

Влияние параметров коронного разряда на сорбционные свойства березового опада по отношению к ионам железа

А. Ш. Шаймарданова^а, И. Г. Шайхиев^а, М. Ф. Галиханов^а,
С. В. Степанова^а, И. Р. Низамеев^б, А. А. Гужова^а

^аФГБОУ ВО «Казанский национальный исследовательский технологический университет»,
ул. К. Маркса, 68, г. Казань, 420015, Российская Федерация, e-mail: office@kstu.ru

^бФГБОУ ВО «Казанский национальный исследовательский технический университет им. А.Н. Туполева-КАИ»,
ул. К. Маркса, 10, г. Казань, 420111, Российская Федерация, e-mail: kai@kstu-kai.ru

Проведена обработка березового листового опада в постоянном коронном разряде с целью увеличения сорбционной емкости применительно к ионам Fe^{2+} и Fe^{3+} . Показано, что коронная обработка способствует увеличению сорбционной емкости березового листового опада по отношению к ионам железа. Определены параметры (напряжение и время поляризации) коронной обработки, при которых достигается наибольшая сорбционная емкость листы березы. Рассчитаны термодинамические параметры процесса. Полученные значения энергии активации (13,39 кДж/моль для ионов Fe^{2+} и 14,56 кДж/моль для ионов Fe^{3+}) подчиняются законам физической сорбции.

Ключевые слова: березовый опад, сорбция, ионы железа, униполярный коронный разряд, энергия активации.

УДК 541.183

ВВЕДЕНИЕ

Рациональное использование водных ресурсов является одной из актуальных задач современности, в решении которых большая роль отводится очистке сточных вод различных производств. Важное значение имеет контроль за содержанием соединений тяжелых металлов в сточных водах. Во всех превращениях, происходящих в окружающей среде с различными веществами, металлы не исчезают, а вступают в различные взаимодействия, включающие и получение водорастворимых соединений.

Как показывает анализ природных вод, в последних наблюдается высокое содержание ионов железа в сравнении с другими ионами тяжелых металлов (ИТМ). Соединения железа, в зависимости от степени его окисления (+2 или +3), могут находиться в природных и сточных водах в растворенном, коллоидном состоянии или в виде осадка, образуя различные химические соединения. Катионы Fe^{3+} в растворах полностью гидролизуются, образуя нерастворимый гидроксид $Fe(OH)_3$, который находится в воде в виде коллоидных частиц очень малого размера (менее 1 мкм), нерастворимых в воде и трудно поддающихся фильтрации. Из-за своего малого размера и высокого поверхностного заряда они отталкиваются друг от друга, не агломерируя в более крупные образования. В этой связи коллоидные частицы находятся в растворе во взвешенном состоянии, не осаждаются, создают в воде суспензии и придают цветность и мутность исходной воде. При содержа-

нии железа выше 1 мг/дм³ вода становится мутной с характерным металлическим привкусом, практически неприемлемой как для технического, так и для питьевого водоснабжения. Именно поэтому удаление железа и его соединений из воды (обезжелезивание), понижение их концентрации до допустимых норм является одной из самых насущных задач водоподготовки и водоочистки.

В последние годы в мировом научном сообществе интенсивно развивается новое инновационное направление – использование отходов промышленного и сельскохозяйственного производства для удаления загрязнений, в том числе ИТМ, из водных сред [1–10]. Особую группу сорбционных материалов (СМ) для удаления загрязняющих веществ из водных сред составляют отходы деревопереработки. Последние, являясь целлюлозосодержащим сырьем, широко применяются для удаления ИТМ из природных и сточных вод [11–18].

