

ВЛИЯНИЕ РЕДОКС-ПОТЕНЦИАЛА НА ФОСФАТАЦИЮ ИЛОВОЙ ЖИДКОСТИ В ТЕХНОЛОГИЯХ БИОЛОГИЧЕСКОГО УДАЛЕНИЯ ФОСФОРА

Юрченко В. А., Смирнов А. В., Есин М. А., Левашова Ю. С.

EFFECT OF THE REDOX POTENTIAL ON SLUDGE LIQUOR PHOSPHATATION IN BIOLOGICAL PHOSPHORUS REMOVAL TECHNOLOGIES

Iurchenko V. A., Smyrnov O. V., Yesin M. A., Levashova Yu. S.

Аннотация

Введение. Определяющую роль в оптимизации процесса удаления соединений фосфора в технологии усовершенствованного биологического удаления фосфора (EBPR — Enhanced Biological Phosphorus Removal) при чередовании анаэробных и аэробных режимов играет активность метаболизма фосфат-аккумулялирующих организмов (ФАО) в анаэробных условиях. На эффективность биологической очистки сточных вод от фосфатов влияют ряд химических, физических, физико-химических, гидравлических и биологических факторов. Поскольку удаление фосфатов ФАО связано с переносом ионов через клеточную мембрану, представляет научный и практический интерес влияние на процессы фосфатации и дефосфатации в системах с активным илом редокс-потенциала водной среды. **Методы.** Фосфатацию сточных вод в анаэробных и аноксидных условиях исследовали при лабораторном экспериментировании и при обследовании действующих очистных сооружений с аэротенками без зонирования и аэротенками с зонированием. В лабораторных экспериментах установлены количественные зависимости скорости фосфатации сточной воды от значений ОВП среды и разности между ОВП в различных участках аэротенков. **Результаты.** Максимально достигнутая фосфатаккумулялирующая емкость неадаптированного ила при проточном режиме культивирования в лабораторных условиях составляла 61,1 мг PO_4 /г ила. В действующих очистных сооружениях показатель ОВП водных сред более чувствителен и более детально отражает окислительно-восстановительную ситуацию в среде, чем концентрация кислорода. При очистке сточных вод в аэротенках с зонированием значение ОВП и концентрация фосфора фосфатов в иловой жидкости имели противоположную динамику. **Заключение.** Анализ динамики концентрации фосфатов и ОВП в аэротенках с зонированием позволяет предположить, что для фосфатации-дефосфатации сточной воды более значимым параметром является не абсолютное значение ОВП, а разность ОВП водных сред, создаваемых в различных зонах аэротенка. В целом окислительно-восстановительные характеристики взаимодействующих водных сред играют важную роль в миграции фосфатов в системе активный ил – сточная вода в технологии EBPR и могут использоваться как управляющие воздействия.

Ключевые слова: технология усовершенствованного биологического удаления фосфора, фосфат-аккумулялирующие организмы, фосфатация, дефосфатация, редокс-потенциал, зонирование аэротенков.

Abstract

Introduction. The metabolic activity of phosphate accumulating organisms (PAOs) under anaerobic conditions plays a decisive role in optimizing the process of removing phosphorus compounds in the Enhanced Biological Phosphorus Removal (EBPR) technology when alternating anaerobic and aerobic modes. A number of chemical, physical, physical-and-chemical, hydraulic, and biological factors affect the efficiency of biological wastewater treatment aimed at the removal of phosphates. Since the removal of phosphates using PAOs is associated with the transfer of ions through the cell membrane, the impact of the redox potential of the aquatic environment on phosphatation and dephosphatation in systems with activated sludge is of scientific and practical interest. **Methods.** Phosphatation of wastewater under anaerobic and anoxic conditions was studied during laboratory experiments and inspection of existing wastewater treatment plants with aeration tanks with and without zoning. In laboratory experiments, quantitative dependences of the wastewater phosphatation rate on the ORP values in the environment and the difference between the ORP values in different areas of aeration tanks were established. **Results.** The maximum achieved phosphate accumulation capacity of the unadapted sludge in the flow-through mode of cultivation under laboratory conditions was 61.1 mg of PO_4 /g of sludge. At the existing wastewater treatment plants, the ORP indicator of aquatic environments is more sensitive and describes the oxidation-reduction situation in more detail than the oxygen concentration. As for wastewater treatment in aeration tanks with zoning, the ORP value and the phosphorus concentration in phosphates in the sludge liquor had the opposite dynamics. **Conclusion.** The analysis of the phosphate concentration and ORP values in aeration tanks with zoning suggests that for wastewater phosphatation/dephosphatation, not the absolute ORP value, but the difference between the ORP values of aquatic environments created in different zones of an aeration tank is more significant. In general, oxidation-reduction characteristics of interacting aquatic environments play an important role in the migration of phosphates in the system of activated sludge–wastewater in the EBPR technology and can be used as control actions.

Keywords: Enhanced Biological Phosphorus Removal technology, phosphate accumulating organisms, phosphatation, dephosphatation, redox potential, aeration tank zoning.

Введение

Биологическая очистка сточных вод, основанная на рациональном использовании природных микробиологических процессов круговорота биогенных элементов в биосфере, является эффективным, экологичным и экономичным методом для удаления как органических, так и неорганических соединений, в частности, соединений азота и фосфора. Повышенное внимание к интенсификации существующих методов биологической очистки и разработке новых технологий и сооружений для глубокого удаления азот- и фосфорсодержащих соединений из городских и промышленных сточных вод биологическим путем обусловлено чрезвычайным обострением проблемы обеспечения качественной питьевой водой из поверхностных водных источников. Особенно актуальна эта проблема для стран Центральной Европы, Северной Америки и Южной Африки из-за интенсивной эвтрофикации природных водоемов, ключевым элементом которой является поступление соединений фосфора с недостаточно очищенными сточными водами.

Технология усовершенствованного биологического удаления фосфора (EBPR – Enhanced Biological Phosphorus Removal), относящаяся к наиболее выдающимся разработкам в области биологической очистки сточных вод конца XX века, позволяет удалять фосфаты на 70–97 % [21] (т. е. в полтора-два раза эффективнее, чем при обработке сточных вод по традиционной технологии) и надежно защитить природные водоемы от эвтрофикации. Процесс глубокого удаления соединений фосфора микробными ассоциациями в технологии EBPR происходит в два этапа (рис. 1): в анаэробных условиях (зона аэротенка с механическим перемешиванием) фосфаты выделяются из микробных клеток в водную среду (фосфатация), в аэробных условиях (зона аэротенка с пневматическим перемешиванием) фосфаты поступают из водной среды (дефосфатация) в микробные клетки. Причем за счет прироста ила количество удаленных фосфатов превосходит количества фосфатов, выделившихся в водную среду при фосфатации [1, 5, 6, 17, 22].

