

ЭЛЕМЕНТЫ С ПЕРЕМЕННОЙ СТЕПЕНЬЮ ОКИСЛЕНИЯ ПРИ МИКРОБНОМ ОКИСЛЕНИИ ОРГАНИЧЕСКИХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ ВОДЫ

Иваненко И. И., Новикова А. М., Духовской В. Д.

VARIABLE OXIDATION ELEMENTS IN MICROBIAL OXIDATION OF ORGANIC WATER POLLUTION

Ivanenko I. I., Novikova A. M., Dukhovskoi V. D.

Аннотация

Введение: в связи с существенными изменениями состава коммунальных и промышленных сточных вод, наблюдаемыми в последнее десятилетие, классическая биологическая очистка активным илом, которая существует уже примерно сто лет, не справляется с задачей по удалению многих веществ и возникает необходимость в совершенствовании этих технологий. **Методы:** проанализирован опыт применения элементов с переменной степенью окисления в качестве терминальных акцепторов электронов при микробном окислении органических загрязнений воды. **Результаты:** замена традиционно используемого для биологической очистки кислорода на элементы с переменной валентностью позволит организовывать и проводить процесс очистки в бескислородных условиях и тем самым снизить энергопотребление, а как следствие, и существенно снизить затраты на очистку. Для одновременной минерализации разных по химическому строению органических компонентов сточных вод при использовании в качестве окислителей различных элементов с переменной валентностью, которые находятся в сточных водах или вносятся специально, необходимо использовать смешанные культуры бактерий, для каждой из которых важно поддерживать диапазон оптимальных значений окислительно-восстановительного потенциала (ОВП) среды. **Заключение:** знание принципов и механизмов бескислородной трансформации веществ необходимо для создания эффективных и надежных систем обработки сточных вод и твердых отходов различных промышленных производств. Опыты и исследования показывают, что многообещающим в этом направлении является изучение уже существующих в природе метаболических возможностей микроорганизмов, а не конструирование новых искусственных генетически измененных бактерий для применения в процессе биологической очистки воды в аэротенках.

Ключевые слова: биологическая очистка, ксенобиотики, трудноокисляемые загрязнения, кислород, терминальные акцепторы электронов, микроорганизмы, окислительно-восстановительный потенциал, иммобилизация микроорганизмов.

Вступление

Очистка сточных вод в традиционных аэротенках с помощью активного ила используется без принципиальных изменений почти сто лет.

Abstract

Introduction: Due to significant changes in the composition of municipal and industrial wastewater, observed in the last decade, traditional biological treatment with activated sludge, which has been used for almost 100 years, does not cope with the task of removing numerous substances. Therefore, such technologies need to be improved. **Methods:** The paper analyzes the experience in application of variable oxidation elements as terminal electron acceptors in microbial oxidation of organic water pollution. **Results:** Replacing oxygen (traditionally used for biological treatment) with transition elements will allow arranging and conducting treatment under oxygen-free conditions and, thus, reducing energy consumption and, as a result, the cost of treatment. For the purposes of simultaneous mineralization of sewage organic components having different chemical composition, when using various transition elements (present or specially introduced in sewage) as oxidizers, it is required to use mixed cultures of bacteria, maintaining for each of them a range of optimal values of the environment redox potential. **Conclusion:** Knowledge of principles and mechanisms of oxygen-free transformation of substances is necessary for development of efficient and reliable systems for treatment of sewage and solid wastes from various industrial plants. Experiments and investigations show that studying the existing metabolic possibilities of microorganisms, rather than designing new artificial genetically modified bacteria to be used in biological treatment of water in aerotanks, is a promising direction.

Keywords: biological treatment, xenobiotics, pollution resistant to oxidation, oxygen, terminal electron acceptors, microorganisms, redox potential, immobilization of microorganisms.

Однако в последнее время состав сточных вод, поступающих на очистку, существенно изменяется. Например, в городских сточных водах увеличивается количество синтетических моющих

средств и трудноокисляемых органических веществ, лекарственных препаратов, ксенобиотиков, нефтепродуктов, ионов тяжелых металлов и ряда иных загрязнений. В связи с существенными изменениями состава коммунальных и промышленных сточных вод классическая биологическая очистка активным илом не справляется с поставленными задачами по удалению этих веществ, и возникает необходимость в совершенствовании этой технологий. Новые технологические схемы очистки стоков будут направлены на решение задачи по очистке сточных вод:

- без их разбавления чистой водой;
- в условиях поступления стоков с непредсказуемыми залповыми сбросами токсичных и трудноокисляемых соединений;
- ужесточение требований к качеству очищенных сточных вод;
- предупреждение загрязнения воздуха при условии снижения больших энергетических расходов.

