
ИНЖЕНЕРНЫЕ СИСТЕМЫ ЖИЗНЕОБЕСПЕЧЕНИЯ НАСЕЛЕННЫХ МЕСТ, ЗДАНИЙ И СООРУЖЕНИЙ. ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ СТРОИТЕЛЬСТВА

LIFE MAINTENANCE ENGINEERING SYSTEMS OF THE INHABITED LOCALITIES, BUILDINGS AND STRUCTURES. ECOLOGICAL SAFETY OF CONSTRUCTION

Известия вузов. Строительство. 2022. № 3. С. 33–45.

ISSN 0536-1052

News of Higher Educational Institutions. Construction. 2022; (3): 33–45.

ISSN 0536-1052

Научная статья

УДК 628.337

DOI: 10.32683/0536-1052-2022-759-3-33-45

ДЕНИТРИФИКАЦИЯ ПРОМЫШЛЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД МЕТОДОМ ЭЛЕКТРОКОАГУЛЯЦИИ

**Анатолий Александрович Рязанцев, Дмитрий Владимирович Глазков,
Дарья Анатольевна Яковлева**

Сибирский государственный университет путей сообщения, Новосибирск, Россия

Аннотация. Представлены результаты удаления нитратов из модельных растворов, содержащих 100–2000 мг/л NO_3^- и 1000 мг/л CaCl_2 , путем адсорбции на поверхности гидроксидов, образованных анодным окислением электродов из алюминиевого сплава. Электролиз растворов проводили при анодной плотности тока $J = 23,6$ мА/см². Полученные данные могут быть в значительной степени представлены кинетической моделью псевдвторого порядка. Расход алюминия составляет 1,7 моль Al/моль NO_3^- для растворов с исходной концентрацией нитратов 2170 мг/л. Введение в раствор в процессе электролиза суспензии гидроксида магния и последующее «старение» осадка позволяет снизить расход алюминия до 0,8 моль на 1 моль NO_3^- . Требуемое количество $\text{Mg}(\text{OH})_2$ составляет 0,8 моль на 1 моль NO_3^- . При этом расход энергии в балансе электролизера снижается с 3,9 до 1,8 МДж/моль NO_3^- .

Ключевые слова: электрокоагуляция, удаление нитратов, Al анод/катод

Для цитирования: Рязанцев А.А., Глазков Д.В., Яковлева Д.А. Денитрификация промышленных сточных вод методом электрокоагуляции // Известия вузов. Строительство. 2022. № 3. С. 33–45. DOI: 10.32683/0536-1052-2022-759-3-33-45.

Original article

DENITRIFICATION OF INDUSTRIAL WASTEWATER BY ELECTROCOAGULATION

Anatoly A. Ryazantsev, Dmitriy V. Glazkov, Daria A. Yakovleva
Siberian Transport University, Novosibirsk, Russia

Abstract. The results of nitrate removal from model solutions containing 100–2000 mg/l NO_3^- and 1000 mg/l CaCl_2 by adsorption on the surface of hydroxides formed by anodic oxidation of aluminum alloy electrodes are presented. The solutions were electrolyzed at an anode current density $J = 23,6 \text{ mA/cm}^2$. The obtained data can be largely represented by a pseudo-second-order kinetic model. The consumption of aluminum is 1,7 molAl/mol NO_3^- for solutions with an initial nitrate concentration of 2170 mg/l. The introduction of a suspension of magnesium hydroxide into the solution during electrolysis and the subsequent "aging" of the precipitate reduces the consumption of aluminum to 0,8 mol per 1 mol of NO_3^- . Required amount of Mg(OH)_2 is 0,8 mol per 1 mol of NO_3^- . At the same time, the energy consumption in the balance of the electrolyzer is reduced from 3,9 to 1,8 MJ/mol NO_3^- .

Keywords: electrocoagulation, nitrate removal, Al anode/cathode

For citation: Ryazantsev A.A., Glazkov D.V., Yakovleva D.A. Denitrification of industrial wastewater by electrocoagulation. *News of Higher Educational Institutions. Construction*. 2022; (3): 33–45. (In Russ.). DOI: 10.32683/0536-1052-2022-759-3-33-45.

Введение. Широкое применение соединений азота в пищевой и горнодобывающей промышленности, интенсивное использование минеральных удобрений в сельском хозяйстве, сброс недостаточно очищенных сточных вод сопровождается значительным повышением концентрации нитратов в поверхностных водоемах и в грунтовых водах. Избыток нитратов и нитритов в речной и озерной воде вызывает эвтрофикацию водоемов, ухудшает качество питьевой воды и представляет потенциальную опасность для здоровья человека. Повышенное содержание нитратов в организме человека может привести к возникновению гипертонии, нарушению функции щитовидной железы, тяжелому заболеванию – токсическому цианозу. При взаимодействии нитратов с алифатическими и ароматическими аминами образуются нитрозамины – вещества, имеющие высокую стабильность и являющиеся активными канцерогенами. Установлены жесткие ограничения на содержание NO_3^- в воде. ПДК по азоту составляет 10 мг/л для общего количества нитратов и нитритов (45 мг $\text{NO}_3^-/\text{л}$) [1].

