

МИНИСТЕРСТВО
ЖИЛИЩНО-КОММУНАЛЬНОГО
ХОЗЯЙСТВА
РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ



МИНИСТЕРСТВО
ОБРАЗОВАНИЯ
РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ



Коммунальное унитарное
производственное предприятие
«МИНСКВОДОКАНАЛ»



Учреждение образования
«БЕЛОРУССКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ
ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ»

ПЕРЕДОВЫЕ ТЕХНОЛОГИИ В СИСТЕМАХ ВОДООТВЕДЕНИЯ НАСЕЛЕННЫХ МЕСТ

МАТЕРИАЛЫ

МЕЖДУНАРОДНОЙ
НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКОЙ
КОНФЕРЕНЦИИ

12–13 февраля 2020 г.

Минск 2020



Коммунальное унитарное производственное предприятие
«МИНСКВОДОКАНАЛ»

Учреждение образования
«БЕЛОРУССКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ
ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ»

ПЕРЕДОВЫЕ ТЕХНОЛОГИИ В СИСТЕМАХ ВОДООТВЕДЕНИЯ НАСЕЛЕННЫХ МЕСТ

МАТЕРИАЛЫ МЕЖДУНАРОДНОЙ НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ

12–13 февраля 2020 г.

Минск 2020

УДК 628.2:001.895(06)

ББК 38.761

П27

Организационный комитет

Председатели:

И.В. Войтов, ректор учреждения образования
«Белорусский государственный технологический университет»,
доктор технических наук, профессор;
О.А. Аврутин, директор коммунального унитарного
производственного предприятия «Минскводоканал»

Заместители:

А.В. Бычков, главный инженер – руководитель
научно-практического центра коммунального унитарного
производственного предприятия «Минскводоканал»;
А.Р. Цыганов, первый проректор учреждения образования
«Белорусский государственный технологический университет»,
доктор сельскохозяйственных наук, профессор,
академик Национальной академии наук Беларуси;
О.Б. Дормешкин, проректор по научной работе
учреждения образования «Белорусский государственный
технологический университет», доктор технических наук, профессор;
В.В. Ивашечкин, декан факультета энергетического строительства
Белорусского национального технического университета,
доктор технических наук, профессор

Передовые технологии в системах водоотведения насе-
П27 **ленных мест** : материалы Междунар. науч.-практ. конф., Минск,
12–13 февраля 2020 г. – Минск : БГТУ, 2020. – 221 с.
ISBN 978-985-530-813-4.

Сборник составлен по материалам докладов Международной научно-практической конференции «Передовые технологии в системах водоотведения населенных мест». В представленных докладах отражены перспективы и стратегии развития предприятий водопроводно-канализационного хозяйства. Предложены новые технологии очистки сточных вод и обработки осадка сточных вод, оборудование и материалы для систем водоотведения, отражены вопросы повышения качества предоставляемых услуг. Рассмотрены цифровые технологии и автоматизация технологических процессов водоотведения, экологические проблемы и пути их решения в водопроводно-канализационном комплексе.

УДК 628.2:001.895(06)