Органические загрязнения воды служат микроорганизмам, которые ее очищают, основным и чаще всего единственным источником энергии. При энергетическом обеспечении жизнедеятельности гидробионтов происходит полная очистка воды от растворенных в ней органических соединений, биологическая минерализация их в простые вещества — углекислоту, воду, нитраты. Процесс биологической очистки как бытовых, так и большинства промышленных сточных вод, протекает преимущественно с использованием кислорода воздуха. Если рассмотреть энергетическую и экологическую стороны такой биотехнологии очистки, то окажется, что:

- около 80% энергетических расходов приходится на аэрацию;
- около 15% энергии, которая используется в биотехнологическом процессе, идет на рециркуляцию активного ила;
- аэрация сточной воды, содержащей летучие химические загрязнения и разнообразные, в том числе патогенные вирусы и бактерии, экологически опасна в связи с загрязнением воздушного бассейна микробными аэрозолями и токсичными химическими веществами;
- использование кислорода как окислителя загрязнений создает значительные трудности,

связанные с образованием больших объемов вторичных осадков — избыточного активного ила.

Из этого следует, что совершенствование биологической очистки сточных вод должно быть сосредоточено также на таких двух направлениях, как:

- отказ от рециркуляции активного ила;
- исключение принудительной аэрации в аэротенках или использование ее только на этапе доочистки воды от органических взвешенных веществ (например, при применении для этих целей биомассы бактерий-деструкторов — аэробных гидробионтов).

Если первое направление в научном и частично практическом плане разработано благодаря использованию иммобилизованных микроорганизмов [3, 19], то второе открывает широкое поле деятельности как для науки, так и для практики.

Методы и материалы

Замена традиционно используемого для биологической очистки кислорода на элементы с переменной валентностью позволит организовать и проводить процесс очистки в бескислородных условиях и тем самым снизить энергопотребление, а как следствие, и существенно снизить затраты на очистку. В статье проанализирован опыт применения элементов с переменной степенью окисления в качестве терминальных акцепторов электронов при микробном окислении органических загрязнений воды.

Высокие энергетические расходы на аэрацию при биологической очистке воды обусловлены малой растворимостью кислорода. Чем выше температура сточных вод и концентрация в них органических загрязнений, тем эти расходы более значительны из-за уменьшения растворимости кислорода. При значениях ХПК около 5000 мг/дм³ насыщение кислородом особенно ограничено, что приводит к росту времени пребывания сточных вод в биореакторе и требует аэрации сверхвысокой интенсивности для обеспечения процесса окисления загрязнений. Диффузия и растворимость кислорода в культуральной среде биологического сооружения уменьшается линейно с увеличением концентрации биомассы, что накладывает на этот важный технологический параметр значительные ограничения. Сравнительными исследованиями очистки сточных вод активным илом при их аэрации атмосферным

воздухом и воздухом, который обогащен кислородом или озоном установлено, что с ростом содержания кислорода (озона) в воздухе возрастает эффективность удаления органических загрязнений и уменьшается период обработки воды [18]. Однако одновременно растут энергетические затраты на повышение концентрации кислорода в воздухе, которая подается в биотехнологический процесс, в связи с чем такое решение проблемы экономически убыточно и имеет смысл лишь в том случае, когда кислород или озон являются отходами производства.

Увеличить концентрацию кислорода в сточной воде можно также путем использования пероксида водорода, который под действием бактериальных каталаз и пероксидаз расщепляется с высвобождением реакционно активного атома кислорода [31]. Повысить скорость растворения кислорода в воде и поднять эффективность биотехнологического процесса можно также путем использования разных пероксидов, которые способны связываться с кислородом. В состав таких соединений входят активные центры с металлом, который легко окисляется кислородом воздуха или связывается с ним, а при дыхании микроорганизмов используется для деструкции органических загрязнений воды [11].

Энергетические и экологические недостатки аэробных процессов очистки сточных вод заставляют обратиться к альтернативным — бескислородным (аноксидным и анаэробным) биологическим процессам, в которых роль окислителя органических загрязнений воды выполняют другие неорганические вещества с элементами, имеющими переменную валентность, а также и сами органические соединения [1, 5–9, 13, 14, 18, 32].

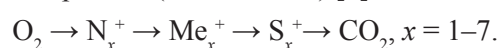
Значительная часть микроорганизмов (бактерий, дрожжей) способна в бескислородных условиях проводить окислительно-восстановительные реакции с органическими соединениями, что позволяет образовывать максимально окисленные (CO_2 , H_2O) и максимально восстановленные (CH_4 , H_2 , NH_3 , H_2S и т. д.) простые вещества. Такие анаэробные процессы разложения азотсодержащих органических соединений — белков (гниение), а также углеводов, спиртов, органических кислот и прочее (брожение) — широко распространены в природе и все интенсивнее

используются в биологической очистке сточных вод, особенно, в пищевой промышленности.

Мир микробов богат также организмами, которые могут использовать в качестве терминальных акцепторов электронов окисленные неорганические вещества с элементами, имеющими переменную валентность. Среди таких элементов: азот, сера, хром, железо, марганец, мышьяк, селен, теллур и другие в их максимально или частично окисленной форме, а также карбонаты. Таким образом, указанные организмы способны использовать в процессе жизнедеятельности анаэробное дыхание. Считается, что использование элементов с переменной валентностью в качестве окислителей возможно если стандартный потенциал реакции (окислительно-восстановительный потенциал), которую необходимо катализировать бактерией, находится в теоретических пределах термодинамической стойкости воды, а также при наличии в среде донора электронов и присутствия в организме соответствующих окислительно-восстановительных возможностей.