Современные методы удаления нитратов включают ионный обмен, биологическую денитрификацию, химическую обработку с применением коагулянтов, обратный осмос и электрохимическую обработку сточных вод (электровосстановление, электродиализ, электрокоагуляция) [2–4].

Анализ литературы показывает, что биологическая денитрификация – эффективный и дешевый метод очистки нитратсодержащих сточных вод. Однако при очистке промышленных сточных вод, содержащих высокие концентрации нитратов ($> 500 \text{ мг/л}$) и недостаточное количество веществ – поставщиков органического углерода, метод биологической денитрифика-

ции по сравнению с другими процессами удаления нитратов является неконкурентоспособным.

Среди физико-химических методов обработки воды, применяемых для денитрификации производственных сточных вод, электрокоагуляция может иметь существенные преимущества перед технологиями, основанными на концентрировании удаляемых примесей во вторичных потоках (обратный осмос, ионный обмен), поскольку при электрообработке с растворимыми анодами одновременно происходит не только адсорбция нитратов на поверхности коагулянта, генерируемого *in situ* в обрабатываемом объеме воды, но и удаление тяжелых металлов, солей жесткости, взвешенных веществ и органических примесей, восстановление NO_3^- до нетоксичного азота, значительно уменьшается количество и объем осадка.

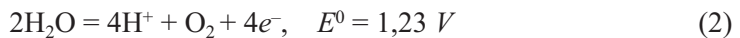
Целью данной работы является разработка технологии удаления нитратов из модельных растворов, имитирующих по основным компонентам состав промывных вод обогатительной фабрики золотомедного месторождения, методом электрокоагуляции с растворимыми алюминиевыми электродами.

Теоретический анализ. Отличительной особенностью данных растворов является наличие в них большого количества нитратов (> 2000 мг/л), поступление которых в воду связано с применением растворов азотной кислоты при химической регенерации вакуумных керамических фильтров в цехе фильтрации хвостов обогащения.

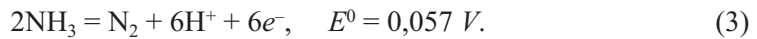
Электролиз водных растворов в бездиафрагменном электролизере с алюминиевыми электродами сопровождается протеканием различных реакций на границе раздела фаз «электрод – раствор» и в объеме жидкости [5, 6]: на аноде (Al) происходит окисление металла с образованием катиона



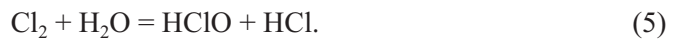
окисление воды (при высоких значениях анодного потенциала)



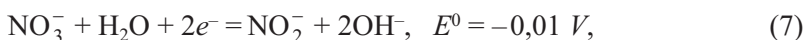
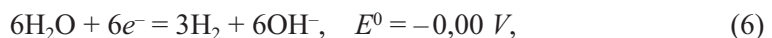
и аммиака



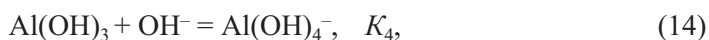
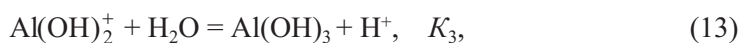
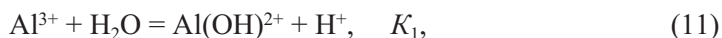
При наличии в растворе ионов Cl^- имеет место образование Cl_2



На катоде (Al) происходит восстановление H_2O и анионов NO_3^-



в растворе:



где $K_1 - K_4$ – константы гидролиза, K_s – константа растворимости аморфного гидроксида [7], зная которые можно рассчитать концентрацию и мольную долю различных растворимых продуктов гидролиза Al^{3+} в равновесии с аморфным осадком $\text{Al}(\text{OH})_3$ [8]. На рис. 1 представлена зависимость доли растворимых продуктов гидролиза алюминия в равновесии с аморфным гидроксидом $\text{Al}(\text{OH})_3$ при различных значениях pH растворов [8], из которой следует, что за исключением узкой области значений в диапазоне от 5 до 6, доминирующими являются Al^{3+} и $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ при низких и высоких значениях pH соответственно.