ББК 38.761

ISBN 978-985-530-813-4

© УО «Белорусский государственный
технологический университет», 2020

СОДЕРЖАНИЕ

<i>Ануфриев В.Н., Коршикова Е.В., Прищеп К.А.</i> Перспективы применения вакуумной наружной канализации в Республике Беларусь	7
<i>Barjenbruch Matthias.</i> Advanced wastewater treatment	11
<i>Басалай Е.Н.</i> Влияние сточных вод городских очистных сооружений на состояние реки Мухавец.....	14
<i>Белый О.А., Марцуль В.Н.</i> Подходы к инвентаризации выбросов очистных сооружений канализации	19
<i>Белячиц А.Ч., Лебедев В.М., Никитин А.М., Титовицкий И.А.</i> Микроволновый датчик концентрации (влажности) для очистных станций	23
<i>Бразовский Э.Г.</i> Базовая модель современных очистных сооружений	27
<i>Вага И.И., Павлова К.Р.</i> Анализ эффективных направлений переработки осадка сточных вод.....	32
<i>Vadkerti E.Dr., Knisz J.Dr.</i> Irrigation usability of wastewater treated by an on-site small wastewater treatment unit	36
<i>Возмитель М.К.</i> Инновационные методы онлайн-контроля суммарных показателей качества сточных вод (общий азот, фосфор, органический углерод). Опыт применения и преимущества	41
<i>Войтов И.В., Марцуль В.Н., Минаковский А.Ф., Дормешкин О.Б.</i> Организация подготовки специалистов по водоподготовке и очистке сточных вод в Белорусском государственном технологическом университете	45
<i>Волкова Г.А., Ануфриев В.Н.</i> Обработка осадка сточных вод в системах водоотведения малых населенных пунктов.....	48
<i>Голод Ю.В., Захарко П.Н., Дубенок С.А.</i> Нормирование производственных сточных вод, поступающих на очистные сооружения предприятий водопроводно-канализационного хозяйства Республики Беларусь	52
<i>Григорьева А.Н.</i> Оценка интенсивности массообмена и затрат энергии при пневмомеханической аэрации сточных вод	56
<i>Гурский В.Л., Дедуль А.О.</i> Проблемы финансирования инвестиционных проектов в водопроводно-канализационном хозяйстве Республики Беларусь	61
<i>Дзюба А.</i> Циркуляционная экономика – оптимальное решение для муниципалитетов	65

<i>Дубовик О.С., Гаврилович Е.В.</i> Гидробиологический анализ активного ила на Минской очистной станции	70
<i>Дубовик О.С., Гребенчикова И.А., Маркевич Р.М.</i> Удаление соединений азота и фосфора по технологии каскадной денитрификации: проблемы и пути их решения	73
<i>Дубовик О.С., Иванович В.В.</i> Программное моделирование очистных сооружений с помощью GPS-X.....	77
<i>Зинаков В.А.</i> Проблемы, возникающие при проектировании и эксплуатации канализационных насосных станций.....	81
<i>Иванец А.И., Рощина М.Ю., Прозорович В.Г.</i> Технология каталитической деструкции фармацевтических препаратов для очистки сточных вод.....	84
<i>Карауш А.П.</i> Геоинформационная система сетей водоотведения г. Ровно. Результаты внедрения и эксплуатации (2013–2020 гг.)	87
<i>Karches T., Vadkerti E.</i> Biokinetic modelling of an individual wastewater treatment unit.....	91
<i>Китиков В.О., Рожко С.Н., Бурко В.А.</i> Снижение выбросов загрязняющих веществ сооружений механической очистки, формирующих неприятный запах.....	96
<i>Кривошеев А.П.</i> Организация обслуживания сетей водоотведения средствами IT.....	101
<i>Кулаков А.Ю., Захарко П.Н., Дубенок С.А.</i> Типовые требования к локальной очистке сточных вод промышленных предприятий на примере предприятий по переработке и консервированию мяса и производству мясной и мясосодержащей продукции.....	105
<i>Lahnsteiner Josef, Raschke Thomas.</i> Reclamation and reuse of municipal effluents for various purposes	109
<i>Малых О.С.</i> Возможности исследования запаха от объектов водоотведения.....	113
<i>Марцуль В.Н.</i> Реагенты и материалы для очистки сточных вод и обработки осадков	117
<i>Марцуль В.Н., Сапон Е.Г., Дубовик О.С., Иванович В.В.</i> Испытания различных режимов сбрасывания сточных вод Минской очистной станции на полупромышленной пилотной установке	119
<i>Мостовой В.И.</i> Инновационное оборудование и технологии в обезвоживании.....	123
<i>Музыкин В.П., Заяц Ю.И., Денищик А.И.</i> Прогнозные гидроэкологические расчеты степени воздействия полей фильтрации на подземные воды на основе статистических данных их реальной эксплуатации.....	128
<i>Овчаренко Д.А., Иваненко И.И.</i> Проблемы удаления ксенобиотиков в процессе традиционной очистки городских сточных вод	132