Физиологические, биохимические и генетические основы микробиологической миграции фосфатов в анаэробных и аэробных условиях исследованы довольно детально [7, 8, 14, 18, 19],

в том числе в сточных водах [7, 18, 19]. Фосфаты, удаленные из сточных вод, накапливаются в клетках бактерий в виде большого количества полифосфатов [7, 8, 18, 19] и выводятся из системы очистки с избыточным активным илом. Согласно современным представлениям, процесс биологического удаления фосфатов в реакторах с активным илом осуществляют фосфат-аккумулирующие организмы (ФАО), или микроорганизмы, аккумулирующие гликоген (ГАО) [18]. Эти микроорганизмы — гетеротрофные бактерии различных видов, объединенные способностью накапливать в клетках фосфор в форме полифосфатов при аэробных и аноксидных условиях, а в анаэробных условиях использовать полифосфаты в энергетическом обмене. В анаэробной стадии происходит гидролиз внутриклеточных полифосфатов, что позволяет ФАО использовать энергию этих соединений для поглощения органических субстратов и синтеза полигидроксиакантоатов [8, 19]. И именно активность метаболизма ФАО в анаэробных условиях, приводящего к фосфатации сточных вод, играет определяющую роль в оптимизации процесса удаления соединений фосфора биологическим методом при чередовании анаэробных и аэробных условий. Эти представления о механизме микробиологической фосфатации-дефосфатации сточных и природных вод в настоящее время активно развиваются, как и поиск способов усовершенствования технологии EBPR, а также методов ее оперативного контроля [2, 3, 8, 11].

Среди факторов среды (параметров обработки сточных вод), которые по данным целого ряда исследований оказывают существенное влияние на эффективность биологической очистки сточных вод от фосфатов, выделяют [1, 4, 6, 12, 14, 20, 22]: температуру иловой смеси, pH среды, БПК, концентрации в сточных водах летучих жирных кислот (ЛЖК), железа, калия, кальция и магния, азота, фосфора и соотношение их концентраций с концентрациями органических загрязнений, концентрацию растворенного кислорода, нитратов; нагрузку на ил (гидравлическую и удельную); возраст ила и продолжительность обработки.

Поскольку удаление фосфатов при биологической очистке сточных вод обусловлено миграцией ионов из клетки в окружающую водную

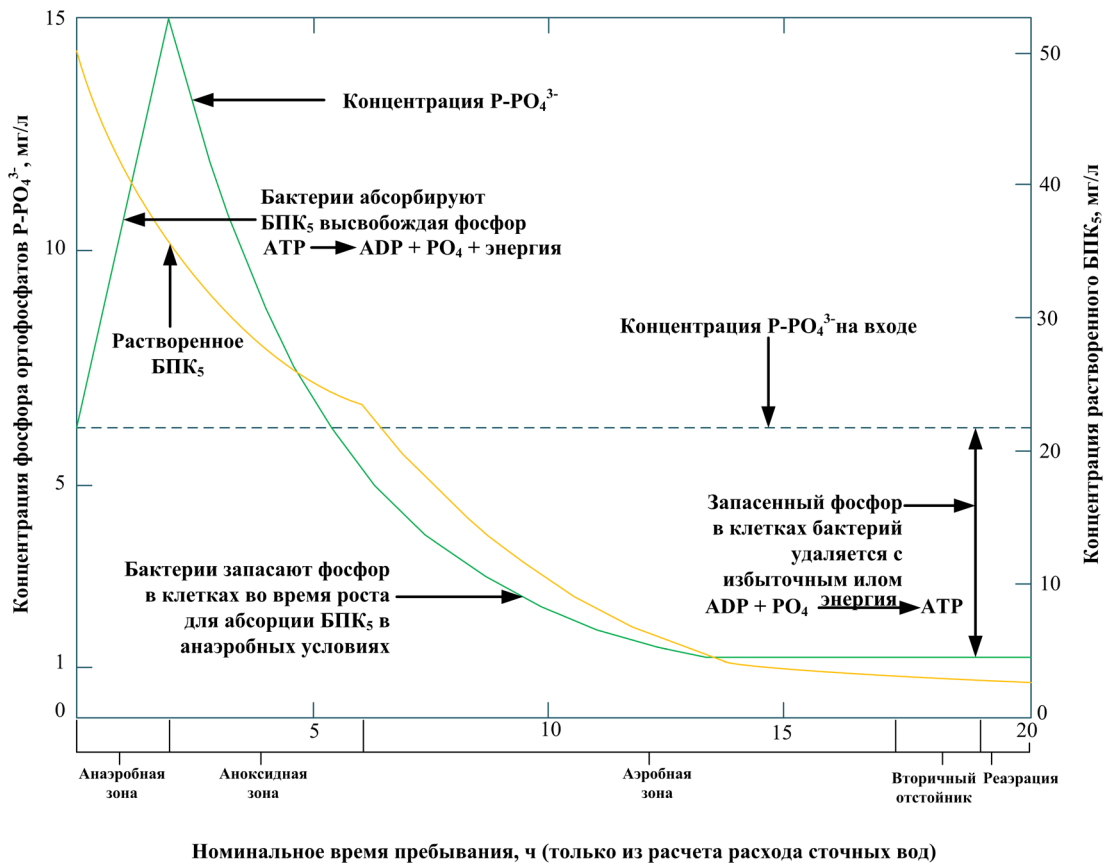


Рис. 1. Профиль изменения концентрации фосфатов при биологической очистке городских сточных вод от фосфора [20]

среду и из сточных вод в клетку, то на кинетику процесса могут оказывать влияние известные факторы переноса веществ через клеточную мембрану. К ним относятся химический потенциал, который зависит от температуры и концентрации веществ, а на заряженные частицы (ионы), кроме того, влияют электрические потенциалы (например, мембранный потенциал). Миграция ионов идет по градиенту электрохимического потенциала. В связи с этим представляет научный и практический интерес влияние на процессы фосфатации и дефосфатации водных сред в системах с активным илом такого параметра обработки как редокс-потенциал (окислительно-восстановительный потенциал — ОВП) водной среды. В научно-технической литературе есть рекомендации о необходимости учета этого параметра при расчете продолжительности пребывания воды в анаэробной зоне [10] в виде двух значений поправочного коэффициента, а также

рекомендации по оптимальным значениям редокс-потенциала при глубоком удалении фосфатов: ниже -140 мВ [17], -100 — -250 мВ в анаэробной зоне и -50 — $+50$ мВ в аноксидной зоне [15]. Однако эти отдельные значения не отражают в полном объеме численную зависимость активности процессов фосфатации-дефосфатации от окислительно-восстановительных условий в среде. Поскольку в настоящее время механизм процесса биологического удаления фосфора далеко не полностью ясен, он создает ряд проблем для стабильного и эффективного применения на практике. Исследования миграции фосфора в системе сточная вода–активный ил, выявление оперативно контролируемых управляющих воздействий этим процессом очень актуальны для разработки способов повышения эффективности извлечения фосфатов без существенных капитальных и эксплуатационных затрат, в том числе

и на сооружениях, работающих по традиционной схеме [13, 14].

Цель работы — количественная оценка влияния редокс-потенциала среды на фосфатацию сточных вод при контакте с активным илом в анаэробных и аноксидных условиях, определяющую эффект глубокого удаления соединений фосфора в технологии EBPR, оценка роли редокс-потенциала (неспецифического фактора переноса фосфат ионов через клеточную мембрану микроорганизмов) в процессах фосфатации-дефосфатации сточных вод.