Нейтрализация ионов H^+ гидроксильными ионами, образующимися на катоде, приводит к возникновению буферного эффекта, что способствует образованию полимерных продуктов гидролиза состава $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Al}_3(\text{OH})_4^{5+}$ и гидроксокомплексов $\text{Al}(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_3\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$. В результате мономерные и полимерные частицы индуцируют образование аморфного осадка $\text{Al}_n(\text{OH})_{3n}$, имеющего большую площадь поверхности, на которой происходит быстрая адсорбция примесей. Количество ионов Al^{3+} ,

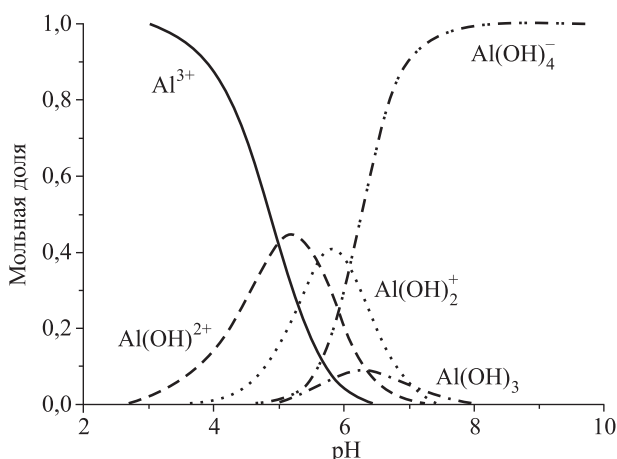


Рис. 1. Мольная доля продуктов гидролиза в равновесии с аморфным гидроксидом $\text{Al}(\text{OH})_3$ в зависимости от pH растворов [8]

Fig. 1. The molar fraction of hydrolysis products in equilibrium with amorphous hydroxide $\text{Al}(\text{OH})_3$, depending on the pH of solutions [8]

образующихся при электролизе, пропорционально количеству электричества, прошедшего через раствор, и рассчитывается по закону Фарадея:

$$m = I \times t \times M / (z \times F), \quad (17)$$

где m – масса ионов металла Al^{3+} (г);

I – сила тока (А);

t – время электролиза (мин);

M – атомная масса Al (г/моль);

z – число электронов на один ион (для алюминия $z = 3$);

F – число Фарадея (96 485 Кл/моль).

В щелочной среде алюминий может растворяться в воде по реакции



Водород, образующийся на катоде в результате восстановления воды, способствует отделению хлопьев $Al_n(OH)_{3n}$ путем флотации.

При наличии в воде ионов Ca^{2+} и/или Mg^{2+} в процессе электролиза в щелочной среде может происходить соосаждение Me^{2+} и Al^{3+} с образованием слоистых двойных гидроксидов, состав которых можно описать формулой [9, 10]:



где Me^{2+} – Ca^{2+} или Mg^{2+} , M^{3+} – Al^{3+} , An^{1-} – NO_3^- , Cl^- , CO_3^{2-} и др.

В процессе «старения» осадка происходит его структуризация, сопровождающаяся образованием плоских комплексов из положительно заряженных катионов $[Me_{1-x}^{2+} M_x^{3+} (OH)_2]^{x+}$, октаэдрически координированных гидроксильными группами, и анионов, находящихся между слоями. Помимо анионов в межслоевом пространстве могут присутствовать молекулы воды.

Механизмы и эффективность удаления нитратов контролируются условиями проведения экспериментов, которые включают химический состав и концентрацию NO_3^- в растворе, силу тока и продолжительность электролиза, pH раствора, материал электродов, конструктивные особенности электролизера.

Результаты и обсуждение. Были использованы два типа электрохимических реакторов (рис. 2): I – непроточная электрохимическая ячейка, представляющая емкость с двумя алюминиевыми электродами, один из которых использовался в качестве анода (стержень), а другой в качестве катода (алюминиевый полый цилиндр) [11]. Площадь рабочей поверхности катода $S_{Kt} = 176,6$ см², анода – $S_{An} = 42,4$ см². Расстояние между электродами 2,9 см, объем раствора $V = 0,4$ л; II – электрохимическая ячейка с расширительным резервуаром, содержащая, по меньшей мере, один анод и один катод из алюминиевого сплава. Площадь рабочей поверхности катодов и анодов одинаковая, расстояние между электродами 0,5 см. Силу тока при электролизе в проточной электрохимической ячейке контролировали по заданной величине плотности тока. Раствор ($V = 0,4$ л) подается в реактор восходящим потоком перистальтическим насосом Elatron В3-V PER. Расход воды составляет 0,5 л/ч. Реакторы снабжены магнитной мешалкой, в качестве источника постоянного тока использовали преобразователь Б5-47, обеспечивающий