<i>Popov Petar. Phosphorus removal from wastewater using dissolved air flotation</i>	136
<i>Просвирякова И.А., Дроздова Е.В., Пшегорода А.Е., Суворец Т.З., Фираго А.В. Оценка риска здоровью населения при обосновании санитарно-защитных зон очистных сооружений канализации</i>	141
<i>Ратникова А.М., Невзорова А.Б., Новикова О.К. Определение объемов поверхностных сточных вод для повторного использования на предприятиях машиностроения</i>	145
<i>Rettig S. Analysing the energy efficiency of wastewater treatment plants</i>	149
<i>Сапон Е.Г., Синкевич А.А. Перспективные технологии извлечения фосфора на очистных сооружениях канализации</i>	153
<i>Свицков С.В. Современные эффективные методы борьбы с запахом от объектов водопроводно-канализационного хозяйства</i>	156
<i>Семашко М.Ю., Ковальчук Н.А. Теоретические аспекты разработки механизмов привлечения инвестиций для финансирования инфраструктурных проектов развития водопроводно-канализационного хозяйства</i>	162
<i>Слиж Т.В., Дубенок С.А. Экологические платежи за сброс сточных вод и их роль в снижении антропогенной нагрузки на водные объекты</i>	166
<i>Смирнов А.В. Практический опыт ретехнологизации сооружений очистки сточных вод</i>	170
<i>Соловьева Е.А. Технологические основы глубокого удаления азота и фосфора из городских сточных вод химико-биологическими методами</i>	175
<i>Соловьева Е.А., Тарасов Д.С. Исследование разделения иловой смеси на ультрафильтрационной мембране</i>	179
<i>Шкаредо В.А. Состояние проблемы утилизации осадков сточных вод в России. Осадок как вторичный материальный продукт</i>	182
<i>Юрениа А.В., Якимов Н.И., Марцуль В.Н., Соколовский И.В., Белозарович Д.В., Дубовик О.С., Иванович В.В. Свойства грунтов для выращивания древесных растений на прудах-накопителях осадков сточных вод</i>	184
<i>Эпштейн А.Д., Шкаредо В.А. Перспективы развития сферы водоотведения России в свете реализуемой государственной поддержки</i>	187
<i>Zakharova R.A., Bubliko N.O., Semenova O.I. Cleaning of concentrated wastewater production of lemonic acid</i>	190
<i>Zakharova R.A., Bubliko N.O., Semenova O.I. Cleaning wastewater of animal complexes</i>	192
<i>Квартенко А.Н. Технология очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов с использованием осадков станций обезжелезивания</i>	194

<i>Kyrii S., Kosogina I., Nechyporuk D.</i> Creation of effective coagulants from industrial waste	197
<i>Лиштван И.И., Цыганов А.Р., Томсон А.Э., Кунцевич В.Б., Царюк Т.Я., Калантаров М.Г.</i> Перспективы производства в Республике Беларусь активированных углей на основе торфа.....	199
<i>Mostovaya V.V., Bublienko N.A., Semenova E.I.</i> Sewage treatment of wineries	203
<i>Музыкин В.П.</i> Новые расчетные подходы к определению годовых объемов неучтенных расходов воды в водопроводно-канализационных системах	206
<i>Нестер А.А.</i> Очистка сточных вод операций травления печатных плат	210
<i>Nychyk O.V., Salavor O.M., Nikolaieva O.A.</i> The influence of food industry enterprises on the efficiency of city wastewater treatment.....	214
<i>Fedenko Yu.M., Blazhchuk I.O.</i> Determination of optimal dose of bentonite for sorption Zn(II)	217
<i>Fedenko Yu.M., Vecklin R.O.</i> Kinetics of sorption Zn(II) by bentonites	219

В.Н. Ануфриев, кандидат технических наук, доцент

Е.В. Коршикова, студент

К.А. Прищеп, студент

Белорусский национальный технический университет, г. Минск, Беларусь

ПЕРСПЕКТИВЫ ПРИМЕНЕНИЯ ВАКУУМНОЙ НАРУЖНОЙ КАНАЛИЗАЦИИ В РЕСПУБЛИКЕ БЕЛАРУСЬ

За последнее время принят ряд решений органов государственного управления, которые направлены на обеспечение комфортных условий для проживания людей и создание благоприятной среды обитания, а также содержат ряд задач в области водоснабжения и водоотведения. Системы водоотведения в настоящий момент представляют собой неотъемлемый элемент благоустройства современных населенных пунктов, а техническое совершенствование с повышением эффективности функционирования таких систем и снижением негативного воздействия на окружающую среду является актуальной задачей. Перспективным направлением развития этой области считается вакуумная канализация, позволяющая решить ряд задач с отведением сточных вод в районах с небольшой плотностью населения, а также при высокой сезонной неравномерности водоотведения, в условиях высокого расположения уровня грунтовых вод, на подтопляемых территориях, в стесненных условиях застройки, на особо охраняемых территориях (заповедники, зоны санитарной охраны) и т. д.