Методы и материалы

Активность метаболизма ФАО в анаэробных и аноксидных условиях (фосфатация сточных вод) исследовали при лабораторном экспериментировании и обследовании действующих очистных сооружений. Объект лабораторных исследований и исследований на действующих городских очистных сооружениях в Российской Федерации (г. Набережные Челны) и в Украине (г. Харьков, г. Чернигов) — иловая жидкость и городские сточные воды.

Лабораторные исследования проводили в культиваторах объемом 2–10 дм³, оборудован-

ных датчиком ОВП и механическими мешалками. В лабораторных условиях искусственно изменяли ОВП иловой жидкости в различных вариантах опытов с использованием микродоз неорганических соединений (Na₂S, H₂O₂). Культивирование проводили в контактных условиях (экспозиция в течение 24 ч) при периодическом механическом перемешивании, а также в проточном режиме (при чередовании аэробных и анаэробных условий) при контроле ОВП среды, концентрации фосфатов и рН.

Отбор проб в действующих аэротенках без зонирования выполняли в следующих точках (рис. 2, а): 1 — поступающая сточная вода (верхний канал аэротенка), 2 — после смешения, 3 — конец 1-й зоны, 4 — середина аэротенка, 5 — конец аэротенка. В действующих аэротенках с зонированием отбор проб проводили в точках (рис. 2, б): 1 — поступающая сточная вода (верхний канал аэротенка), 2 — конец анаэробно-аноксидной зоны, 3 — конец первой зоны аэрации, 4 — конец аноксидной зоны, 5 — конец аэротенка (конец второй аэробной зоны).

Состав сточных вод — концентрацию фосфатов (ортофосфатов) и натратов — определяли

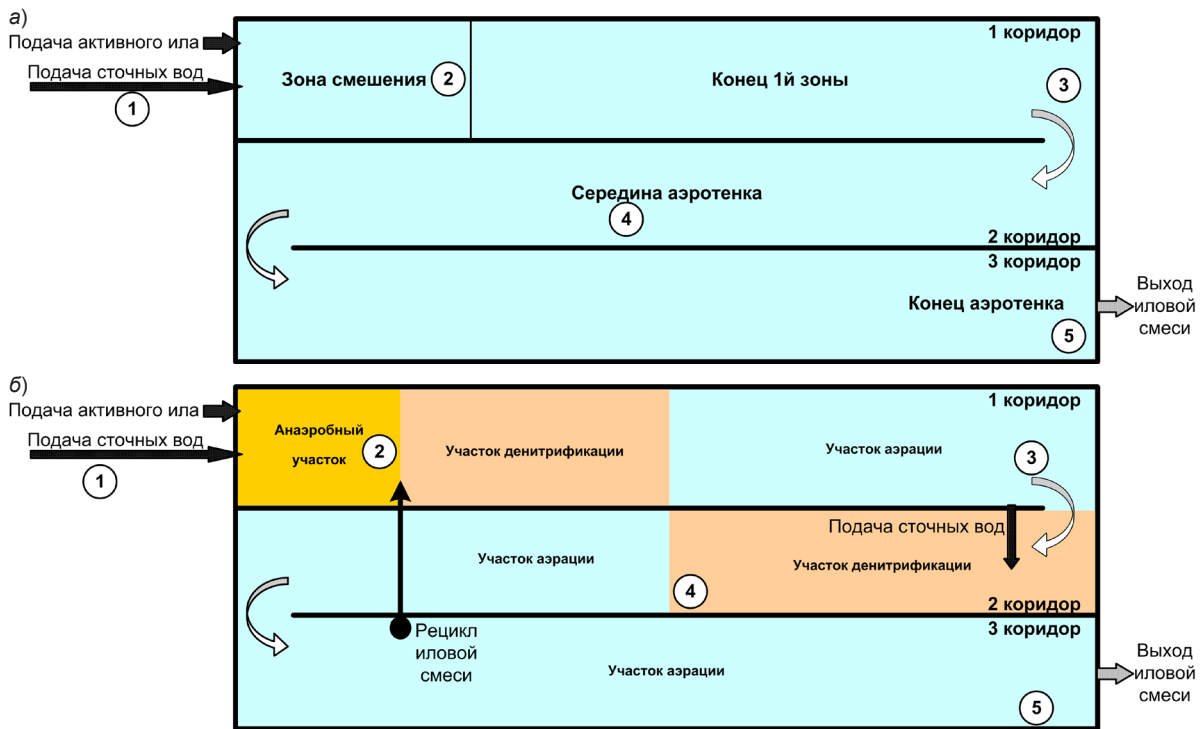


Рис. 2. Функциональные участки аэротенка и расположение точек отбора проб

по методикам, рекомендуемым нормативными документами Украины и Российской Федерации [9]. На действующих очистных сооружениях и в лабораторных экспериментах измерения ОВП сточных вод и иловой смеси проводили электрометрически, используя платиновый электрод, или с помощью портативного прибора NachHQ30d с датчиком RedOx. С помощью этих приборов измеряли значение ОВП относительно хлор-серебряного электрода сравнения. Концентрацию кислорода измеряли с помощью портативного прибора NachHQ30d с датчиком Oх. Статистическую обработку данных производили в компьютерной программе Microsoft Excel.

Результаты и обсуждение

Результаты параллельного контроля показателей (ОВП, концентрации PO_4^- и NO_3^-) в двух из 26 вариантов лабораторных экспериментов с периодическим механическим перемешиванием представлены в табл. 1. Как видно, в представленных вариантах значение ОВП иловой жидкости в процессе инкубации изменялось в пределах 60–80 мВ. Концентрация фосфатов при отсутствии в среде нитратов и высоком ХПК (иловая жидкость на сточной воде после I отстойника) достигала максимальных значений через 3–4 ч. При очень низком ХПК (иловая жидкость на сточной воде после II отстойника) и высокой концентрации нитратов активная фосфатация начиналась после окончания денитрификации и удаления нитратов (известного конкурирующего с микробиологической фосфатацией акцептора электронов [6, 14, 15, 17, 20, 22]), т. е. в условиях, отражаемых снижением ОВП до минимума.

На основании результатов лабораторных экспериментов, выполненных в контактных условиях при периодическом перемешивании иловой смеси, установили количественные показатели влияния исходного значения ОВП сточной воды на увеличение концентрации ортофосфатов при контакте с активным илом, неадаптированным к глубокому удалению фосфора (рис. 3). Скорость фосфатации сточной воды оценивали удельно, соотнося с концентрацией ила в системе.

Как видно, со снижением ОВП среды скорость фосфатации сточной воды стабильно возрастает, причем при значениях ниже –200 мВ особенно активно, что согласуется с данными других авторов [15, 17]. Абсолютное значение удельной скорости фосфатации несколько ниже этого показателя для илов, работающих в технологии EBPR [17], что можно объяснить неадаптированностью использованного ила к данной технологии.