Для одновременной минерализации разных по химическому строению органических соединений-компонентов сточных вод с использованием в качестве окислителей различных элементов с переменной валентностью, которые находятся в сточных водах или вносятся специально, необходимо использовать смешанные культуры бактерий, для каждой из которых существует диапазон оптимальных значений окислительно-восстановительного потенциала (ОВП).

Важной задачей является формирование пространственной сукцессии микроорганизмов, которые развиваются в бескислородных условиях и/или при низких значениях ОВП, которые они часто сами и способны создавать. В тех случаях, когда популяция микроорганизмов имеет способность выбора терминального акцептора электронов, выполняется редокс-последовательность, которая по данным А. Зендера и Б. Свенсона является такой: сначала популяция использует кислород как энергетически наиболее выгодный окислитель, потом окисленные соединения азота (денитрификация), дальше окисленные формы металлов, оксиды серы (сульфатредукция) и, наконец, карбонат (метаногенез) [7]:



Следовательно, при наличии в сточной воде альтернативных акцепторов электронов и использования их для окислительных целей, важно и нужно иметь в очистном сооружении разнообразных микроорганизмов с разными, оптимальными для их роста и развития, диапазонами ОВП. Реализация такого подхода может быть относительно легко обеспечена с помощью иммобилизации микроорганизмов на регулярных носителях с развитой поверхностной адгезией, которые размещают в очистных сооружениях и создают различные условия по величине ОВП. Применение штаммов микроорганизмов, которые способны использовать в качестве терминальных акцепторов электронов элементы с переменной валентностью, открывает новые возможности интенсификации биологической очистки сточных вод.

Известно, что денитрифицирующие бактерии при отсутствии или низкой концентрации кислорода используют нитраты для окисления органических веществ [6]. Рост на нитратах энергетически менее выгоден. Выход биомассы при этом приблизительно в два раза меньше, чем в аэробном процессе, что является преимуществом и достоинством процесса обработки стоков. Нитратами биоокисляются поверхностно-активные вещества, гетероциклические соединения, органические растворители [8, 9, 18]. Эффективно редуция на нитрате протекает при ОВП ниже 150 мВ [14].

Хроматы используются многими штаммами факультативно анаэробных и анаэробных микроорганизмов как терминальные акцепторы электронов, и это их свойство нашло свою реализацию при разработке биотехнологий очистки гальванических сточных вод от Cr (6+) [14]. Показано, что культура *Pseudomonas sp. CRB5* восстанавливает токсичный хромат в нетоксичный Cr (3+) как в анаэробных, так и в аэробных условиях, а в анаэробных условиях также восстанавливаются Co (3+) и U (6+).

Интересным является использование микроорганизмами Fe (3+) как конечного акцептора электронов при отсутствии в среде других доступных окислителей [17, 23, 25, 33]. *Ferroglobus placidus* и «*Geoglobus ahangari*» растут на ацетате при 85 °С, используя Fe (3+) как терминальный акцептор электронов при дыхании.

В зависимости от условий культивирования редуция Fe (3+) сопровождается образованиям или FeCO₃, или Fe₃O₄ в зависимости от pH среды и значений ОВП. Полученный бактериальным путем магнетит имеет кристаллическую структуру, аналогичную той, что образуется при выработке этого минерала из неорганических растворов железа.

В настоящее время изучено и описано богатое видовое разнообразие бактерий, способных диссимилятивно восстанавливать сульфаты [29]. Важным условием для роста сульфатредукторов является создание низкого ОВП. Для начала их развития необходимо, чтобы ОВП среды был ниже –200 мВ. Для этого в среду добавляют сероводород, цистеин или другие соединения, которые снижают ОВП и таким образом способствуют росту сульфатредуцирующих бактерий. Правда, некоторые сульфатредуцирующие бактерии, например, *Desulfovibrio gigas*, способны расти при высоких значениях окислительно-восстановительного потенциала –80 мВ, а метаногенез в культуре *Methanosarcina thermophile TS-2* и *Methanobacterium thermophilum M* наблюдается в диапазоне значений ОВП от 100 до –400 мВ. Оптимальные значения ОВП зависят как от культуры, так и от природы источника углерода и энергии. Отклонение ОВП среды от оптимальных значений не приводит к прекращению создания метана, а влияет лишь на скорость процесса. Облигатные анаэробные сульфатредуцирующие бактерии *Desulfovibrio vulgaris* и *Desulfovibrio desulfuricans* в присутствии сульфатов редуцируют U (6+) и Tc (7+). Семивалентный технеций, как и Fe (3+), восстанавливающие бактерии используют в качестве терминального акцептора электронов [14].

Для технологии биологической очистки воды гальванических производственных вод от тяжелых металлов эффективными являются бактерии, которые восстанавливают элементную серу при окислении органических веществ. Благодаря тому что редуция серы происходит при более высоких значениях ОВП, этот процесс способны проводить анаэробно дышащие аэробные бактерии, с которыми значительное легче работать на биологических очистных сооружениях.