Имеется ряд работ по удалению ионов Fe^{2+} и Fe^{3+} с использованием отходов деревопереработки. В частности, указывается на извлечение ионов Fe^{3+} опилками липы (*Tilia*), тополя (*Samsun Clone*) и бука европейского (*Fagus Sylvatica*) [19]. Проведенная оценка сорбционной емкости древесины березы и ели по отношению к широкому ряду ИТМ показала, что наибольшие сорбционные характеристики названных реагентов наблюдаются применительно к ионам Fe^{3+} [20]. Также определены сорбционные показатели опилок различных пород деревьев по отношению к ионам Fe^{2+} [21]. В отличие от данных, приведен-

Таблица 1. Состав листьев березы

Составные части	<i>Betula populus</i> листья, % от сухой навески
Целлюлоза	25,2
Лигнин	34,2
Пентозаны	17,9
Полиуроновые кислоты	12,2
Вещества, растворимые в горячей воде	32,5
Вещества, растворимые в серном эфире	8,42
Вещества, растворимые в спиртобензольной смеси (1:1)	14,7
Метоксильные группы (-OCH ₃)	2,3
Зольность	4,22
Легкогидролизуемые вещества (РВ)	17,6
Метоксильные группы (-OCH ₃) в лигнине	2,77

ных в сообщении [20], в работе [11] указывается, что опилы деревьев имеют невысокую сорбционную емкость по ионам Fe²⁺. Однако объем образующихся опилок невысок в сравнении с объемами ионов железа.

Гораздо больший интерес в качестве СМ представляет листовая биомасса, появляющаяся ежегодно в огромных количествах. В зарубежных источниках большое внимание уделяется использованию для удаления ИТМ листы различных видов деревьев, но они, как правило, имеют невысокие значения сорбционной емкости по ионам металлов [21–30]. В настоящее время возможности модификации сорбционных материалов для увеличения сорбционной емкости по ИТМ с использованием традиционных методов (химическая модификация, плазменная и термическая обработка и т.д.) практически исчерпаны. К тому же традиционные методы модификации имеют ряд недостатков: высокую трудоемкость процессов и их относительно небольшую эффективность. Одной из наиболее перспективных технологий модификации сорбентов является обработка в электростатическом поле, при которой реагенты подвергаются обработке электрическим разрядом коронного типа. Униполярный коронный разряд широко применяется для модификации структуры и свойств полимеров, в т.ч. природного (растительного или животного) происхождения [31–33]. Данное обстоятельство связано с простотой аппаратного оформления процесса, невысокой энергоемкостью и опытом практического использования [34, 35].

В свете вышеизложенного цель данной работы – исследование возможности увеличения максимальной сорбционной емкости листовой биомассы по отношению к ионам Fe²⁺ и Fe³⁺ путем обработки в поле униполярного коронного разряда.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

В качестве сорбционного материала для удаления ионов Fe²⁺ и Fe³⁺ из модельных водных растворов исследовались листья березы обыкновенной (*Betula populus*). В работе использовался листовая опад, собранный на территории г. Казани (Россия) осенью 2015 г.

Химический состав листьев березы (в % абсолютно сухой навески) представлен в табл. 1 [36].

Обработка образцов осуществлялась в поле униполярного (отрицательного) коронного разряда. В качестве образцов использовались пластины квадратной формы, изготовленные из СМ. Площадь образцов составила 900 мм², масса – 200 мг. Схема коронирующей установки представлена на рис. 1. Коронирующий электрод состоит из 196 заостренных игл, равномерно расположенных на площади 49 см² в виде квадрата. Расстояние между образцом и электродом составляло 20 мм, напряжение поляризации ($U_{пол}$) и время поляризации ($t_{пол}$) варьировались.

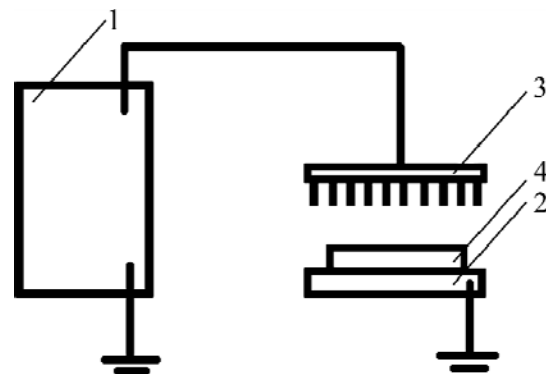


Рис. 1. Схема экспериментальной установки для обработки в коронном разряде: 1 – источник напряжения коронирующего электрода; 2 – заземленный электрод; 3 – коронирующий электрод; 4 – образец.