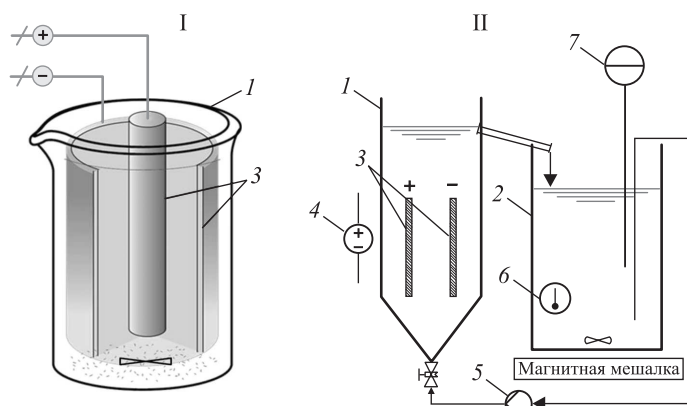


Рис. 2. Схема электрохимических реакторов: непроточный (I), с расширительным резервуаром (II)

1 – корпус реактора; 2 – расширительный резервуар; 3 – электроды; 4 – источник постоянного тока; 5 – насос; 6 – датчик температуры; 7 – pH-метр

Fig. 2. Diagram of electrochemical reactors: non-flow (I); with expansion tank (II)

1 – reactor vessel; 2 – expansion tank; 3 – electrodes; 4 – DC power supply; 5 – pump; 6 – temperature sensor; 7 – pH meter

выходное постоянное напряжение в диапазоне 0–30 В и поддерживающий заданное значение силы тока при изменении нагрузки в процессе электролиза.

Модельные растворы, содержащие в своем составе нитраты, хлориды и ионы кальция, подвергали электролизу, контролируя плотность тока, изменение температуры, pH раствора. Одинаковую начальную электропроводность растворов поддерживали добавлением необходимого количества сульфата натрия.

Исследуемый раствор помещали в реактор и при постоянном перемешивании с помощью магнитной мешалки проводили электролиз. Продолжи-

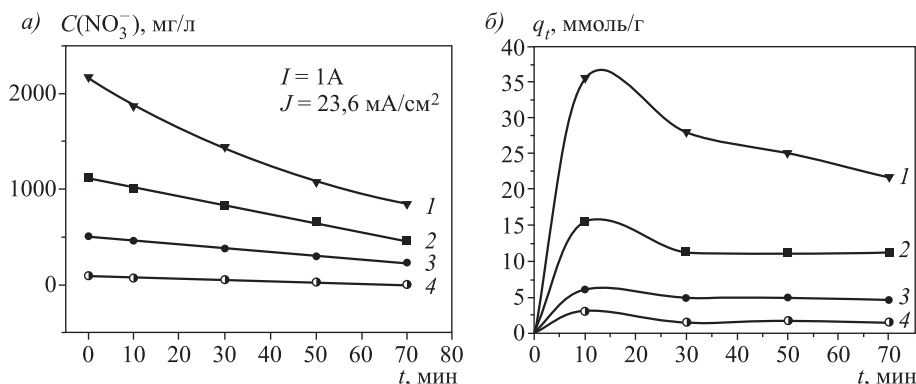


Рис. 3. Изменение концентрации (а) и величин адсорбции (б) нитратов в процессе электролиза

C_0 , мг/л: 1 – 2170; 2 – 1132; 3 – 512; 4 – 100

Fig. 3. Changes in the concentration (a) and adsorption values (b) of nitrates during electrolysis

C_0 , mg/l: 1 – 2170; 2 – 1132; 3 – 512; 4 – 100

тельность контакта воды с электродами (электролиз) составляет 30–70 мин. Концентрацию контролируемых анионов и катионов определяли методами фотометрии на приборе КФК-3 [12] и капиллярного электрофореза на приборе «Капель-105М» [13], рН растворов измеряли с помощью рН-метра Mettler Toledo 320.

На рис. 3 и в таблице представлены наиболее характерные результаты, иллюстрирующие изменение температуры, рН и концентрации нитратов в процессе электролиза модельных растворов при силе тока $I = 1$ А и анодной плотности тока $J = 23,6$ мА/см².

Электролиз сопровождается ростом рН и температуры растворов, на катоде выделяется водород и наблюдается флотация образующихся гидроксидов Al. В процессе электролиза раствора № 1 ($C_0 = 2170$ мг/л NO_3^-) через 10–15 мин ($\text{pH} \geq 9$, $t > 30$ °С) появляется характерный запах аммиака.