Традиционные системы водоотведения с самотечным отведением сточных вод по безнапорным трубопроводам характеризуются простотой устройства и эксплуатации. Вместе с тем необходимость трассирования трубопроводов самотечной канализации с определенным уклоном для обеспечения незаиливающих скоростей и предотвращения засоров в трубах приводит к значительному их заглублению. Эта проблема, как правило, решается устройством дополнительных насосных станций и перекачиванием сточных вод, что усложняет инженерную инфраструктуру, а также увеличивает энергопотребление. Существенным недостатком гравитационной канализационной системы при длительной эксплуатации является фильтрация сточных вод в грунт из трубопроводов и колодцев, а также поступление в процессе инфильтрации подземных вод в трубопроводы, что приводит к значительному увеличению объемов транспортируемых сточных вод.

Вакуумная канализация обладает рядом преимуществ. В большинстве случаев трубопроводы повторяют профиль рельефа местности, и

необходимость прокладки труб с уклоном отсутствует. Кроме того, трубопроводы вакуумной канализации имеют пилообразный профиль, что позволяет избегать большого заглубления и, следовательно, снизить объемы земляных работ. Вакуумная канализация является герметичной, что исключает ин- и эксфильтрацию, поскольку при нарушении герметичности система не функционирует. В трубах не скапливается сточная вода, так как постоянно поддерживается низкое давление, и сточная вода с высокими скоростями транспортируется на вышестоящие участки. Как результат, снижается интенсивность образования на стенках труб отложений, ведущих к их зарастанию, а в трубах не образуются опасные газы.

Система вакуумной канализации представляет собой совокупность взаимосвязанных трубопроводов и сооружений, предназначенных для сбора и транспортировки сточных вод в герметичной системе при низком давлении (40–60 кПа) [1]. Как правило, система наружной вакуумной канализации включает центральную вакуумную станцию, сеть трубопроводов с колодцами, к которым подключаются выпуски внутренней канализации зданий.

Принцип работы вакуумной канализации заключается в том, что сточные воды поступают самотеком в приемные колодцы из выпусков зданий. Приемные колодцы оборудованы вакуумными клапанами, которые представляют собой устройства поршневого или мембранного типа, обеспечивающие автоматический отвод сточных вод в сборный трубопровод. Срабатывание клапана определяется перепадом давления между атмосферным воздухом и разрежением в трубопроводе в момент наполнения приемного колодца до определенного уровня. Давление в сенсорной трубке открывает вакуумный клапан, содержимое приемного колодца поступает в вакуумный трубопровод со скоростью 3–7 м/с, и далее сточные воды под действием вакуума перемещаются по трубопроводу к центральной вакуумной станции. Из центральной станции сточные воды перекачиваются на очистные сооружения или в трубопровод централизованной канализационной системы [2].

При функционировании трубопроводов вакуумной канализации не происходит полного заполнения сечения трубы и воздух находится над жидкостью, поддерживая низкое давление по всей длине трубопровода. Под действием вакуума сточная вода перемещается по пилообразным трубопроводам-подъемникам. Вакуумная станция является основным элементом вакуумной канализационной системы, которая включает от одного до двух сборных вакуумных резервуаров, вакуумные насосы и насосы для перекачки сточных вод, систему управления. Продолжи-

тельность включения вакуумных насосов составляет от 3 до 5 ч в сутки, а их производительность должна обеспечивать давление в системе не выше 70 кПа за период, равный не более 3 мин [3].

Вакуум, создаваемый вакуумной станцией, способен поднимать сточные воды на высоту от 4,5 до 6,0 м в зависимости от площади обслуживания и рельефа местности. Этой высоты подъема достаточно, чтобы позволить системе избежать устройства дополнительных станций подкачки, которые потребовались бы в обычной гравитационной канализационной системе [2].

Для обеспечения рентабельности вакуумных систем необходимо как минимум 75–100 подключений (выпусков) на каждую вакуумную станцию.