Для нахождения параметров процесса, при которых достигается максимальная сорбционная емкость березового опада (БО), коронная обра-

ботка первоначально осуществлялась при различных напряжениях поляризации и постоянном времени поляризации ($t_{пол} = \text{const}$), а затем при различном времени поляризации и постоянном напряжении поляризации ($U_{пол} = \text{const}$).

Измерение потенциала поверхности V_s , эффективной поверхностной плотности зарядов $\sigma_{эф}$ и напряженности электрического поля E исследуемых образцов проводилось методом периодического экранирования приемного электрода с помощью измерителя параметров электростатического поля марки «ИПЭП-1». Погрешность измерения значений V_s , E и $\sigma_{эф}$ не превышала 3%.

Поверхность исходного сорбционного материала и полученных модификатов последнего исследовалась с помощью двухъядерного 3D электронного микроскопа марки «Leica DCM 3D» с разрешением до 0,1 нм.

У полученных после обработки коронным разрядом образцов сорбционного материала определялись значения статической сорбционной емкости по отношению к ионам Fe^{2+} и Fe^{3+} . Для проведения эксперимента в пять плоскодонных колб емкостью 250 см³ помещались навески измельченной листвы фракции до 5 мм и массой по 1 г. Затем в сосуды приливалось по 100 см³ модельных растворов с концентрацией ионов Fe^{2+} , Fe^{3+} , равной 100 мг/дм³. Колбы с находящимися в них навесками сорбционных материалов и растворами плотно закрывались пробками и встряхивались в течение 120 мин. По истечении названного промежутка времени образцы реагента отделялись, остаточные концентрации исследуемых ионов в фильтрах определялись комплексно-метрическим методом, согласно стандартным методикам [37].

Статическая сорбционная емкость березового опада по отношению к ионам Fe^{2+} и Fe^{3+} (A , мг/г) вычислялась по формуле:

$$A = \frac{C_0 - C}{m} \cdot V, \quad (1)$$

где C_0 и C – исходная и конечная концентрации металла в растворе, мг/дм³; V – объем раствора, л; m – масса сорбционного материала, г.

Для определения механизма процесса сорбции находились термодинамические параметры при температурах 10–70°C. Ход проведения эксперимента соответствует описанному выше. Исследования велись в следующих временных интервалах: 20, 40, 60, 80 и 100 мин.

Для расчета термодинамических характеристик сорбции использовали стандартные термодинамические уравнения.

Свободная энергия Гиббса вычислялась по уравнению изотермы адсорбции:

$$\Delta G = -R \cdot T \cdot \text{Ln} K_a, \quad (2)$$

где R – универсальная газовая постоянная, Дж/моль·К; T – температура, К; K_a – константа равновесия адсорбции.

Энтальпия (ΔH) и константа равновесия адсорбции (K_a) связаны уравнением Вант-Гоффа:

$$\frac{d \text{Ln} K_a}{dT} = \frac{\Delta H}{RT^2}. \quad (3)$$

Если в первом приближении допустить, что значение ΔH не зависит от температуры, то уравнение (3) можно преобразовать:

$$\text{Lg} K_a = -\frac{\Delta H}{2,30259 \cdot R \cdot T} + \text{const}. \quad (4)$$

Уравнение (4) преобразовано для расчета ΔH из экспериментальных данных:

$$\text{Lg} \frac{(K_a)_{T_2}}{(K_a)_{T_1}} = \frac{\Delta H}{2,30259 \cdot R} \cdot \left(\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2} \right). \quad (5)$$