Краткое описание результатов электрокоагуляционной очистки модельных растворов от нитратов

Brief description of the results of electrocoagulation treatment of model solutions from nitrates

Параметры электролиза	№ раствора				
	1	2	3	4	5
C_0 , мг/л NO_3^-	2170	1132	512	100	2170
C_{CaCl_2} , мг/л	1000	1000	1000	1000	1000
Время электролиза t , мин	70	70	70	70	50
C_p , мг/л NO_3^-	854	455	233	12	779
$C_{\text{ст}}$ – «старение» осадка после электролиза при 38–35 °С, мг/л NO_3^-	–	–	–	–	73
Температура раствора в начале эксперимента, °С	22	24	23,4	23	23,4
Температура раствора в конце эксперимента, °С	35	35	33,1	37,1	37,6
pH_0 в начале эксперимента	7	7	6,9	7	7
pH_t в конце эксперимента	9,4	9	8,9	8,9	10,9
I , А	1				
Анодная плотность тока J , мА/см ²	23,6				
Масса растворенного Al m_{Al} , г/мин	0,0056				
Величина адсорбции NO_3^- на ед. массы Al, q_{end} , ммоль/г в конце электролиза (эксперимент)	21,6	11,1	4,6	1,4	32
Величина усредненной равновесной адсорбции NO_3^- на ед. массы Al, $q_{\text{ср}}$, ммоль/г (расчет)	20,5	10,6	4,5	1,4	
Константа скорости k_2 , г · моль ⁻¹ · мин ⁻¹ (расчет)	0,008	0,042	0,071	0,15	
Величина адсорбции NO_3^- на ед. массы Al, $q_{\text{ог}}$, после «старения» осадка, ммоль/г					48,2
Расход энергии в балансе электролизера W , МДж/моль NO_3^-	3,9	8,6	21	66,3	2,7
	После «старения» осадка				1,8

Величину адсорбции NO_3^- на ед. массы Al , q_t , рассчитывали по формуле:

$$q_t = (C_0 - C_t) \times V/m_{\text{Al}}, \quad (19)$$

где C_0 и C_t – концентрация NO_3^- в растворе до и после электролиза, мг/л;
 V – объем раствора, л;
 m_{Al} – масса растворенного алюминия, г.

Экспериментальные величины q_t за первые 10 мин электролиза (рис. 3, б) достигают максимальных значений, а затем снижаются до величин усредненной равновесной адсорбции NO_3^- , q_e , рассчитанных с использованием модели кинетики псевдотортого порядка (см. ниже). Значения q_t при $t = 10$ мин превышают величины q_e в 1,5–2,5 раза.

Полученные зависимости q_t-t указывают на сложный характер кинетики сорбции и заметном вкладе хемосорбции в общий процесс адсорбции NO_3^- , хотя и не позволяют однозначно выявить лимитирующую стадию [14].

Для получения величин усредненной равновесной адсорбции NO_3^- , q_e , кинетические кривые адсорбции были описаны с использованием модели кинетики псевдотортого порядка [15]. Кинетика псевдотортого порядка описывается уравнением:

$$1/(q_e - q_t) = 1/q_e + k_2/t, \quad (20)$$

где q_e и q_t – величины адсорбции NO_3^- на единицу массы адсорбата при равновесии и при времени электролиза соответственно, ммоль/г; t – время, мин; k_2 – константа скорости псевдотортого порядка, г · ммоль⁻¹ · мин⁻¹.

Уравнение (20) имеет линейную форму

$$t/q_t = 1/k_2 q_e^2 + (1/q_e)t. \quad (21)$$

Если модель кинетики скорости псевдотортого порядка применима для сорбционного процесса, то в координатах $t/q_t - t$ экспериментальные данные должны давать линейаризованные зависимости.

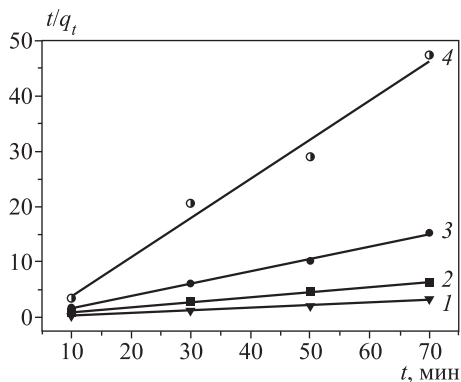


Рис. 4. Зависимости t/q_t от t при денитрификации модельных растворов C_0 , мг/л: 1 – 2170; 2 – 1132; 3 – 512; 4 – 100. $J = 23,6 \text{ mA/cm}^2$

Fig. 4. Dependences of t/q_t on t during denitrification of model solutions C_0 , mg/l: 1 – 2170; 2 – 1132; 3 – 512; 4 – 100. $J = 23,6 \text{ mA/cm}^2$

На рис. 4 представлены интегральные кинетические зависимости для суммарного кинетического процесса адсорбции нитратов в модельных растворах, из которых по тангенсу угла наклона и свободному члену линейной зависимости были вычислены q_e и k_2 (см. таблицу). Рассчитанные величины равновесной адсорбции q_e близки к экспериментальным значениям q_t при $t = 70$ мин.