Вместе с тем существует и ряд ограничений в использовании вакуумной канализации. Это более высокая стоимость строительства, так как применяемые материалы и оборудование более дорогие, чем для самотечной системы, кроме того, сложнее ее эксплуатация и обслуживание. Считается, что преимущественной областью использования вакуумной канализации являются объекты с относительно небольшими расходами сточных вод, при которых водоотведение может производиться при применении трубопроводов с относительно небольшими диаметрами труб. При этом рассматриваемая система может быть автономной и использоваться для водоотведения отдельного объекта канализования либо представлять собой часть, интегрированную в общую систему водоотведения населенного пункта. С увеличением диаметров труб эффективность функционирования вакуумных систем снижается, а для ее повышения необходима замена оборудования на более производительное, что опять-таки приводит к увеличению стоимостных показателей.

Для широкомасштабного применения таких систем в условиях Республики Беларусь целесообразно совершенствование ГНПА, регламентирующих порядок их проектирования и строительства. Как следует из опыта внедрения систем вакуумной канализации в Российской Федерации, все необходимые компоненты для строительства (трубопроводы, емкости, насосы и т. д.) доступны на рынке. Основным сдерживающим фактором является недостаточность нормативной базы, а также отсутствие опыта расчета и проектирования данных систем.

Вследствие чего задача, связанная с апробацией и развитием такого технического решения в условиях нашей страны, представляется весьма перспективной, в том числе в части возможности освоения производства компонентов указанных систем.

Ближайшим шагом в решении вышеуказанной задачи может быть так называемая адаптация положений по проектированию строительства систем вакуумной канализации в национальных ТНПА и справочной литературе. Основные положения, устанавливающие требования к устройству и функционированию систем вакуумной канализации, приведены в европейском стандарте EN 16932-3 [3], который рассматривает такие системы как разновидность наружных сетей канализации с механическим водоподъемом. Также данные системы широко используются в США, что нашло отражение в ряде руководств по их проектированию [2].

Следует иметь в виду, что внедрение вакуумной канализации расширит выбор технических решений по обеспечению надежного функционирования инженерной инфраструктуры населенных пунктов, но в то же время введение в эксплуатацию систем вакуумной канализации должно быть обосновано технико-экономическим сравнением всех возможных вариантов.

Литература

1. Канализация. Наружные сети и сооружения. Актуализированная редакция СНиП 2.04.03-85: свод правил СП 32.13330.2012. – Введ. 01.01.2013. – М.: М-во регион. развития Рос. Федерации, 2012. – 106 с.
2. Bowne, William C. Manual. Alternative wastewater collection systems / William C. Bowne, Richard C. Naret, Richard S. Otis. – Ohio: U.S. Environmental protection agency, 1991. – 207 p.
3. Drain and sewer systems outside buildings. Pumping systems. Part 3: Vacuum systems: EN 16932-3:2018. – London: British Standards Institute, 2018.

ADVANCED WASTEWATER TREATMENT

Introduction

Wastewater treatment plants (WWTP) mainly remove organic compounds (COD, BOD₅) but often nitrogen (N) and phosphorus (P), as essential nutrient parameters also are legally limited to protect surface waters from eutrophication (EC Directive 91/271 / EEC).

The term “advanced wastewater treatment” has changed over the years. Whereas earlier the focus was on the elimination of the nutrients phosphorus and nitrogen as well as the suspended matter removal, nowadays the focus is on the following topics:

- 1) further suspended matter removal;
- 2) conversion or elimination of N and P beyond the requirements of the wastewater server order;
- 3) elimination of refractory substances (residual COD, etc.);
- 4) wastewater disinfection to reduce pathogenic germs;
- 5) elimination of micro-pollutants (medicines, endocrine substances, personal care products, pesticides, etc.);
- 6) removal of micro-plastic from cosmetics, etc.;
- 7) nanoparticles (currently still in the focus of research).

Advanced removal of suspended solids

For further particle removal and P-elimination, wastewater filtration is applied, which is classified according to various criteria (structure of the filter medium, flow direction, backwashing cycle, etc.). Worksheet DWA A 203 (2019) and DIN EN 12255-16 (1999). You can distinguish between surface filtration (microsieves, cloth filters, shallow bed filters (Depth approx. 60 cm) with the filtration effect on the surface) and deep bed filtration: single or multi-layer filter (Depth approx. 2.0 m) operated discontinuously or continuously, with the filter effect in the depth of the bed (Figure 1).