Выражение для расчета значения энтропии (ΔS) адсорбции можно вывести из уравнения Гиббса-Гельмгольца:

$$\Delta S = \frac{\Delta H - \Delta G}{T}. \quad (6)$$

Значения констант скорости сорбции ионов Fe^{2+} и Fe^{3+} березовым опадом, полученные при различных температурах, использовались для расчета энергии активации адсорбции (E_a (кДж/моль)) по уравнению Аррениуса:

$$k = A \cdot e^{\left(\frac{E_a}{RT} \right)}. \quad (7)$$

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Униполярный коронный разряд основан на переносе носителей заряда из области электрического разряда в воздушном зазоре между коронирующим электродом и диэлектриком на поверхность или в поверхностные слои диэлектрика. Образующиеся в короне ионы и ионные группы могут взаимодействовать с поверхностью обрабатываемых материалов. Некоторые из них вызывают различные химические изменения на поверхности диэлектрика, другие проникают в объем материала, попадая в так называемые энергетические ловушки [34, 35]. Данные носители заряда, осаждаемые на поверхности, образуют постоянное электрическое поле в объеме материала, что вызывает дополнительное распределение зарядов или

Таблица 2. Сорбционная емкость березового листового опада при различных напряжениях коронной обработки ($t_{пол} = 30$ с)

$U_{пол}$, кВ	10	20	30	40	Исходное
A по ионам Fe^{2+} , мг/г	4,27	4,29	5,37	5,46	4,30
A по ионам Fe^{3+} , мг/г	4,61	4,59	5,79	5,80	4,62

Таблица 3. Сорбционная емкость березового листового опада при постоянном напряжении ($U_{пол} = 30$ кВ) и различном времени коронной обработки

$t_{пол}$, с	15	30	45	60	Исходное
A по ионам Fe^{2+} , мг/г	4,13	5,37	5,64	5,69	4,30
A по ионам Fe^{3+} , мг/г	4,56	5,79	6,12	6,14	4,62

ориентацию полярных структур в структуре диэлектрика.

В табл. 2 представлены результаты по статической сорбционной емкости образцов, рассчитанной согласно уравнению (1) в зависимости от параметров коронной обработки.

Установлено, что с увеличением напряжения поляризации сорбционная емкость увеличивается и достигает максимума при $U_{пол} = 40$ кВ. Однако, сравнивая результаты сорбционной емкости березового опада, обработанного коронным разрядом при $U_{пол} = 30$ кВ и 40 кВ, очевидно, что разница незначительна и составляет $0,01 \div 0,09$ мг/г. В этой связи, исходя из экономических соображений, целесообразнее проводить обработку сорбционного материала при $U_{пол} = 30$ кВ (табл. 2).

В табл. 3 представлены результаты по статической сорбционной емкости образцов, рассчитанной согласно уравнению (1) при постоянном напряжении ($U_{пол} = 30$ кВ) и различном времени коронной обработки.

Как следует из приведенных в табл. 3 данных, значения сорбционной емкости при воздействии коронного разряда в течение 45 и 60 с практически адекватны. В этой связи можно констатировать, что коронообработка в течение 45 с при $U_{пол} = 30$ кВ наиболее оптимальна.

Установлено, что при оптимальных значениях коронообработки ($U_{пол} = 30$ кВ, $t_{пол} = 45$ с) статическая сорбционная емкость A мг/г для ионов Fe^{2+} составила 5,64 мг/г, для ионов Fe^{3+} – 6,12 мг/г (табл. 3).

Увеличение сорбционной емкости березового листового опада при обработке в отрицательном коронном разряде может быть вызвано несколькими причинами.

Во-первых, речь может идти об изменениях структуры поверхности сорбционного материала, что подтверждается микроскопическими исследованиями, проведенными на электронном микроскопе марки «Leica DCM 3D». Результаты исследований представлены в виде топографических снимков определенных участков поверх-

ности исходного и подвергнутого воздействию коронного разряда опада березы (рис. 2).