В процессе электролиза модельных растворов при силе тока $I = 1 \text{ A}$ и анодной плотности тока $J = 23,6 \text{ mA/cm}^2$ рН растворов растет и достигает значений 8,8–9,5 за 10 мин, после чего рост значений рН замедляется. При

$pH > 8$ Al^{3+} гидролизуетсся с образованием растворимых ионов $Al(OH)_4^-$ в соответствии с уравнением (14). Наличие в воде ионов кальция Ca^{2+} приводит к образованию катионов $[Ca_{1-x}Al_x(OH)_2]^{x+}$, дополнительно связывающих нитраты, и, как следствие, к увеличению адсорбционной емкости осадка. При достижении равновесных значений концентрации Ca^{2+} в растворе величина адсорбции q_t возвращается к усредненным расчетным значениям q_e .

Полученные результаты позволяют сделать вывод о том, что введение в раствор в процессе электролиза дополнительно катионов Me^{2+} (Ca^{2+} или Mg^{2+}) может существенно увеличить адсорбцию нитратов.

Поскольку селективность адсорбции NO_3^- контролируется главным образом физическим, а не химическим взаимодействием, т.е. зависит от среднего расстояния между катионами внутри слоев и размеров анионов, то эффективность удаления нитратов из модельных растворов будет зависеть от соотношения концентраций конкурирующих ионов, в частности, сульфатов и хлоридов.

Mg–Al слоистые двойные гидроксиды имеют сравнительно низкую селективность по отношению к ионам NO_3^- [16], поэтому Mg^{2+} вводили в раствор в виде $Mg(OH)_2$, чтобы не повышать концентрацию конкурирующих анионов SO_4^{2-} или Cl^- .

На рис. 5 и в таблице (раствор № 5) представлены результаты электрокоагуляционного удаления нитратов из раствора № 1, в который на 30-й минуте электролиза был добавлен свежесоажденный гидроксид магния в количестве 1 г/л. Электролиз проводили в электролизере II. Для снижения расхода энергии в балансе электролизера электролиз проводили в течение 50 мин. После электролиза вся вода вместе с осадком отводилась в обогреваемый резервуар, где в течение 60 мин осуществлялось «старение» осадка при температуре от 35 до 40 °С. За данное время концентрация нитратов в воде достигает равновесных значений. Величина адсорбции NO_3^- , q_{end} , в конце электролиза составила 32 ммоль/г (1980 мг NO_3^- на 1 г Al), после «старения» осадка и его структуризации концентрация NO_3^- в растворе снизилась с 779 до 73 мг/л, а адсорбционная емкость осадка, q_{ag} , увеличилась до 48,2 ммоль/г (2990 мг NO_3^- на 1 г Al).

Заключение. Эксплуатационные расходы при очистке сточных вод состоят из затрат на электроэнергию, затрат на удаление осадка, химических реагентов, технического обслуживания, рабочей силы и оборудования.

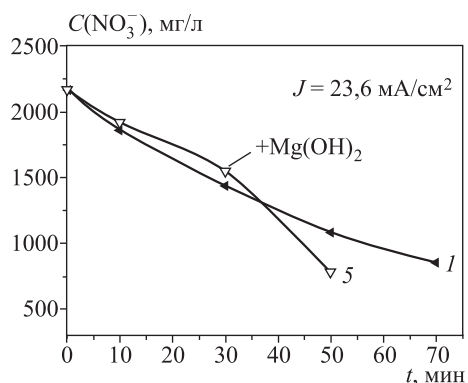


Рис. 5. Изменение концентрации нитратов в процессе электролиза модельных растворов

1, 5 – $C_0(NO_3^-) = 2170$ мг/л, на 30-й минуте добавлен $Mg(OH)_2$

Fig. 5. Change in concentration of nitrates during the electrolysis of model solutions 1, 5 – $C_0(NO_3^-) = 2170$ mg/l, at 30 minutes $Mg(OH)_2$ was added

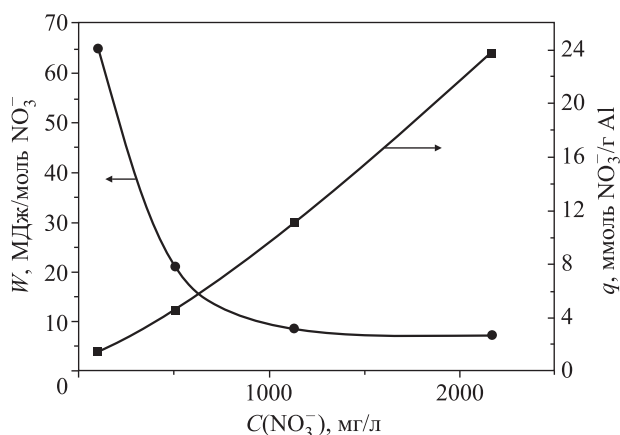


Рис. 6. Величина адсорбции NO_3^- и расход энергии в балансе электролизера

Fig. 6. The amount of NO_3^- adsorption and energy consumption in the balance of the electrolyzer

Во время электрохимической операции наиболее значимыми параметрами, влияющими на эксплуатационные расходы, являются стоимость потребляемой электрической энергии и материала электродов.