До недавнего времени считалось, что диссимилятивно использовать сульфат способны

только облигатно анаэробные бактерии. Однако в научной литературе имеются единичные сообщения, что этот процесс можно проводить денитрифицирующими бактериями рода *Pseudomonas*, такими, например, как *P. stutzeri*, *P. mendocina*. Восстановление сульфата эти бактерии производят, как и облигатные анаэробы, до сероводорода.

Из природных и промышленных экониш выделено пять штаммов сульфатредуцирующих бактерий, которые по физиологическим и морфолого-культуральным свойствам отнесены к родам *Pseudomonas* и *Rhodococcus*. *Pseudomonas sp.* восстанавливает сульфат даже в присутствии кислорода, снижая ОВП среды до -180 мВ. Значительно интенсивнее редукция сульфата протекает в анаэробных условиях, но ОВП снижается до такого же уровня [25]. Авторы утверждают, что и в аэробных и в анаэробных условиях культура снижает ОВП до оптимального для своего роста уровня -160 мВ.

Интерес в научном и практическом плане представляют собой микроорганизмы, которые способны восстанавливать ионы тяжелых металлов в элементную форму. Так, *P. maltophilia* способна восстанавливать ионы свинца, ртути, мышьяка, платины, циркония в элементную форму при концентрации их в растворе до 5 мг/дм³. Железоредактирующие бактерии Fe (3+) восстанавливают Au (3+) до Au (0), используя водород в качестве донора электронов. *Phodospirillum rubrum* восстанавливают селенат в элементарный селен. Известно также, что некоторые ионы микроэлементов восстанавливаются бактериями до нулевой валентности.

Ряд публикаций последних лет посвящены полиредуктазной активности микроорганизмов [31]. Так, культура *Pyrobaculum islandicum* при культивировании в присутствии водорода как донора электронов способна восстанавливать Fe (3+). К тому же этот процесс культура проводит при температуре 100 °С. На окисление 1 моля водорода приходится 2 моля Fe (3+). Суспензия клеток этой бактерии редуцирует U (6+), Te (7+), Cr (6+), Co (3+), Mn (6+), используя водород как донор электронов [22].

Deinococcus radiodurans R1 — радиационно резистентный штамм, который выживает при дозе ионизирующей радиации $15\ 000$ Gy, в анаэробных условиях восстанавливает Fe (3+), U (6+), Te (7+),

Cr (6+) и может быть использован для ремедиации радиационно-загрязненных экониш, в которых другие культуры выжить не могут.

Результаты исследования и обсуждение

Знание принципов и механизмов анаэробных трансформаций необходимо для создания эффективных и надежных систем анаэробной обработки сточных вод и твердых отходов различных промышленных производств. Так как научные исследования в этой отрасли только начались, можно надеяться, что большинство аэробных биотехнологий защиты окружающей среды в ближайшее время будут заменены на аноксидные и анаэробные.

Первые результаты исследований по реализованным новым технологическим схемам уже стали появляться в практике и примером может служить способ гранулирования активного ила и использования его возможностей в аноксидных и анаэробных условиях [2, 15–19, 21, 25, 28]. Опыты и исследования показывают, что многообещающим в этом направлении является изучение уже существующих в природе метаболических возможностей микроорганизмов, а не конструирование новых искусственных генетически измененных бактерий, которые имеют очень мало шансов выжить в такой экосистеме на очистных сооружениях, где обрабатываются, как промышленные, так бытовые и ливневые сточные воды.

Заключение

Разные типы анаэробных реакций трансформации органических соединений, которые открыты в последнее время, расширили круг субстратов, которые поддаются анаэробному расщеплению, а также число родов и видов бактерий, которые катализируют эти реакции. Поэтому неудивительно, что этой проблеме исследователи уделяют все большее внимание в своих исследованиях.

Поиски и селекция штаммов чистых культур или их ассоциаций дадут возможность открыть новые пути трансформации органических веществ как в природе, так и в других экологических нишах и разобраться во внутренних взаимоотношениях бактерий в микробном биоценозе. Это необходимо для того чтобы предусмотреть снижение или полное удаление синтетических веществ, ксенобиотиков в естественных условиях, где в значительной мере благодаря деятель-

ности человека аэробные условия постепенно вытесняются и заменяются на анаэробные.

При отсутствии кислорода микроорганизмы способны расщеплять, трансформировать или синтезировать почти все сложные органические соединения аналогичными или идентичными путями, которые используют аэробы. В некоторых случаях анаэробы имеют даже больше метаболических возможностей. Очистка сточных вод, которые содержат соединения естественного происхождения, можно вести также путем спиртового брожения с получением технического этилового спирта, который можно использовать в качестве горючего для автомобилей. Достоверно известно, что анаэробную очистку воды можно проводить с образованием и других ценной конечных продуктов, особенно это актуально при обработке сточных вод, которые содержат высокие концентрации сульфатов. Для достижения этой цели необходимо изучать и использовать ассоциации анаэробных бактерий, которые производят соответствующие трансформации.