После обработки в поле униполярного коронного разряда на поверхности сорбционного материала происходит сглаживание выступающих фрагментов. Данные выводы подкрепляются статистическими данными шероховатости поверхности (Sq , мкм): значение названного показателя для образца, обработанного в поле униполярного коронного разряда (8,6 мкм), оказалось примерно в 4 раза меньше, чем у исходного (32,5 мкм).

Во-вторых, увеличение сорбционной емкости березового опада может наблюдаться за счет электростатического взаимодействия отрицательно заряженной поверхности СМ и положительных ионов металлов. Значения заряда березовых листьев сразу после коронной обработки ($V_s = 0,313$ кВ, $E = 19,6$ кВ/м, $\sigma_{эф} = 0,172$ мкКл/м²) позволяют считать данную причину довольно значимой. Ионнообменные свойства целлюлозе сообщают карбоксильные группы без учета их месторасположения, то есть боковые или концевые. Целлюлоза в этом случае представляет собой слабую поликислоту, протоны которой обмениваются на катионы металла [38]. При адсорбции полярных молекул на адсорбенте, имеющем на поверхности ионы или диполи, возникает взаимодействие диполя адсорбата с электростатическим полем адсорбента. Молекулы адсорбата, обладающие периферически расположенными диполями (например, молекулы воды), ориентируются в электростатическом поле адсорбента; возникает так называемое ориентационное кулоновское взаимодействие [39].

В-третьих, увеличение сорбционной емкости березового опада к положительным ионам железа может быть связано с увеличением потенциала двойного электрического слоя (ДЭС) на поверхности свободных сегментов волокон и в коагуляционных контактах. Образование ДЭС является самопроизвольно проявляющим себя свойством растительного волокна [33], а в данном случае электрокинетический потенциал ДЭС