Исходя из природы фосфатации сточных вод микроорганизмами активного ила [7, 8, 18, 19], рассматриваемой как процесс переноса фосфатов, которые образуются при гидролизе полифосфатов (причем с генерированием энергии), из клеточной среды в неклеточную более корректным представляется учет не только исходного значения ОВП сточной жидкости, но и его изменение, т. е. зависимость активности фосфатации от $\Delta\text{ОВП}$ смешиваемых водных сред ($E_{h_i} - E_{h_{i-1}}$) (рис. 4). Как видно, эта зависимость носит линейный характер (коэффициент корреляции 0,85) и увеличение разности ОВП (в области отрицательных значений этого показателя) пропорционально увеличению концентрации фосфатов в водной среде.

Таблица 1

Динамика показателей иловой жидкости в процессе инкубации с периодическим механическим перемешиванием

Продолжительность инкубации, ч	Сточная вода после I отстойника			Сточная вода после II отстойника		
	ОВП, мВ	PO_4^- , мг/дм ³	NO_3^- , мг/дм ³	ОВП, мВ	PO_4^- , мг/дм ³	NO_3^- , мг/дм ³
0	–280	20,2	0	+80	15,6	46,8
1	–270	29,3	0	+50	16,3	43,8
2	–265	57,5	0	+25	17,2	39,2
4	–230	77,7	0	+20	18,7	27,1
6	–220	77,6	0	0	18,9	8,9
15	–300	77,8	0	0	24,2	0
20	–340	75,8	0	0	54,5	0
24	–340	78,7	0	0	76,1	0

Полученные в лабораторных экспериментах данные позволили рассчитать потенциальную способность неадаптированного к глубокому удалению фосфора активного ила накапливать фосфаты (фосфатаккумулирующую емкость — ФАЕ) (табл. 2) по формуле

$$\text{ФАЕ} = \frac{C_{\max} - C_{\text{исх}}}{C_{\text{АИ}}}, \quad (1)$$

где C_{\max} — концентрация фосфатов в сточной воде, достигаемая в конце опыта, мг/дм³; $C_{\text{исх}}$ — концентрация фосфатов в сточной воде в начале опыта, мг/дм³; $C_{\text{АИ}}$ — доза ила по сухому веществу, г/дм³.

Как видно, ФАЕ активных илов КОС г. Чернигова существенно превышала ФАЕ активных илов КОС г. Харькова. Поскольку ХПК и БПК городских сточных вод, поступающих на очистные сооружения г. Харькова и г. Чернигова, содержание в них соединений азота, взвешенных веществ и значение рН мало отличались, то вероятной причиной достаточно больших различий в значении ФАЕ может быть бактериальный состав активного ила (концентрация ФАО), а также минеральный состав сточных вод. Например, в концентрации сульфатов, которая в сточных водах, поступающих на очистные сооружения г. Харь-

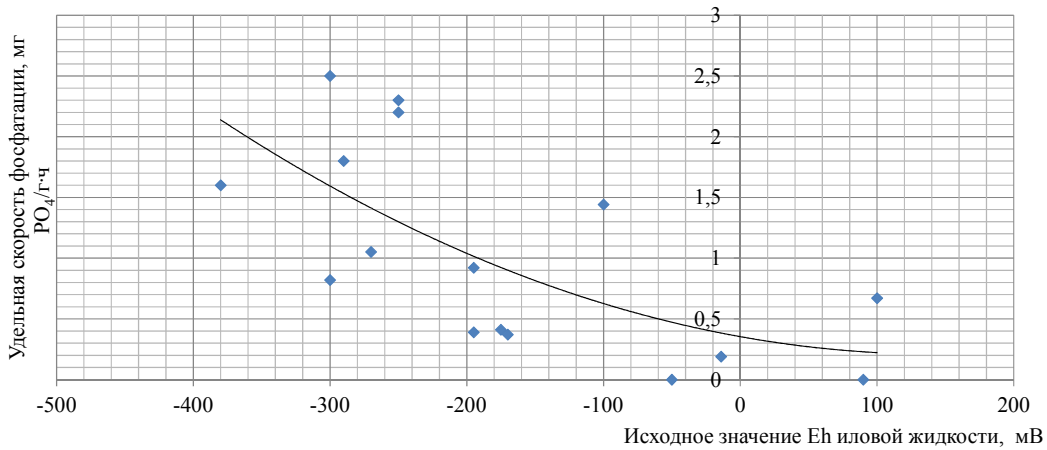


Рис. 3. Влияние ОВП среды на удельную скорость фосфатации

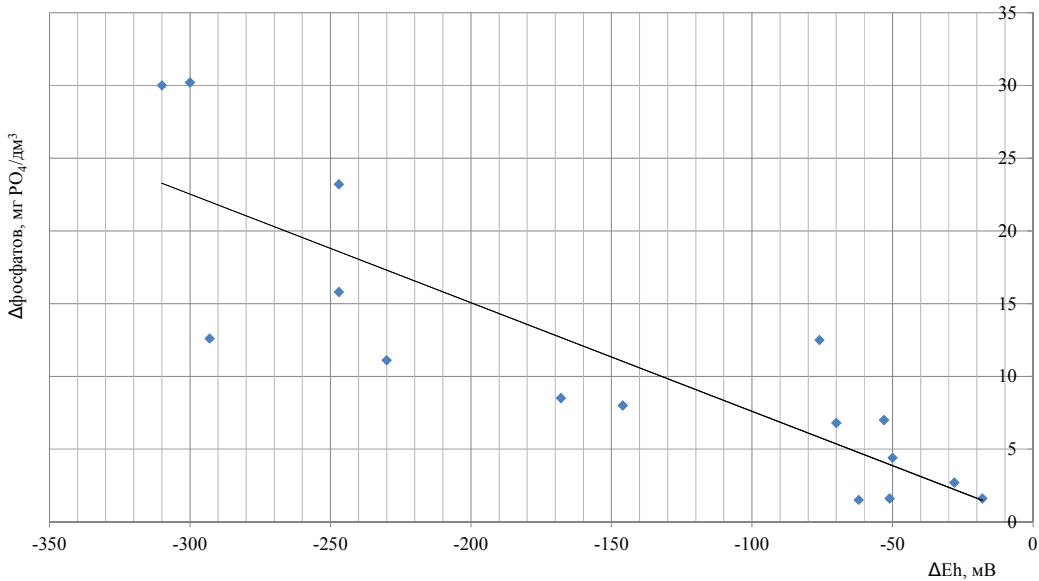


Рис. 4. Влияние разности ОВП на фосфотацию иловой жидкости

кова, практически в 10 раз превышала таковую в сточных водах, поступающих на очистные сооружения г. Чернигова. Максимально достигнутая ФАЕ в экспериментах с активным илом КОС г. Чернигов при контактном (непроточном) режиме культивирования составляла 55,2 мг $\text{PO}_4/\text{г}$ ила, а в проточном режиме — 61,1 мг $\text{PO}_4/\text{г}$ ила. Приведенные данные свидетельствуют о том, что оптимизация массообмена в системе значительно улучшила абсолютные показатели фосфатации сточных вод активным илом (ФАЕ) в анаэробных условиях обработки. Поскольку эксперимент продолжался 2 недели, то нельзя также исключать адаптацию активного ила к глубокому удалению соединений фосфора при чередовании аэробных и анаэробных условий. Абсолютные значения ФАЕ этого ила были несколько ниже, чем проявляют активные илы, работающие в системах EBPR [4, 14, 17]. Это также можно объяснить продолжительностью адаптации активных илов к чередованию анаэробных и аэробных условий: в наших экспериментах она была значительно меньше, чем в системах, работающих по технологии EBPR, и активный ил не накопил достаточного количества ФАО.