Литература

1. Абдрашитова, С. А., Илялетдинов, А. Н., Убайдулаева, А. К. и Айткельдиева, С. А. (1990). Восстановление некоторых переменновалентных элементов гетеротрофными микроорганизмами. Вестник АН Казахской ССР, № 2, сс. 60–63.
2. Владимирова, И. С., Емельянов, В. М., Филиппова, Н. К. и Кошкина, Л. Ю. (2009). Интенсификация процессов аэробного культивирования микроорганизмов. Вестник Казанского технологического университета, № 2, сс. 90–95.
3. Гвоздяк, П. И. (1989). Альтернативные пути окисления органических веществ микроорганизмами. В: 7-й съезд Украинского микробиологического общества. Черновцы, сс. 145–149.
4. Гвоздяк, П. И. и Дмитриенко, Г. Н. (1991). Альтернативные акцепторы электронов при окислении органических веществ микроорганизмами в очистке воды. Химия и технология воды, т. 13, № 9, сс. 857–861.
5. Гвоздяк, П. И., Дмитренко, Г. Н. и Куликов Н. И. (1985). Очистка промышленных сточных вод прикрепленными бактериями. Химия и технология воды, т. 7, № 1, сс. 80–81.
6. Григорьева, Т. Ю. (1988). Перспективы использования денитрифицирующих бактерий в очистке сточных вод от анионных ПАВ. В: сб. «Микробиологические методы защиты окружающей среды», сс. 79–85.
7. Григорьева, Т. Ю. (2002). Деструкция алкосульфатов факультативно анаэробными бактериями. В: IV Украинская биохимическая конференция. К.: Наукова думка, сс. 232–239.
8. Данилович, Д. А., Мойжес, О. В., Алексеев, М. И., Николаев, Ю. А. и Акментина, А. В. (2009). Опыт культивирования гранулированного активного ила для очистки городских сточных вод. В: Сборник научных трудов ОАО «НИИ ВОДГЕО». М.: изд-во: ВСТ, сс. 19–25.
9. Емельянов, В. М., Билялова, З. М., Владимирова, И. С. и Валеева, Р. Т. (1988). Культивирование микроорганизмов в присутствии хелатных переносчиков кислорода. Acta Biotechnologica, т. 8, № 4, сс. 335–340. DOI: 10.1002/abio.370080409.
10. Иваненко, И. И. (2017). Редокс-последовательность при дыхании бактерий. Вестник гражданских инженеров, № 3 (62), сс. 155–159. DOI: 10.23968/1999-5571-2017-14-3-155-159.
11. Иваненко, И. И., Цветкова, Л. И. и Новикова, А. М. (2018). Изучение использования Mn(4+) как терминального акцептора электронов для нитратредуктирующих аэробных микроорганизмов. В: V Всероссийская научно-практическая конференция «Биотехнология в интересах экологии и экономики Сибири и Дальнего Востока», 25–27 июня 2018 г. Улан-Удэ: изд-во ВСГУТУ, сс. 85–90.
12. Казакова, Е. А. (2007). Лабораторные исследования процесса удаления аммония из сливных вод методом Anapmox. В: 60-я международная научно-техническая конференция молодых ученых (аспирантов, докторантов) и студентов «Актуальные проблемы современного строительства». М.: МГСУ, сс. 12–18.
13. Казакова, Е. А. (2011). Использование хемоавтотрофных микроорганизмов в процессах очистки сточных вод от азота в аноксидных условиях. Диссертация на соискание ученой степени кандидата технических наук. М.: МГАКХиС, 152 с.
14. Казакова, Е. А. (2011). Свойства новых бактерий, осуществляющих процесс аноксидного окисления аммония. В: 63-я международная научно-техническая конференция молодых ученых «Актуальные проблемы современного строительства». СПб.: СПбГАСУ, ч. 3, сс. 19–21.
15. Квасников, Е. И., Ключникова, Т. М., Касаткина, Т. П., Степанюк, В. В. и Куберская, С. Л. (1955). Бактерии, восстанавливающие хром в природе и в стоках производственных предприятий. Микробиология, т. 57, № 4, сс. 680–685.
16. Могилевич, Н. Ф. (1995). Иммуобилизованные микроорганизмы и очистка воды. Микробиологический журнал, т. 57, № 5, сс. 90–105.
17. Николаев, Ю. А., Данилович, Д. А., Мойжес, О. В., Казакова, Е. А. и Грачев В. А. (2008). Анаэробное окисление аммония в возвратных потоках от обработки сброженного осадка (АНАММОКС). В: Материалы Международного конгресса «ЭКВАТЭК-2008», Москва, 3–6 июня 2008 года, сс. 159–163.
18. Потапенко, С. О., Потапенко, О. П. и Свительский, В. П. (1995). Технология анаэробного очищения сточных вод на основе гранулированной биомассы. Энерготехнология и ресурсосбережение, № 3, сс. 41–48.
19. Цветкова, Л. И., Иваненко, И. И. и Новикова, А. М. (2018). Восстановление Cr(6+) культурой *Pseudomonas mendocina* в лабораторном биореакторе. Вода и экология: проблемы и решения, № 1, сс. 83–90. DOI: 10.23968/2305–3488.2018.23.1.83–90.
20. Шотина, К. В. (2010). Очистка городских сточных вод от азота и фосфора с использованием повышенных доз активного ила. Диссертация на соискание ученой степени кандидата технических наук. СПб., М.: СПбГАСУ, Мосводоканал, 86 с.