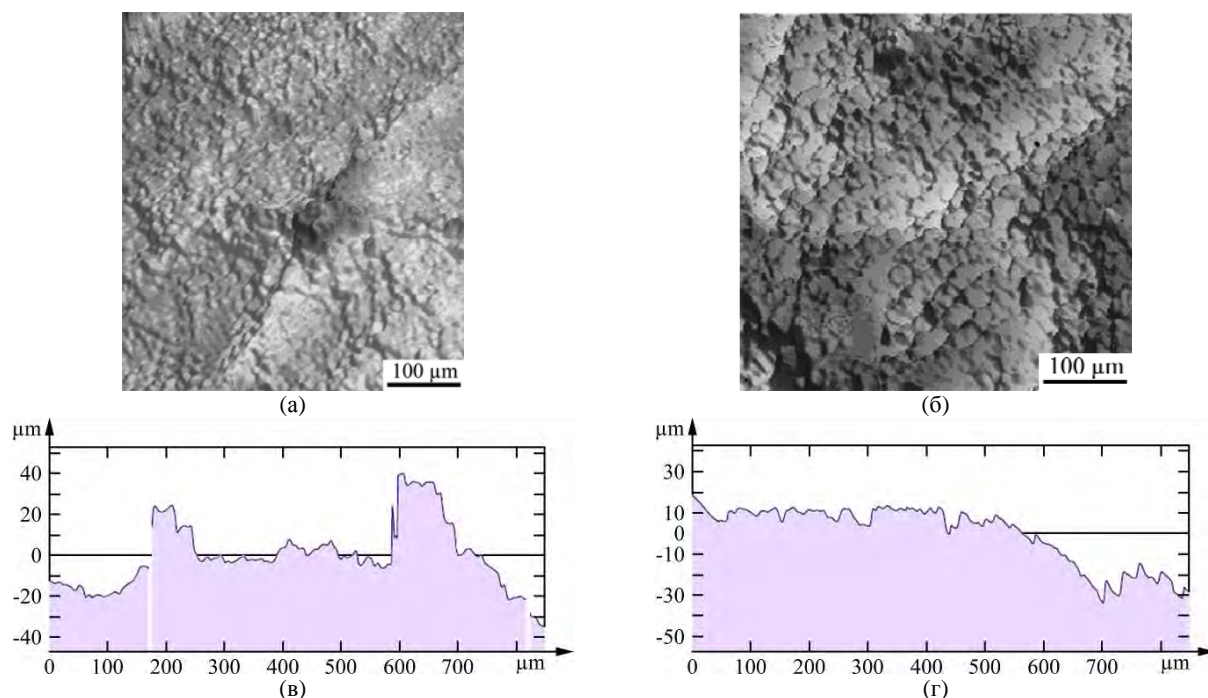


Рис. 2. Микрофотографии поверхности (а, б) с соответствующими графиками распределения выступов на поверхности (в, г): (а), (в) – исходного образца; (б), (г) – образца после коронной обработки (при $U_{пол} = 30$ кВ и $t_{пол} = 45$ с).



Рис. 3. Изображения краевого угла смачивания каплей дистиллированной воды с поверхности сорбционного материала: (а) исходный опад листьев березы; (б) опад, обработанный в коронном разряде (при $U_{пол} = 30$ кВ и $t_{пол} = 45$ с).

наверняка изменяется (растет) при обработке опада березы в униполярном коронном разряде, учитывая, что в отрицательной короне на воздухе образуются ионы O^{2-} , CO^{3-} , $(H_2O)_nCO^{3-}$, которые осаждаются на поверхности обрабатываемого материала [35].

В-четвертых, изменение сорбционной емкости березового опада при обработке в коронном разряде может происходить вследствие изменения его свободной поверхностной энергии. Экспериментальным критерием характера поверхности является величина краевого угла смачивания трехфазного контакта: капля жидкости помещается (в газовой среде) на непористую гладкую поверхность и измеряется ее контактный угол. На рис. 3 приведены фотографии капли дистиллированной воды на поверхности исходного сорбционного материала и после коронной обработки, а также значения краевого угла смачивания. В результате обработки в поле отрицательного коронного разряда значение краевого угла смачивания листы березы каплей дистиллированной воды уменьшается и составляет $\alpha = 69,7^\circ$ (рис. 3б), следовательно, поверхность становится более гидрофильной. Изме-

нение поверхностных свойств целлюлозно-бумажных и полимерных материалов при обработке в униполярном коронном разряде наблюдалось и ранее [33, 40].

В табл. 4 приведены термодинамические параметры сорбции, рассчитанные по формулам (2–7). Исследование влияния температуры на кинетические и емкостные характеристики сорбционного материала показало, что с ростом температуры сорбционная емкость исследуемых образцов по ионам Fe^{2+} , Fe^{3+} понижается. Данное обстоятельство подтверждает, что в качестве лимитирующей стадии выступает процесс физической сорбции ионов Fe^{2+} и Fe^{3+} сорбционным материалом. Однако не исключена также химическая природа процесса за счет возможности взаимодействия ионов железа с функциональными группами лигнина, такими как метоксильные ($-OCH_3$), гидроксильные ($-OH$), карбонильные ($-CO$) и карбоксильные ($-C(O)OH$).

Найденные параметры адсорбционного взаимодействия дают возможность прогнозировать технологические процессы для практических задач по количеству расхода сорбционного мате-

Таблица 4. Основные термодинамические параметры сорбции ионов Fe^{2+} и Fe^{3+} БО, обработанного в поле унифицированного коронного разряда при $U_{\text{пол}} = 30$ кВ, $t_{\text{пол}} = 45$ с

Определяемая характеристика	Температура, К	Ионы	
		Fe^{2+}	Fe^{3+}
$-\Delta G$, кДж/моль	283	0,23	1,24
	298	1,10	1,45
	313	0,99	1,33
	328	1,26	1,16
	343	0,23	0,52
ΔH , кДж/моль		0,08	-4,55
ΔS , Дж/моль·К	283	1,102	-11,67
	298	0,40	-1,04
	313	0,34	-1,03
	328	0,41	-1,03
	343	0,09	-1,17
E_d , кДж/моль		13,39	14,56

риала для эффективного извлечения ионов железа из сточных вод, для расчета параметров сорбционной установки и интенсификации ее работы.