Данные измерения ОВП водных сред по этапам обработки сточных вод на городских очистных сооружениях представлены в табл. 3. Как видно, показатель ОВП среды чувствителен к концентрации фосфатов в среде. Кроме того, он более детально отражает окислительно-восстановительную ситуацию в среде, чем концентрация кислорода, учитывая концентрации акцепторов и доноров электронов в среде [20].

На рис. 5 представлены усредненные данные параллельного контроля ОВП и концентрации P-PO_4 в иловой жидкости аэротенков комплекса очистных сооружений г. Набережные Челны. На этих КОС используют как аэротенки без зонирования (только аэробные условия), так и аэротенки с зонированием (чередование анаэробных,

аноксидных и аэробных условий). Активный ил в аэротенки КОС подается из общей системы.

Как видно из рис. 5, при очистке сточных вод в аэротенке с зонированием и без зонирования значение ОВП и концентрация фосфора фосфатов в водной среде имеют в основном противоположную динамику: при снижении ОВП концентрация фосфатов в водной среде растет и, наоборот, при повышении ОВП более -100 мВ концентрация фосфатов в водной среде устойчиво снижается (дефосфатация). В аэротенке без зонирования (рис. 5, а) на первом этапе в зоне смешения сточной воды с активным илом ($\text{ОВП} \leq -100$ мВ) происходит фосфатация сточной воды и повышение концентрации P-PO_4 на 1–15 мг/дм³. В аэротенках с зонированием (рис. 5, б) на первом этапе — смешение сточной воды с активным илом, в результате рецикла иловой жидкости из аэробной зоны (рис. 2, б) ОВП среды выше, чем в аэротенке без зонирования — около -60 мВ, и фосфатация сточной воды не происходит, а наоборот, наблюдается дефосфатация. А в зоне с механическим перемешиванием (середина аэротенка) при ОВП от 0 до -30 мВ происходит существенное (приблизительно на 2 мг/дм³) повышение концентрации P-PO_4 . Таким образом, активная фосфатация сточной воды в аэротенках с зонированием в зоне механической аэрации происходит при значениях ОВП, которые значительно выше рекомендуемых (-50 мВ [15]) и отмеченных нами в лабораторных экспериментах (см. рис. 3). Можно предположить, что для фосфатации сточной воды более значимым параметром является не абсолютное значение ОВП, а разность ОВП водных сред, создаваемая в различных зонах аэротенка. Такой подход позволяет также объяснить, почему для активной фосфатации в анаэробной зоне необходим ОВП -200 мВ, а в аноксидной — только -50 мВ.

Остаточные концентрации фосфатов в сточной воде после обработки в аэротенках с зониро-

Таблица 2
Значения ФАЕ активных илов очистных сооружений г. Харькова и г. Чернигова, установленные в лабораторных экспериментах

Режим культивирования	ФАЕ активного ила очистных сооружений, мг $\text{PO}_4/\text{г}$ сух. ила	
	г. Харькова	г. Чернигова
Контактный	13,7	55,2
Проточный	Не провод.	61,1

Таблица 3

Значения окислительно-восстановительных характеристик сточных вод и концентрации в них ортофосфатов в динамике обработки на очистных сооружениях (г. Харьков)

Участок отбора проб	Показатели сточных вод		
	Eh, мВ	Концентрация O ₂ , мг/дм ³	Концентрация ортофосфатов, мг/дм ³
Поступающие	-272,4±12,59	0	13,1±1,55
После решеток	-188,5	0	Не опр.
После песколовок	-180,6	0	13,5±2,12
После I отстойника	-159,0±15,22	0	13,0±1,88
После аэротенков	122,5±62,41	2,4	5,2±0,56
После II отстойника	85,9±9,93	1,9	6,8±0,97

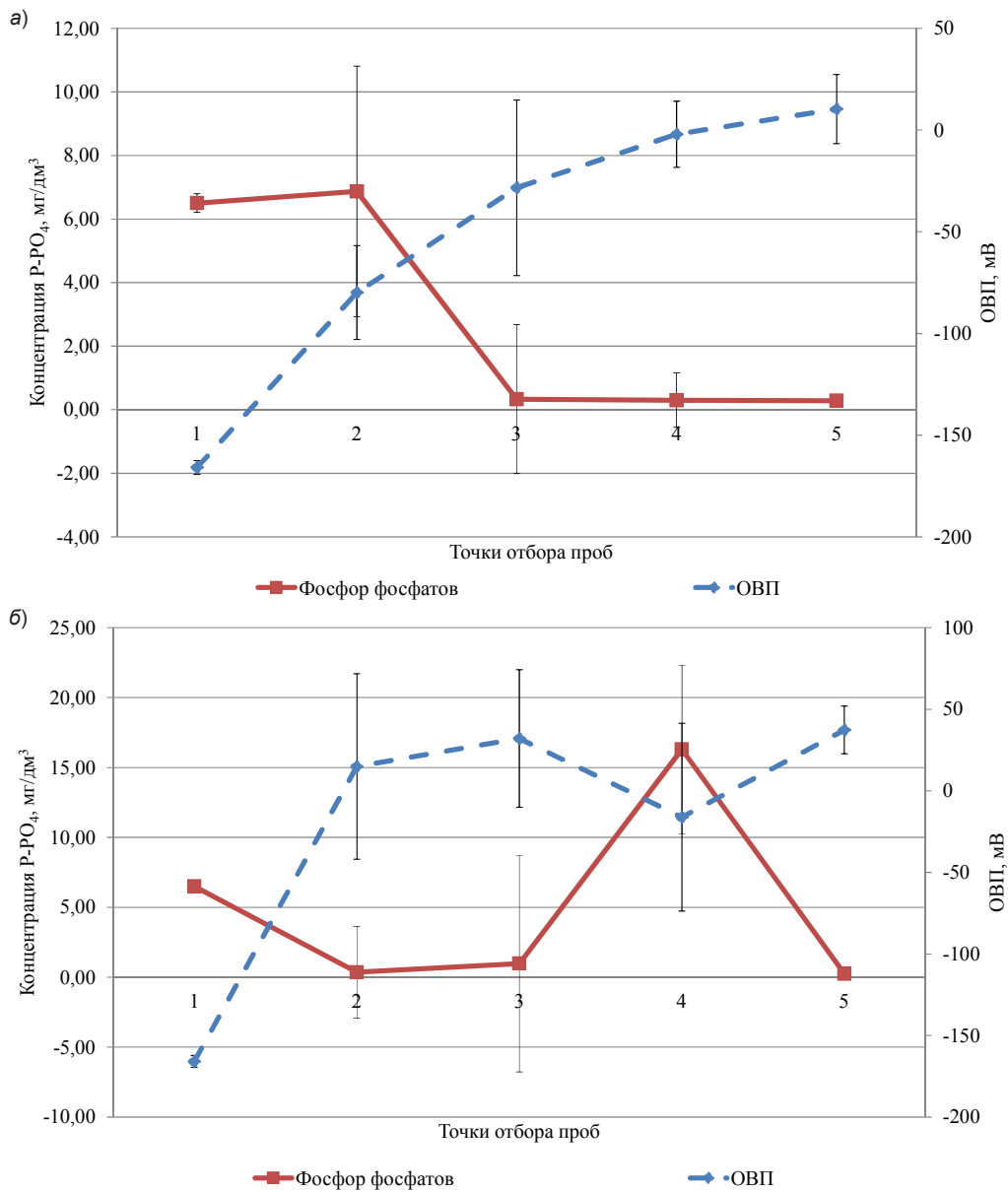


Рис. 5. Динамика концентрации фосфора ортофосфатов и ОВП сточных вод в процессе обработки в аэротенках: а — аэротенки без зонирования; б — аэротенки с зонированием