21. Awadallah, R. M., Soltan, M. E., Shabeb, M. S. A. and Moalla, S. M. N. (1998). Bacterial removal of nitrate, nitrite and sulphate in wastewater. *Water Research*, vol. 32, issue 10, pp. 3080–3084. DOI: 10.1016/S0043-1354(98)00069-4.

22. Francis, C. A., Obratsova, A. Y. and Tebo, B. M. (2000). Dissimilatory metal reduction by the facultative anaerobe *Pantoea agglomerans* SP1. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 66, issue 2, pp. 543–548. DOI: 10.1128/AEM.66.2.543-548.2000.

23. Kashefi, K. and Lovley, D. R. (2000). Reduction of Fe(III), Mn(IV), and toxic metals at 100°C by *Pyrobaculum islandicum*. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 66, issue 3, pp. 1050–1056. DOI: 10.1128/AEM.66.3.1050-1056.2000.

24. Koiti, T. and Kadzuesi, Ch. (2012). Use of oxygen for treatment of sewages. *Fuel and Combustion Engineering*, vol. 54, No. 10, pp. 739–747.

25. Neef, A., Amann, R., Schlesner, H. and Schleifer, K.-H. (1998). Monitoring a widespread bacterial group: *in situ* detection of planctomycetes with 16S rRNA-targeted probes. *Microbiology*, vol. 144, issue 12, pp. 3257–3266. DOI: 10.1099/00221287-144-12-3257.

26. Nevin, K. P. and Lovley, D. R. (2000). Lack of production of electron-shuttling compounds or solubilization of Fe(III) during reduction of insoluble Fe(III) oxide by *Geobacter metallireducens*. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 66, issue 5, pp. 2248–2251. DOI: 10.1128/AEM.66.5.2248-2251.2000.

27. Roden, E. E., Urrutia, M. M. and Mann, C. J. (2000). Bacterial reductive dissolution of crystalline Fe(III) oxide in continuous-flow column reactors. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 66, issue 3, pp. 1062–1065. DOI: 10.1128/AEM.66.3.1062-1065.2000.

28. Schmid, M. C., Maas, B., Dapena, A., van de Pas-Schoonen, K., van de Vossenberg, J., Kartal, B., van Niftrik, L., Schmidt, I., Cirpus, I., Gijss Kuenen, J., Wagner, M., Sinninghe Damste, J. S., Kuypers, M., Revsbech, N. P., Mendez, R., Jetten, M. S. M. and Strous, M. (2005). Biomarkers for *in situ* detection of anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 71, issue 4, pp. 1677–1684. DOI: 10.1128/AEM.71.4.1677-1684.2005.

29. Spear, J. R., Figueroa, L. A. and Honeyman, B. D. (2000). Modeling reduction of uranium U(VI) under variable sulfate concentrations by sulfate-reducing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 66, issue 9, pp. 3711–3721. DOI: 10.1128/AEM.66.9.3711-3721.2000.

30. Tor, J. M., Kashefi, K. and Lovley, D. R. (2001). Acetate oxidation coupled to Fe(III) reduction in hyperthermophilic microorganisms. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 67, issue 3, pp. 1363–1365. DOI: 10.1128/AEM.67.3.1363-1365.2001.

31. Van Dongen, U., Jetten, M. S. M. and van Loosdrecht, M. C. M. (2001). The SHARON®-Anammox® process for treatment of ammonium rich wastewater. *Water Science & Technology*, vol. 44, issue 1, pp. 153–160. DOI: 10.2166/wst.2001.0037.

32. Widdel, F. (1988). Microbiology and ecology of sulfate- and sulfur-reducing bacteria. In: Zehnder, A. J. B. (ed.) *Biology of anaerobic microorganisms*. New York: John Wiley & Sons, pp. 469–584.

33. Zehnder, A. J. B. and Svensson, B. H. (1986). Life without oxygen: what can and what cannot? *Experientia*, vol. 42, issue 11–12, pp. 1197–1205. DOI: 10.1007/BF01946391.

References

1. Abdrashitova, P. A., Ilyaletdinov, A. N., Ubaydulaeva, A. K. and Aytgeldieva, P. A. (1990). Reduction of some transition elements by heterotrophic microorganisms. *Vestnik AN Kazakhskoy SSR (Bulletin of the Academy of Sciences of the Kazakh Soviet Socialist Republic)*, No 2, pp. 60–63.

2. Vladimirova, I. S., Yemelyanov, V. M., Filippova, N. K. and Koshkina, L. Yu. (2009). Intensification of processes for aerobic cultivation of microorganisms. *Herald of the Kazan Technological University*, No. 2, pp. 90–95.

3. Gvozdyak, P. I. (1989). Alternative ways for oxidation of organic substances by microorganisms. In: *7th Congress of the Ukrainian Microbiological Society*, Chernivtsi, pp. 145–149.