ВЫВОДЫ

1. Впервые проведена обработка листового опада в поле униполярного (отрицательного) коронного разряда с целью увеличения максимальной сорбционной емкости листьев березы по отношению к ионам Fe^{2+} и Fe^{3+} .

2. Установлено, что при оптимальных параметрах коронообработки ($U_{\text{пол}} = 30$ кВ, $t_{\text{пол}} = 45$ с) сорбционная емкость увеличивается и достигает 5,64 мг/г для ионов Fe^{2+} и 6,12 мг/г для ионов Fe^{3+} .

Данное увеличение наблюдается вследствие изменения свободной поверхностной энергии сорбента за счет электростатического взаимодействия отрицательно заряженной поверхности сорбционного материала и положительных ионов металлов.

3. Показано, что воздействие коронного разряда способствует сглаживанию поверхности листового опада, а также гидрофилизации последнего.

ЛИТЕРАТУРА

1. Moonis A.K., Rifaqat A.K., Mohammad A. *JIEAS*. 2004, **3**(2), 101–141.
2. Febrianto J., Kosasih A.N., Sunarso J., Ju Y. et al. *J Hazard Mater*. 2009, **162**, 616–645.
3. Nguyen T.A.N., Ngo H.H., Guo W.S., Zhang J. et al. *Bioresource Technology*. 2013, **148**, 574–585.
4. Bilal M., Shah J.A., Ashfaq T., Hussain Gardazi S.M. et al. *J Hazard Mater*. 2013, **263**, 322–333.
5. Miretzky P., Cirelli A.F. *J Hazard Mater*. 2010, **180**, 1–19.
6. Lesmana S.O., Novie F., Soetaredjo F.E., Sunarso J. et al. *Biochem Eng J*. 2009, **44**(1), 19–41.
7. Xuejiao Y., Keisuke I., Robert L., Yue H. et al. *Water Environ Res*. 2010, **82**(10), 1396–1425.
8. Wan Ngah W.S., Hanafiah M.A. *Bioresourse Technol*. 2008, **99**(10), 3935–3948.
9. Ahmaruzzaman M. *Adv Colloid Interfac*. 2011, **166**(1–2), 36–59.
10. Zhao G., Wu X., Tan X., Wang X. *TOCollSJ*. 2011, (4), 19–31.
11. Stankovic V., Bozic D., Gorgievsk M., Bogdanovic G. *Chem Ind Chem Eng Q*. 2009, **15**(4), 237–249.
12. Ndibewu P.P., Robert L.M., Sharon N.M., Rob I. et al. *J Mater Sci Eng*. 2011, (1), 843–853.
13. Salman M., Athar M., Farooq U. *Rev Environ Sci Bio*. 2015, **14**(2), 211–228.
14. Ravindra K.G., Ackmez M., Giusy L., Mahesh C.C. *JECE*. 2014, **2**(1), 239–259.
15. Yari A.R., Siboni M.S., Hashemi S., Alizadeh M. *Arch Hyg Sci*. 2013, **2**(3), 114–124.
16. Babel S., Kurniawan T.A. *J Hazard Mater*. 2003, **97**(1–3), 219–243.
17. Ahmad T., Danish M., Rafatullah M., Ghazali A. et al. *Environ Sci Pollut R*. 2012, **19**(5), 464–1484.
18. Arief V.O., Trilestari K., Sunarso J., Indraswati N. et al. *Clean*. 2008, **36**(12), 937–962
19. Bozic D., Stankovic V., Gorgievski M., Bogdanovic G. et al. *J Hazard Mater*. 2009, **171**(1–3), 684–692.
20. Su P., Granholm K., Pranovich A., Harju L. et al. *Bio Resources*. 2012, **7**(2), 2141–2155.
21. Awwad A.M., Farhan A.M. *Amer J Chem*. 2012, **2**(4), 238–244.
22. Rao K.S., Anand S., Paladugu Venkateswarlu P. *Clean-Soil, Air Water*. 2011, **39**(4), 384–391.
23. Babatunde O., Abayomi O., Anomo A. *OJAS*. 2014, **7**(2), 43–56.
24. Thilagavathy P., Santhi T. *Research in Chemistry and Environment*. 2014, **4** (Issue 3), 139–148.