ванием ($0,11 \pm 0,102$ мг/дм³) были несколько ниже по сравнению с этим показателем в аэротенках без зонирования ($0,18 \pm 0,151$ мг/дм³). Такая высокая эффективность удаления соединений фосфора в аэротенках без зонирования обусловлена, вероятно, тем, что активный ил подается в них из общей системы с аэротенками с зонированием. Этот ил в определенной мере адаптирован к чередованию анаэробной и аэробной зон и накопил достаточно ФАО. К тому же гидравлическая нагрузка в аэротенках без зонирования и в аэротенках с зонированием отличается, и в целом нагрузка по фосфатам на аэротенки с зонированием выше. Таким образом, даже при использовании общей иловой системы аэротенки с зонированием более эффективны в удалении фосфатов, чем аэротенки без зонирования.

Зависимость между ОВП водной среды и активностью ее фосфатации активным илом построили по обобщенным данным фосфатации сточных вод на первом этапе обработки сточных вод в аэротенке без зонирования (рис. 6). Как видно, полученная зависимость аналогична зависимости, полученной в лабораторных экспериментах: чем ниже ОВП среды, тем больше фосфатация, причем при $ОВП \leq -100$ мВ активность фосфатации увеличивается. Однако полученные на действующих очистных сооружениях данные позволили количественно показать, с какой активностью при ОВП среды выше -25 мВ происходит дефосфатация водной среды. С учетом времени пребывания иловой жидкости в контролируемых зонах (4 ч) удельное значение фосфатации — мг $PO_4/г_{ила} \cdot ч$, при одних и тех же значениях ОВП в производственных условиях приблизительно на 25–35 % выше, чем в лабораторных.

Учитывая высказанные выше предположения, проанализировали корреляцию между активностью фосфатации и разностью ОВП сред, которые последовательно проходит иловая смесь в аэротенках (рис. 7). Установленная зависимость, как и в лабораторных экспериментах, имеет линейный вид. Причем согласно сравнению данных рис. 4 и 7 увеличение разности ОВП между средами (в области отрицательных значений этого показателя) дает близкий эффект повышения фосфатации (в промышленных условиях он приблизительно на 13 % выше).

Таким образом, разность ОВП иловой жидкости в различных зонах аэротенка является достаточно удобным, к тому же оперативно определяемым (в том числе даже постоянно с помощью стационарных датчиков) параметром для контроля фосфатации сточных вод.

Значение ФАЕ илов действующих очистных сооружений (г. Набережные Челны) вычисляли по разности между концентрацией фосфатов при максимальной дефосфатации сточных вод и максимальной концентрацией фосфатов, достигаемой на одном и том же объекте: в аэротенках без зонирования — на начальных этапах обработки, в аэротенках с зонированием — в зонах с механической аэрацией.

Получаемое при таком расчете значение ФАЕ является ориентировочным, корректным для сравнения с данными, полученными только таким расчетом, а не в результате специального лабораторного эксперимента. Средняя ФАЕ илов в аэротенках без зонирования в среднем составляла $20,3$ мг $PO_4/г$ сухого ила, а в аэротенках с зонированием — $33,2$ мг $PO_4/г$ сухого ила. Как видно, зонирование аэротенков по кислородному режиму позволяет практически на 30 % увеличить ФАЕ одного и того же активного ила. Необходимо подчеркнуть, что на этих очистных сооружениях активный ил поступает в аэротенки с зонированием и в аэротенки без зонирования из одной системы, т. е. является не полностью, а частично адаптированным к чередованию анаэробных и аэробных режимов. Часть ила (используемого в аэротенках без зонирования) не проходит адаптацию к глубокому удалению фосфатов при чередовании анаэробных и аэробных зон, но попадая в условия чередования зон быстро развивает способность к глубокой дефосфатации сточных вод. Таким образом, на способность активного ила к аккумулярованию фосфатов воздействует не только микробная селекция (для которой необходим довольно длительный период времени), но и изменение ОВП среды. Отмеченные особенности свидетельствуют о далеко не исчерпанных потенциальных возможностях ила в фосфатации-дефосфатации сточных вод.

Выводы

- ОВП иловой жидкости является оперативно контролируемым показателем окислительно-восстановительной ситуации в этой среде.

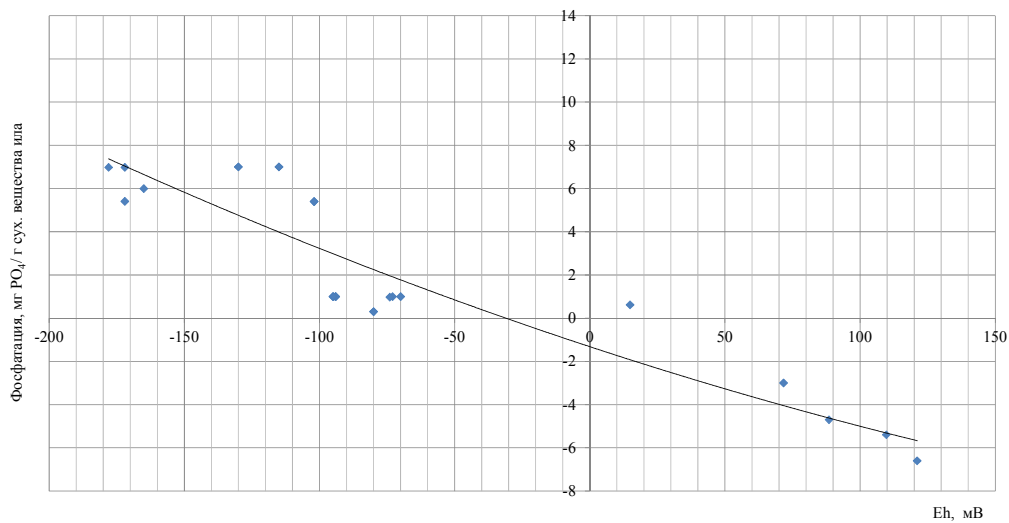


Рис. 6. Влияние ОВП водной среды на удельную скорость фосфатации сточных вод в аэротенках без зонирования

