХПК очищенного модельного стока.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Лурье Ю. Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод. М.: Химия, 1984.
2. Лурье Ю. Ю., Николаева З. В. Ускоренные методы определения бихроматной окисляемости // Очистка производственных сточных вод: сб. М.: Стройиздат, 1969. № 4. С. 191.
3. Муравьев А. Г. Руководство по определению показателей качества воды полевыми методами. 3-е изд. СПб.: Крисмас+, 2009.
4. Кочуров И. В., Витковская Р. Ф. Использование метода электрокоагуляции для очистки сточной воды производства лакокрасочных материалов // Технология легкой промышленности. 2015. Вып. 2. С. 33–39.
5. Худякова Т. А., Крешков А. П. Теория и практика кондуктометрического и хронокондуктометрического анализа. М.: Химия, 1976. 304 с.
6. Greenfield S. A Conductimetric Micro Method for Determining Carbon in Organic Compounds // Analyst. 1960. Vol. 85, № 1012. P. 486–492.
7. Гельман Н. Э., Ван-Вэнь-Юнь. Кондуктометрическое микроопределение углерода и водорода в органических соединениях // ЖАХ. 1960. Т. 15, вып. 4. С. 487–494.
8. Ivekovic H., Polak V. Konduktometrische Bestimmung von Kohlenstoff in Eisen und Stahl // Monatsh. Chem. 1955. Vol. 86, № 3. P. 485–490.
9. Селитреников А. В., Зевацкий Ю. Э. Исследование кислотно-основных свойств слабых электролитов кондуктометрическим титрованием // ЖОХ. 2015. Т. 85, вып. 1. С. 9–16.

Ya. N. Markov, O. S. Khripunova, Yu. E. Zevatskii
Saint Petersburg Electrotechnical University «LETI»

I. V. Kochurov, A. V. Selitrenikov
NOVBYTCHEM Company

APPLICATION OF CONDUCTIMETRIC EXPRESS METHOD FOR ANALYSIS OF ORGANIC CARBON AND ESTIMATING OF COD IN WASTE-WATER FROM WATER-BASED PAINT MANUFACTURE PURIFIED WITH COMBINED METHOD

A method was developed for organic carbon analysis in water, based on liquid-phase oxidation of organic species with potassium dichromate in sulphuric acid media and conductimetric detection of carbon dioxide evolved. Method was applied for estimating COD of paint manufacture waste-water samples.

Organic carbon, COD, waste-water, conductimetric analysis