25. Bhattacharyya K., Sarma A., Barua P. *World Environmental and Water Resources Congress*. 2011, 4453–4468.
26. Rathnakumar S., Sheeja R.Y., Murugesan T. *World Academy of Science, Engineering and Technology*. 2009, (32), 764–768.
27. Chakravarty S., Mohanty A., Sudha T., Upadhyay A.K., Konar J., Sircar J.K., Madhukar A., Gupta K.K. *Journal of Hazardous Materials*. 2010, **173**(1–3), 502–509.
28. Kumar Y.P., King P., Prasad V. *Chem Eng J*. 2006, **124**(1), 63–70.
29. Thilagavathy P., Santhi T. *Int J Sci Res*. 2014, **3**(5), 308–314.
30. Zolgharnein J., Shahmoradi A. *Journal of Chemical and Engineering*. 2010, **55**(11), 5040–5049.
31. Bobritskaya E.I., Castro R.A., Temnov D.E. *Physics of the Solid State*. 2013, **55**(1), 225–228.
32. Guzhova A., Yovcheva T., Viraneva A. *Bulgarian Chemical Communications*. 2015, **47**(Special Issue B), 115–120.
33. Perepelkina A.A., Galikhanov M.F., Musina L.R. *Surf Eng Appl Electrochem*. 2015, **51**(2), 138–142.
34. Kestelman V.N., Pinchuk L.S., Goldade V.A. *Electrets in Engineering: Fundamentals and Applications*. Boston-Dordrecht-London: Kluwer Acad. Publ., 2000. 281 p.
35. Yovcheva T. *Corona Charging of Synthetic Polymer Films*. New York: Nova Science Publishers Inc, 2010. 60 p.
36. Алексеева А.А., Шайхиев И.Г., Степанова С.В. *Известия Уфимского научного центра РАН*. 2015, (3), 19–30.
37. Lurie Y.Y. *Analytical Chemistry of Industrial Wastewater*. M.: Chemistry, 1984. 285 p.
38. Heymann E., Rabinov G. *J. Chemical Physics*. 1941, **5**(8), 1152–1166.
39. Bratchikova I.G., Pylinina A.I., Platonov E.A., Danilova M.N., Isaeva N.Yu., Yagodovski V.D. *Russian Journal of Physical Chemistry*. 2015, **89**(1), 108–113.
40. Dryakhlov V.O., Nikitina M.Yu., Shaikhiev I.G., Galikhanov M.F., Shaikhiev T.I., Bonev B.S. *Surf Eng Appl Electrochem*. 2015, **51**(4), 406–411.

Поступила 20.05.16

После доработки 30.05.16

Summary

Processing of birch leaf litter in a DC corona discharge was carried out so as to increase sorption capacity in relation to ions of iron (II) and (III). It is shown that the corona treatment increases the sorption capacity of birch leaf litter in relation to the ions of Fe^{2+} – 31%, Fe^{3+} – 32%. Certain parameters (voltage and time of polarization) of the corona treatment were defined, in which the maximal sorption capacity of the leaves of the birch. The calculated thermodynamic parameters of the process. The obtained values of the activation energy (13.39 kJ/mol for Fe^{2+} ions and 14.56 kJ/mol for Fe^{3+} ions) obey the laws of physical adsorption.

Keywords: birch litter, sorption, iron ions, unipolar corona discharge, activation energy.