Wastewater filtration ensures a very low level of effluent concentrations. Practice data show a variation of effluent COD between 10 and 25 mg/l. Flocculation filter offer effluent values below 1 mg TSS/l and Phosphorus effluent concentration within a range of 0.06–0.50 mg/l.

Wastewater disinfection

Municipal wastewater can contain a wide variety of pathogens (viruses, bacteria, protozoa, fungi, worms). People can come into contact by

bathing in rivers or lakes or by the consumption of wastewater-influenced drinking water. This can cause diseases such as diarrhea, nausea, fever, skin diseases. Wastewater disinfection should minimize the risk of infection. Technologies on a physical or chemical basis are available for the disinfection of wastewater (DWA M 205 (2012)):

- physical procedure: UV irradiation, membrane filtration and thermal treatment (use for partial flows, e.g. hospital);
- chemical processes: ozone, peracetic acid or hydrogen peroxide. Chlorination is not used in Germany for wastewater treatment due to the possible formation of toxic chloramines and CHCs.

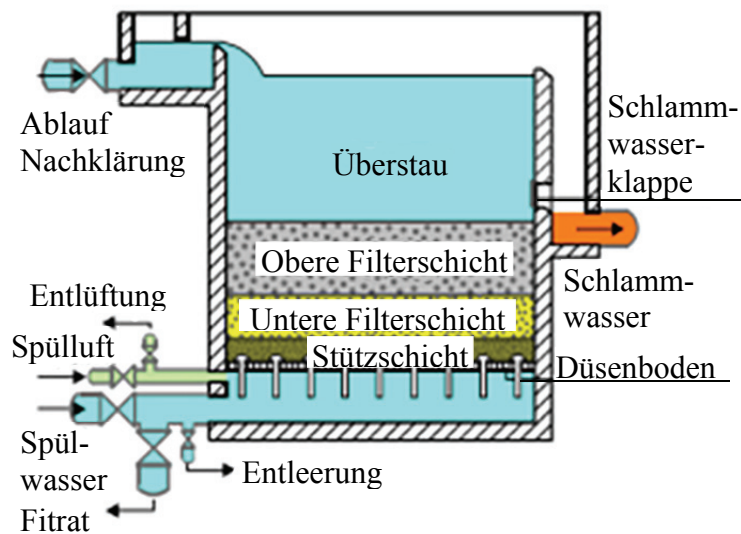


Figure 1 – Deep bed filtration

In the German sewage practice predominantly the UV irradiation is applied (Figure 2). Most effectively, the genetic information of the microorganisms is damaged by radiation having a wavelength of 254 nm. The main influencing factors are the mean UV dose 300–450 [J/m²] and the transmission [%/cm] of the wastewater. In order to ensure that as many cells as possible receive the same UV irradiation in the irradiation tank, an ideal plug flow with good cross-mixing is important.

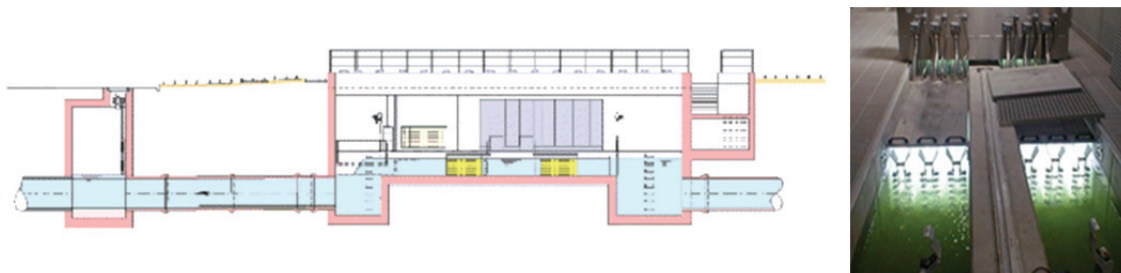


Figure 2 – Example of an UV irradiation

Micro-pollutants

Micro-pollutants are inorganic and organic substances which are observed in the concentration of a few $\mu\text{g/l}$ or less in all types of water. They are characterized by a predominantly poor degradability in the conventional treatment process. In addition, they are in the focus due to their bioavailability as well as their possible accumulation and relevance from a toxicity point of view for the water cycle. The anthropogenic micro-pollutants include, in particular, human pharmaceuticals, industrial chemicals, personal care products, detergent ingredients and veterinary pharmaceuticals as well as pesticides, and feed additives. Currently, the elimination of micro-pollutants is not yet required by law.