4. Gvozdyak, P. I. and Dmitrienko, G. I. (1991). Alternative acceptors of electrons during oxidation of organic substances by microorganisms in water treatment. *Water Chemistry and Technology*, vol. 13, No. 9, pp. 857–861.

5. Gvozdyak, P. I., Dmitrienko, G. N. and Kulikov, N. I. (1985). Treatment of industrial sewage with attached bacteria. *Water Chemistry and Technology*, vol. 7, No. 1, pp. 80–81.

6. Grigoryeva, T. Yu. (1988). Prospects of using denitrifying bacteria in sewage cleaning from anionic surfactants. In: *Microbiological methods of environment protection*, pp. 79–85.

7. Grigoryeva, T. Yu. (2002). Destruction of alkylsulfates with facultative anaerobic bacteria. In: *4th Ukrainian Biochemical Conference*. Kiev: Naukova Dumka, pp. 232–239.

8. Danilovich, D. A., Moyzhes, O. V., Alekseyev, M. I., Nikolayev, Yu. A. and Akmentina A. V. (2009) Experience in cultivation of granular activated sludge for sewage treatment. In: *Collection of scientific works of OAO NII VODGEO*. Moscow: VST, pp. 19–25.

9. Emelyanov, V. M., Bilyalova, Z. M., Vladimirova I. S. and Valeeva, R. T. (1988). Cultivation of microorganisms in the presence of chelate oxygen carriers. *Acta Biotechnologica*, vol. 8, issue 4, pp. 335–340. DOI: 10.1002/abio.370080409.

10. Ivanenko, I. I. (2017). Redox-sequence at bacterial respiration. *Bulletin of Civil Engineers*, No. 3 (62), pp. 155–159. DOI: 10.23968/1999-5571-2017-14-3-155-159

11. Ivanenko, I. I., Tsvetkova, L. I. and Novikova, A. M. (2018). Studying the use of Mn (4) as a terminal electron acceptor for nitrate-reducing aerobic microorganisms. In: *5th All-Russian Scientific and Practical Conference “Biotechnology in Ecology and Economy of Siberia and Far East”*, June 25–27, 2018. Ulan-Ude: Publishing House of the East Siberia State University of Technology and Management, pp.85–90.

12. Kazakova, Ye. A. (2007). Laboratory researches of process of removal of an ammonium of drain waters by Anammox method. In: *60th International Scientific and Technical Conference of Young Scientists (PhD Students, Second Doctorate Students) and Students “Challenging Issues of Modern Construction”*. Moscow: Moscow State University of Civil Engineering, pp.12–18.

13. Kazakova, Ye. A. (2011). Use of chemoautotrophic microorganisms in processes of a sewage disposal from nitrogen in anoxic conditions. PhD Thesis in Engineering. Moscow: Moscow State Academy of Municipal Economy and Construction, 152 p.

14. Kazakova, Ye. A. (2011). Properties of the new bacteria performing anoxic oxidation of ammonium. In: *63rd International Scientific and Technical Conference of Young*

Scientists "Challenging Issues of Modern Construction". Saint Petersburg: Saint Petersburg state University of Architecture and Civil Engineering, part 3. pp. 19–21.

15. Kvasnikov, E. I., Kliushnikova, T. M., Kasatkina, T. P., Stepaniuk, V. V. and Kuberskaia, S. L. (1988). Bacteria reducing chromium in nature and in effluents of industrial plants. *Microbiology*, vol. 57, No. 4, pp. 680–685.

16. Mogilevich, N. F. (1995). Immobilized microorganisms and water purification. *Microbiological Journal*, vol. 57, No. 5, pp. 90–105.

17. Nikolaev, Yu. A., Danilovich, D.A., Moyzhes, O. V., Kazakov, E. A. and Grachev, V. A. (2008). Anaerobic oxidation of ammonium in return streams after processing of digested sludge (ANAMMOX). In: *Proceedings of the International Forum ECWATECH-2008*, Moscow, June 3–6, 2008, pp. 159–163.

18. Potapenko, S. O., Potapenko, O. P. and Svitelsky, V. P. (1995). Technology of anaerobic cleaning of sewage based on the granular biomass. *Energotekhnologii i Resursoberezeniye (Energy Technologies and Resource Saving)*, No. 3, pp. 41–48.

19. Tsvetkova, L. I., Ivanenko, I. I. and Novikova, A. M. (2018). Cr(6+) recovery by *Pseudomonas mendocina* culture in laboratory bioreactor. *Water and Ecology*, No. 1, pp. 83–90. DOI: 10.23968/2305-3488.2018.23.1.83-90.

20. Shotina, K. V. (2010). *Cleaning of municipal sewage from nitrogen and phosphorus using high doses of activated sludge*. PhD Thesis in Engineering. Saint Petersburg, Moscow: Saint Petersburg State University of Architecture and Civil Engineering, Mosvodokanal, 86 p.