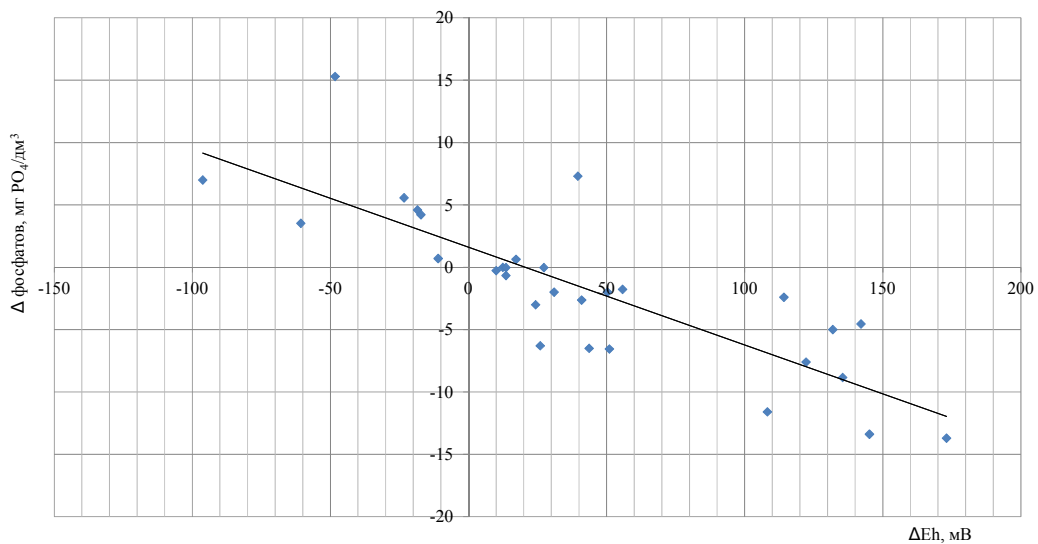


Рис. 7. Влияние разности ОВП водных сред на фосфатацию иловой жидкости в аэротенках

- В лабораторных экспериментах и на городских очистных сооружениях были установлены количественные характеристики корреляции между переменными параметрами очистки сточных вод — ОВП среды, разностью ОВП в течение обработки и миграцией фосфатов в системе активный ил-сточная вода.

- Установлено, что более объективно (в том числе при обосновании миграций фосфатов в анаэробной зоне) на динамику концентрации фосфатов воздействует не абсолютное значение ОВП среды, а разность в ОВП между зонами.

- Отмечено позитивное влияние на величину фосфатаккумулирующей емкости исследованных активных илов адаптации к чередованию анаэробных и аэробных зон.

Литература

1. Амбросова, Г. Т., Меркель, О. М., Бойко, Т. А., Хвостова, Е. В. и Перминов А. А. (2003). Закономерности процесса дефосфатизации активного ила в анаэробных условиях. Известия вузов. Строительство, № 6, сс. 73–78.
2. Вецлер, Н. М. и Свириденко, В. Д. (2016). Биогенный режим озера Саранного (остров Беринга, Командоры) в 2001–2012 гг. Исследования водных биологических

ресурсов Камчатки и северо-западной части Тихого океана, № 40, сс. 78–86. DOI: 10.15853/2072-8212.2016.40.78-86.

3. Данилович, Д. А. (2017). Биологическое удаление фосфора практически до нуля: отечественный опыт. Наилучшие доступные технологии водоснабжения и водоотведения, № 2, сс. 22–27.

4. Дзюба, И. П., Маркевич, Р. М. и Сигиневич, Т. М. (2011). Исследование процесса накопления фосфора фосфор аккумулирующими бактериями. Труды БГТУ. № 4. Химия, технология органических веществ и биотехнология, № 4 (142), сс. 182–184.

5. Долина, Л. Ф. (2011). Очистка сточных вод от биогенных элементов. Днепропетровск: Континент, 198 с.

6. Жмур, Н. С. (2003). Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. М.: АКВАРОС, 512 с.

7. Кулаев И. С., Вагабов, В. М. и Кулаковская, Т. В. (2005). Высокомолекулярные неорганические полифосфаты: биохимия, клеточная биология, биотехнология. М.: Научный мир, 216 с.

8. Кулаковская, Т. В. (2015). Неорганические полифосфаты — универсальные регуляторные компоненты живых клеток. История науки и техники, № 5, сс. 86–90.

9. Лурье, Ю. Ю. (1984). Аналитическая химия промышленных сточных вод. М.: Химия, 448 с.

10. Мишуков, Б. Г. и Мурашев, С. В. (2017). Расчет установок малой производительности для биологической очистки сточных вод с мембранной фильтрацией. Водоснабжение и санитарная техника, № 1, сс. 47–51.

11. Третьякова, Е. И., Ильина, Е. Г. и Бурлуцкая, Е. В. (2010). Фосфор в донных отложениях водных экосистем. Известия Алтайского государственного университета. Химия, Т. 3-2 (67), сс. 182–185.

12. Эпов, А. Н. и Канунникова, М. А. (2016). Сравнение методик расчета сооружений с биологическим удалением азота и фосфора и применение математического моделирования. Вода и экология: проблемы и решения, № 1, сс. 3–14.

13. Юрченко, В. А., Смирнов, А. В. и Бахарева, А. Ю. (2015). Влияние редокс-потенциала среды на миграцию фосфора в иловой смеси. Восточно-Европейский журнал передовых технологий, Т. 6, № 6 (78), сс. 78–84.

14. Blackall, L. L., Crocetti, G. R., Saunders A. M. and Bond, P. L. (2002) A review and update of the microbiology of enhanced biological phosphorus removal in wastewater treatment plants. *Antonie Van Leeuwenhoek*, Vol. 81, Issue 1–4, pp. 681–691. DOI: 10.1023/a:1020538429009.

15. Burkhardt, G. (2012). Biological phosphorous removal. An operator's guide. [online] Доступно по ссылке: <https://www.mi-wea.org/docs/Biological%20Phosphorous%20Removal%20-%20An%20Operator's%20Guide.pdf> [Дата обращения: 10.09.2019].

16. Huang, P., Qin, S., Zhao, Q. and Guo, X. (2008). Quick start-up of Mudanjiang wastewater treatment plant and factors influencing phosphorous removal. *Global NEST Journal*, Vol. 8, No. 1, pp 1–8. DOI: <https://doi.org/10.30955/gnj.000341>.

17. Janssen, P. M. J., Meinema, K. and van der Roest, H. F. (2002). Biological phosphorus removal: manual for design and operation. London: IWA Publishing, 210 p.

18. Kortstee, G. J. J., Appeldoorn, K. J., Bonting, C. F. C., van Niel, E. W. J., and van Veen H. W. (2000). Recent Developments in the Biochemistry and Ecology of Enhanced Biological Phosphorus Removal. *Biochemistry (Moscow)*, Vol. 65, No. 3, pp. 332–340.

19. Kulakovskaya, T. V., Lichko, L. P. and Ryazanova, L. P. (2014). Diversity of phosphorus reserves in microorganisms. *Biochemistry (Moscow)*, Vol. 79, No. 13, pp. 1602–1614.