Расход энергии в балансе электролизера W , МДж/моль, и величины адсорбции NO_3^- для модельных растворов 1–4 представлены на рис. 6. При заданных параметрах электролиза оптимальными являются условия для удаления нитратов из растворов с высокой концентрацией NO_3^- (>1000 мг/л).

Расход алюминия составляет 3,3 и 1,7 моль Al /моль NO_3^- , для растворов с исходной концентрацией нитратов 1123 и 2170 мг/л соответственно. Введение в раствор в процессе электролиза суспензии гидроксида магния и последующее «старение» осадка позволяет снизить расход алюминия до 0,8 моль на 1 моль NO_3^- . Требуемое количество $\text{Mg}(\text{OH})_2$ составляет 0,8 моль на 1 моль NO_3^- . Расход энергии в балансе электролизера снижается с 3,9 до 1,8 МДж/моль NO_3^- .

Для сравнения при химическом восстановлении нитратов порошком алюминия ($\text{pH} = 8,25$) на 1 моль NO_3^- требуется 3 моль Al^0 [17], на восстановление NO_3^- порошком Mg^0 ($\text{pH} = 2$) расход металла составляет 5,8 моль/моль [18]. Основной продукт восстановления – аммонийный азот.

Эффективность и стабильность очистки воды, содержащей нитраты в качестве загрязняющих примесей, в немалой степени зависит и от конструктивных особенностей электролизера.

В электрохимической проточной ячейке, содержащей анод и катод из алюминиевого сплава, с межэлектродным расстоянием 1–5 мм адсорбция не сопровождается восстановлением нитратов до аммиака, но осадок гидроксида алюминия не полностью удаляется из межэлектродного пространства потоком жидкости и газообразного водорода, что приводит к изменению интенсивности циркуляции жидкости, снижению выхода по току при электролизе и, как следствие, к снижению эффективности и стабильности очистки воды. Кинетические ограничения снимаются, когда межэлектродное пространство составляет не менее 0,5 см и водную фазу подают восходящим потоком.

Электроды устанавливаются в нижней части корпуса электролизера так, чтобы над ними было достаточно воды для флотационного разделения фаз.

После отделения осадка фильтрованием сточную воду возвращают на повторное использование в производство или сбрасывают на сооружения биологической очистки.

Список источников

1. Guidelines for drinking-water quality. WHO Press, Geneva, Switzerland, 2008.
2. Archana et al. Nitrate removal from ground water a review // E-Journal of Chemistry. 2012. Vol. 9, no. 4. P. 667–675.
3. Zhu I., Getting T. A review of nitrate reduction using inorganic materials // Environmental Technology Reviews. 2012. Vol.1, no 1. P. 46–58.
4. Xu D., Li Y., Yin L. et al. Electrochemical removal of nitrate in industrial wastewater // Front. Environ. Sci. Eng. 2018. Vol. 12, no. 1. P. 9. <https://doi.org/10.1007/s11783-018-1033-z>
5. Koparal A.S., Ögütveren Ü.B. Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation // J. Hazard. Mater. 2002. Vol. 89. P. 83–94.
6. Hakizimana J.N., Gourich B., Chafi M. et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches // Desalination. 2017. Vol. 404. P. 1–21.
7. Кульский Л.А. Очистка воды электрокоагуляцией. Киев: Будівельник, 1978. 112 с.
8. Duan J., Gregory J. Coagulation by hydrolysing metal salts // Advances in Colloid and Interface Science. 2003. Vol. 100–102. P. 475–502.
9. Sato T., Fujita H., Endo T. et al. Synthesis of hydrotalcite-like compounds and their physico-chemical properties // Reactivity of Solids. 1988. Vol. 5. P. 219–228.
10. Hansen H.C.B., Koch C.B. Synthesis and characterization of pyroaurite // Applied Clay Science. 1995. Vol. 10, no. 1-2. P. 5–19.
11. Рязанцев А.А., Коновалова Д.А. Использование электрокоагуляции при очистке и деминерализации сточных вод предприятий по добыче и переработке минерального сырья. Ч. 1. Снижение жесткости перед обратноосмотическим обессоливанием // Вестн. Сиб. гос. ун-та путей сообщения. 2017. № 4 (43). С. 12–17.
12. Лурье Ю.Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод. М.: Химия, 1984. 448 с.
13. Комарова Н.В. Практическое руководство по использованию систем капиллярного электрофореза «КАПЕЛЬ». СПб.: ООО «Веда», 2006. 212 с.
14. Simonin J.-P. On the comparison of pseudo-first order and pseudo-second order rate laws in the modeling of adsorption kinetics // Chem. Eng. J. 2016. Vol. 300, no.15. P. 254–263.
15. Ho Y.S., McKay G. The kinetics of sorption of divalent metal ions onto sphagnum moss peat // Wat. Res. 2000. Vol. 34, no. 3. P. 735–742.
16. Tezuka S., Chitrakar R., Sonoda A., Ooi K., Tomida T. Studies on selective adsorbents for oxo-anions nitrate ion-exchange properties of layered double hydroxides with different metal atoms // Green Chemistry. 2004. Vol. 6. P. 104–109.
17. Luk G.K., Au-Yeung W.C. Experimental investigation on the chemical reduction of nitrate from groundwater // Advances in Environmental Research. 2002. Vol. 6. P. 441–453.
18. Kumar M., Chakraborty S. Chemical denitrification of water by zero-valent magnesium powder // Journal of Hazardous Materials. 2006. Vol. B135. P. 112–121.