21. Awadallah, R. M., Soltan, M. E., Shabeb, M. S. A. and Moalla, S. M. N. (1998). Bacterial removal of nitrate, nitrite and sulphate in wastewater. *Water Research*, vol. 32, issue 10, pp. 3080–3084. DOI: 10.1016/S0043-1354(98)00069-4.

22. Francis, C. A., Obraztsova, A. Y. and Tebo, B. M. (2000). Dissimilatory metal reduction by the facultative anaerobe *Pantoea agglomerans* SP1. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 66, issue 2, pp.543–548. DOI: 10.1128/AEM.66.2.543-548.2000.

23. Kashefi, K. and Lovley D. R. (2000). Reduction of Fe(III), Mn(IV), and toxic metals at 100°C by *Pyrobaculum islandicum*. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 66, issue 3, pp. 1050–1056. DOI: 10.1128/AEM.66.3.1050-1056.2000.

24. Koiti, T. and Kadzuesi, Ch. (2012). Use of oxygen for treatment of sewages. *Fuel and Combustion Engineering*, vol. 54, No. 10, pp.739–747.

25. Neef, A., Amann, R., Schlesner, H. and Schleifer K.-H. (1998). Monitoring a widespread bacterial group: *in situ* detection of planctomycetes with 16S rRNA-targeted probes. *Microbiology*, vol. 144, issue 12, pp. 3257–3266. DOI: 10.1099/00221287-144-12-3257.

26. Nevin, K. P. and Lovley, D. R. (2000). Lack of production of electron-shuttling compounds or solubilization of Fe(III) during reduction of insoluble Fe(III) oxide by *Geobacter metallireducens*. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 66, issue 5, pp. 2248–2251. DOI: 10.1128/AEM.66.5.2248-2251.2000.

27. Roden, E. E., Urrutia, M. M. and Mann, C. J. (2000). Bacterial reductive dissolution of crystalline Fe(III) oxide in continuous-flow column reactors. *Applied and Environmental Microbiology*, vol.66, issue 3, pp. 1062–1065. DOI: 10.1128/AEM.66.3.1062-1065.2000.

28. Schmid, M. C., Maas, B., Dapena, A., van de Pas-Schoonen, K., van de Vossenberg, J., Kartal, B., van Niftrik, L., Schmidt, I., Cirpus, I., Gijs Kuenen, J., Wagner, M., Sinninghe Damste, J., Kuypers, M., Revsbech, N. P., Mendez, R., Jetten, M. S. M. and Strous M. (2005). Biomarkers for *in situ* detection of anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 71, issue 4, pp. 1677–1684. DOI: 10.1128/AEM.71.4.1677-1684.2005.

29. Spear, J. R., Figueroa, L. A. and Honeyman, B. D. (2000). Modeling reduction of uranium U(VI) under variable sulfate concentrations by sulfate-reducing bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 66, issue 9, pp. 3711–3721. DOI: 10.1128/AEM.66.9.3711-3721.2000.

30. Tor, J. M., Kashefi, K. and Lovley D. R. (2001). Acetate oxidation coupled to Fe(III) reduction in hyperthermophilic microorganisms. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 67, issue 3, pp. 1363–1365. DOI: 10.1128/AEM.67.3.1363-1365.2001.

31. Van Dongen, U., Jetten M. S. M. and van Loosdrecht, M. C. M. (2001). The SHARON®-Anammox® process for treatment of ammonium rich wastewater. *Water Science & Technology*, vol. 44, issue 1, pp.153–160. DOI: 10.2166/wst.2001.0037.

32. Widdel, F. (1988). Microbiology and ecology of sulfate- and sulfur- reducing bacteria. In: Zehnder, A. J. B. (ed.) *Biology of anaerobic microorganisms*. New York: John Wiley & Sons, pp. 469–584.

33. Zehnder, A. J. B. and Svensson, B. H. (1986). Life without oxygen: what can and what cannot? *Experientia*, vol. 42, issue 11–12, pp. 1197–1205. DOI: 10.1007/BF01946391.

Авторы

Иваненко Ирина Ивановна, канд. техн. наук, доцент Санкт-Петербургский государственный архитектурно-строительный университет, Санкт-Петербург, Россия
E-mail: i5657@mail.ru

Новикова Антонина Михайловна
Санкт-Петербургский государственный архитектурно-строительный университет, Санкт-Петербург, Россия
E-mail: antonina.amin2016@yandex.ru

Духовской Владислав Дмитриевич
Санкт-Петербургский государственный архитектурно-строительный университет, Санкт-Петербург, Россия
E-mail: vlad-dzu@mail.ru

Authors

Ivanenko, Irina Ivanovna (56450597000)
Ph. D. in Engineering, Associate Professor
Saint Petersburg State University of Architecture and Civil Engineering, St. Petersburg, Russia
E-mail: i5657@mail.ru

Novikova Antonin Michailovna
Saint Petersburg State University of Architecture and Civil Engineering, St. Petersburg, Russia
E-mail:antonina.amin2016@yandex.ru

Dukhovskoi Vlad Dmitrievich
Saint Petersburg State University of Architecture and Civil Engineering, St. Petersburg, Russia
E-mail: vlad-dzu@mail.ru