Accordingly, the current status of municipal sewage treatment plants must be upgraded with additional technologies to remove micro-pollutants. Particularly suitable are processes which have already been used for other water treatment applications. Which includes:

- 1) chemical oxidation: z. Ozonation, AOPs, UV irradiation (combinations);
- 2) sorption on special adsorbents, e.g. as granular or powdered activated carbon;
- 3) separation by means of the finest membranes, e.g. nanofiltration, reverse osmosis (appears to be unsuitable because of the high energy requirements and the large to be disposed of concentrate streams).

For the ozonation is needed: the ozone generation, purified air or pure oxygen (storage tank), the entry device, the reaction chamber (t_R about 10–30 min) an ozone treatment and a post-treatment with (Bio) filter in which the formed biodegradable oxidation byproducts can be degraded.

At KA Regensdorf (Switzerland), the most comprehensive investigations to date of the ozonation of the wastewater treatment plant have been carried out. At the highest ozone dose of 1.16 g $\text{O}_3/\text{g DOC}$, elimination was above 95 % for all substances tested, except for some atrazine derivatives and some X-ray contrast media [1].

The principle of activated carbon adsorption is based essentially on the physical adsorption by electrostatic interactions between the molecule to be adsorbed (predominantly non-polar, organic substances) and the activated carbon surface. Granulated or powdered activated carbon (PAC) can be used. For the removal of micro-pollutants, the downstream PAC dosage with contact reactor is used. The PAC is metered into the contact reactor, thoroughly mixed in, then sedimented and returned to the contact reactor. The contact time should be chosen so that an optimum for the elimination of the substances to be removed is achieved. In semi-technical experiments, a contact time of 0.5 h has proved to be favorable for the removal of trace gases [1].

Reference

1. Barjenbruch, M. Möglichkeiten der Elimination von anthropogenen Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen / M. Barjenbruch, W. Firk, A. Peter-Fröhlich // Korrespondenz Abwasser. Abfall. – 2014. – № 61. – S. 861–875.

Е.Н. Басалай, магистр биологических наук

Государственное научное учреждение «Полесский аграрно-экологический институт НАН Беларуси», г. Брест, Беларусь

ВЛИЯНИЕ СТОЧНЫХ ВОД ГОРОДСКИХ ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЙ НА СОСТОЯНИЕ РЕКИ МУХАВЕЦ

Жизнедеятельность человека оказывает значительное влияние на окружающую среду. Основными источниками антропогенного воздействия на территории Брестской области на поверхностные водные объекты бассейна реки Западный Буг выступают жилищно-коммунальное хозяйство, промышленность, сельское хозяйство, энергетика, рекреация и т. д. Река Мухавец является рыбохозяйственным водным объектом II категории и крупнейшим правым притоком трансграничной реки Западный Буг [1]. В бассейне реки Мухавец стационарная гидрохимическая и гидробиологическая сеть Беларуси включает два водных объекта – реки Мухавец и Рыта. Наблюдения НСМОС проводятся в Бресте, Кобрине, Жабинке (река Мухавец) и населенном пункте Малые Радваничи (река Рыта). В бассейне реки Мухавец локальный мониторинг сбросов сточных вод (СВ) осуществляется на предприятиях, расположенных в Бресте, Кобрине, Пружанах, Малорите и Жабинке.

В течение 2017–2018 гг. воды бассейна реки Мухавец характеризовались хорошими гидрохимическим и гидробиологическим статусами (рисунок 1). Исключениями являлись пункты наблюдений в Бресте (0,8 км выше города), гидробиологический статус которого в 2017 г. характеризовался как отличный, и в Кобрине (1,8 км выше города), гидробиологический статус которого в 2017 г. был отличным, а гидрохимический – удовлетворительным (2018 г.).