20. Randall, C. W., Barnard, J. L. and Stensel, H. D. (1992). Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. Lancaster: Technomic Publishing Company, 420 p.

21. Stark, K., Plaza, B. and Hultman, B. (2006). Phosphorus release from ash, dried sludge and sludge residue from supercritical water oxidation by acid or base. *Chemosphere*, Vol. 62, Issue 5, pp. 827–832. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.04.069.

22. The Cadmus Group, Inc. (2009). EPA/600/R-09/012. Nutrient Control Design Manual—State of the Technology Review Report. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 102 p.

References

1. Ambrosova, G. T., Merkel, O. M., Boiko, T. A., Khvostova, E. V. and Perminov, A. A. (2003). Regularity of dephosphotization process of active sludge in anaerobic conditions. *News of Higher Educational Institutions. Construction*, No. 6, pp. 73–78.

2. Vetsler, N. M. and Sviridenko, V. D. (2016). Biogenous regime of the Lake Sarannoye (Bering sland, the Commander Island) in 2001–2012. *Researches of Aquatic Biological Resources of Kamchatka and the Northwest Part of Pacific Ocean*, No. 40, pp. 78–86. DOI: 10.15853/2072-8212.2016.40.78-86.

3. Danilovich, D. A. (2017). Biological phosphorus removal to near zero: Russian experience. *Best Available Technologies (NDT) Journal*, No. 2, pp. 22–27.

4. Dzyuba, I. P., Markevich, R. M. and Siginevich, T. M. (2011). Studying the process of phosphorus accumulation by phosphorus accumulating bacteria. *Proceedings of BSTU. 4 Chemistry, Organic Substances Technology and Biotechnology*, No. 4 (142), pp. 182–184.

5. Dolina, L. F. (2011). Removal of nutrients in wastewater treatment. Dnipropetrovsk: Kontinent, 198 p.

6. Jmour, N. S. (2003). Technological and biochemical processes of waste water treatment on treatment plants with aerotanks. Moscow: AKVAROS, 512 p.

7. Kulayev, I. S., Vagabov, V. M. and Kulakovskaya, T. V. (2005). High molecular inorganic polyphosphates: biochemistry, cell biology, biotechnology. Moscow: Scientific World, 216 p.

8. Kulakovskaya, T. V. (2015). Inorganic polyphosphates as universal regulatory compounds in living cells. *History of Science and Engineering*, No. 5, pp. 86–90.

9. Lurie, Yu. Yu. (1984). Analytical chemistry of industrial wastewater. Moscow: Khimiya, 448 p.

10. Mishukov, B. G. and Murashev, S. V. (2017). Calculation of low-capacity plants with membrane filtration for biological wastewater treatment. *Water Supply and Sanitary Technique*, No. 1, p. 47–51.

11. Tret'yakova, E. I., Ilyina, E. G. and Burlutskaya, E. V. (2010). Phosphorus in bottom sediments of water ecosystems.

Izvestiya of Altai State University. Chemistry, Vol. 3-2 (67), pp. 182–185.

12. Eпов, A. N. and Kanunnikova, M. A. (2016). Comparison of structural analysis methods of nitrogen/phosphorus biological removal plants with mathematical modeling application. *Water and Ecology*, No. 1, pp. 3–14.

13. Yurchenko, V. A., Smyrnov, O. V. and Bakhareva, A. Yu. (2015). Influence of redox potential of the medium on phosphorus migration in sludge liquor. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, Vol. 6, No. 6 (78), p. 78–84.

14. Blackall, L. L., Crocetti, G. R., Saunders A. M. and Bond, P. L. (2002) A review and update of the microbiology of enhanced biological phosphorus removal in wastewater treatment plants. *Antonie Van Leeuwenhoek*, Vol. 81, Issue 1–4, pp. 681–691. DOI: 10.1023/a:1020538429009.

15. Burkhardt, G. (2012). Biological phosphorus removal. An operator's guide. [online] Доступно по ссылке: <https://www.mi-wea.org/docs/Biological%20Phosphorous%20Removal%20-%20An%20Operator's%20Guide.pdf> [Дата обращения: 10.09.2019].

16. Huang, P., Qin, S., Zhao, Q. and Guo, X. (2008). Quick start-up of Mudanjiang wastewater treatment plant and factors influencing phosphorous removal. *Global NEST Journal*, Vol. 8, No. 1, pp 1–8. DOI: <https://doi.org/10.30955/gnj.000341>.

17. Janssen, P. M. J., Meinema, K. and van der Roest, H. F. (2002). Biological phosphorus removal: manual for design and operation. London: IWA Publishing, 210 p.

18. Kortstee, G. J. J., Appeldoorn, K. J, Bonting, C. F. C., van Niel, E. W. J., and van Veen H. W. (2000). Recent Developments in the Biochemistry and Ecology of Enhanced Biological Phosphorus Removal. *Biochemistry* (Moscow), Vol. 65, No. 3, pp. 332–340.

19. Kulakovskaya, T. V., Lichko, L. P. and Ryazanova, L. P. (2014). Diversity of phosphorus reserves in microorganisms. *Biochemistry* (Moscow), Vol. 79, No. 13, pp. 1602–1614.

20. Randall, C. W., Barnard, J. L. and Stensel, H. D. (1992). Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. Lancaster: Technomic Publishing Company, 420 p.

21. Stark, K., Plaza, B. and Hultman, B. (2006). Phosphorus release from ash, dried sludge and sludge residue from supercritical water oxidation by acid or base. *Chemosphere*, Vol. 62, Issue 5, pp. 827–832. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.04.069.

22. The Cadmus Group, Inc. (2009). EPA/600/R-09/012. Nutrient Control Design Manual—State of the Technology Review Report. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 102 p.

Авторы

Юрченко Валентина Александровна, д-р техн. наук, профессор

Харьковский национальный университет строительства и архитектуры, г. Харьков, Украина

E-mail: yurchenko.valentina@gmail.com

Смирнов Александр Владимирович

АО «МАЙ ПРОЕКТ», г. Харьков, Украина

E-mail: smirnovav@myproject.msk.ru

Есин Михаил Анатольевич

АО «МАЙ ПРОЕКТ», г. Харьков, Украина

E-mail: yesin@myproject.msk.ru

Левашова Юлия Станиславовна, канд. техн. наук, доцент

Харьковский национальный университет строительства и архитектуры, г. Харьков, Украина

E-mail: levashovajulia@gmail.com

Authors

Iurchenko Valentina Aleksandrovna, Dr. of Engineering, Professor

Kharkiv National University of Civil Engineering and Architecture, Kharkov, Ukraine

E-mail: yurchenko.valentina@gmail.com

Smyrnov Oleksandr Volodymyrovych

MY PROJECT, JSC, Kharkov, Ukraine

E-mail: smirnovav@myproject.msk.ru

Yesin Mykhailo Anatolyevich

Ph. D. in Engineering

MY PROJECT, JSC, Kharkov, Ukraine

E-mail: yesin@myproject.msk.ru

Levashova Yuliia Stanislavovna, Ph. D. in Engineering, Associate Professor

Kharkiv National University of Civil Engineering and Architecture, Kharkov, Ukraine

E-mail: levashovajulia@gmail.com