References

1. Guidelines for drinking-water quality. WHO Press, Geneva, Switzerland, 2008.

2. Archna et al. Nitrate removal from ground water a review. *E-Journal of Chemistry*. 2012; 9(4): 667–675.
3. Zhu I., Getting T. A review of nitrate reduction using inorganic materials. *Environmental Technology Reviews*. 2012; 1(1): 46–58.
4. Xu D., Li Y., Yin L. et al. Electrochemical removal of nitrate in industrial wastewater. *Front. Environ. Sci. Eng.* 2018; 12(1): 9. <https://doi.org/10.1007/s11783-018-1033-z>
5. Koparal A.S., Ögütveren Ü.B. Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. *J. Hazard. Mater.* 2002; 89: 83–94.
6. Hakizimana J.N., Gourich B., Chafi M. et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination*. 2017; 404: 1–21.
7. Kul'skiy L.A. Water purification by electrocoagulation. Kiev: Budivel'nik, 1978. 112 p. (In Russ.).
8. Duan J., Gregory J. Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science*. 2003; 100–102: 475–502.
9. Sato T., Fujita H., Endo T. et al. Synthesis of hydrotalcite-like compounds and their physico-chemical properties. *Reactivity of Solids*. 1988; 5: 219–228.
10. Hansen H.C.B., Koch C.B. Synthesis and characterization of pyroaurite. *Applied Clay Science*. 1995; 10(1-2): 5–19.
11. Ryazantsev A.A., Konovalova D.A. The use of electrocoagulation in the treatment and demineralization of wastewater from enterprises for the extraction and processing of mineral raw materials. P. 1. Reduction of stiffness before reverse osmosis desalination. *Vestnik Sibirskogo gosudarstvennogo universiteta putey soobshcheniya = Bulletin of the Siberian Transport University*. 2017; (4 (43)): 12–17. (In Russ.).
12. Lur'ye Yu.Yu. Analytical chemistry of industrial wastewater. Moscow: Chemistry, 1984. 448 p. (In Russ.).
13. Komarova N.V. Practical guide to the use of capillary electrophoresis systems “CAPEL”. Saint Petersburg: OOO “Veda”, 2006. 212 p. (In Russ.).
14. Simonin J.-P. On the comparison of pseudo-first order and pseudo-second order rate laws in the modeling of adsorption kinetics. *Chem. Eng. J.* 2016; 300(15): 254–263.
15. Ho Y.S., McKay G. The kinetics of sorption of divalent metal ions onto sphagnum moss peat. *Wat. Res.* 2000; 34(3): 735–742.
16. Tezuka S., Chitrakar R., Sonoda A., Ooi K., Tomida T. Studies on selective adsorbents for oxo-anions nitrate ion-exchange properties of layered double hydroxides with different metal atoms. *Green Chemistry*. 2004; 6: 104–109.
17. Luk G.K., Au-Yeung W.C. Experimental investigation on the chemical reduction of nitrate from groundwater. *Advances in Environmental Research*. 2002; 6: 441–453.
18. Kumar M., Chakraborty S. Chemical denitrification of water by zero-valent magnesium powder. *Journal of Hazardous Materials*. 2006; B135: 112–121.

Информация об авторах

А.А. Рязанцев – доктор технических наук, профессор, raastu@academ.org

Д.В. Глазков – кандидат технических наук, доцент, gdv@myttk.ru

Д.А. Яковлева – аспирант, dashakonovalova@inbox.ru

Information about the authors

A.A. Ryazantsev – DSc, Professor, raastu@academ.org

D.V. Glazkov – PhD, Ass. Professor, gdv@myttk.ru

D.A. Yakovleva – Post-graduate Student, dashakonovalova@inbox.ru

Вклад авторов: все авторы сделали эквивалентный вклад в подготовку публикации. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Contribution of the authors: the authors contributed equally to this article. The authors declare no conflicts of interests.

Статья поступила в редакцию 20.01.2022
Одобрена после рецензирования 21.02.2022
Принята к публикации 28.02.2022

The article was submitted 20.01.2022
Approved after reviewing 21.02.2022
Accepted for publication 28.02.2022