Ежеквартальные результаты контроля качества поверхностных вод [3] также свидетельствуют о том, что река Мухавец испытывает биогенную нагрузку по азоту аммонийному, нитрит-иону, фосфат-иону и фосфору общему, в основном, выше Кобрина.

В связи с вышеизложенным в статье рассмотрено влияние наиболее значимых по объему отводимых СВ городских очистных сооружений Брестской области, находящихся на балансе КУПП «Кобринрайводоканал» и Пружанского КУПП «Коммунальник», на состояние реки Мухавец.

Гидрохимические и гидробиологические статусы поверхностных водных объектов по результатам мониторинга поверхностных вод в 2017–2018 гг.

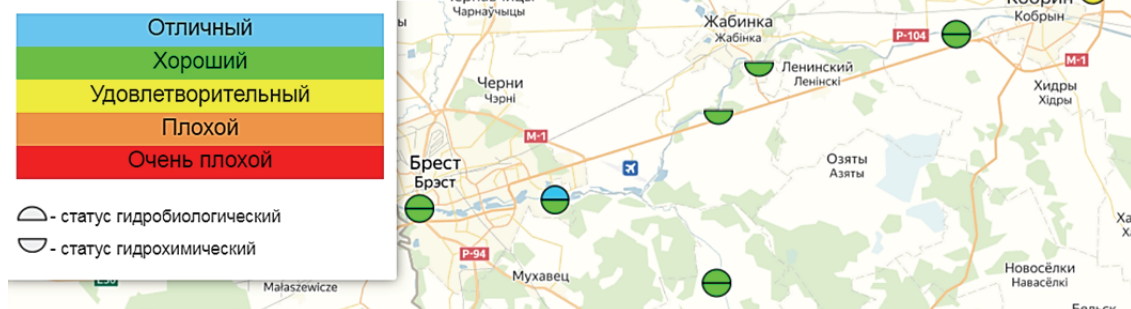


Рисунок 1 – Статусы стационарной гидрохимической и гидробиологической сети бассейна реки Мухавец [2]

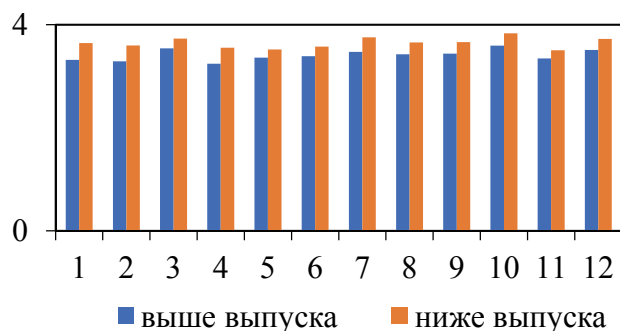
Очистные сооружения Кобрин введены в эксплуатацию в декабре 1980 г., Пружан – в 1984 г. СВ на очистных сооружениях подвергаются механической и полной биологической очистке с доочисткой и отводятся в реку Мухавец. Комплекс очистных сооружений включает также сооружения для обработки осадка сточных вод.

На участке реки Мухавец в черте Кобрин в течение 2016–2018 гг. колебания рН составили 7,1–8,2, органических веществ по БПК₅ 2,4–5,0 мг О₂/дм³ (выше) и 2,3–4,8 мг О₂/дм³ (ниже), содержание фосфат-иона – 0,066–0,232 мг/дм³ (выше) и 0,072–0,227 мг/дм³ (ниже), фосфора общего – 0,09–0,21 мг/дм³ (выше) и 0,02–0,21 мг/дм³ (ниже), аммоний-иона – 0,114–1,147 мг/дм³ (выше) и 0,111–1,145 мг/дм³ (ниже), нитрит-иона – 0,017–0,150 мг/дм³ (выше) и 0,018–0,150 мг/дм³ (ниже), нитрат-иона – 0,026–3,420 мг/дм³ (выше) и 0,029–3,180 мг/дм³ (ниже), СПАВ – 0,017–0,030 мг/дм³ (выше) и 0,015–0,030 мг/дм³ (ниже), нефтепродуктов – 0,012–0,575 мг/дм³ (выше) и 0,013–0,544 мг/дм³ (ниже). Приведенная информация указывает на наличие источников загрязнения природных вод выше сброса нормативно-очищенных СВ (НОСВ).

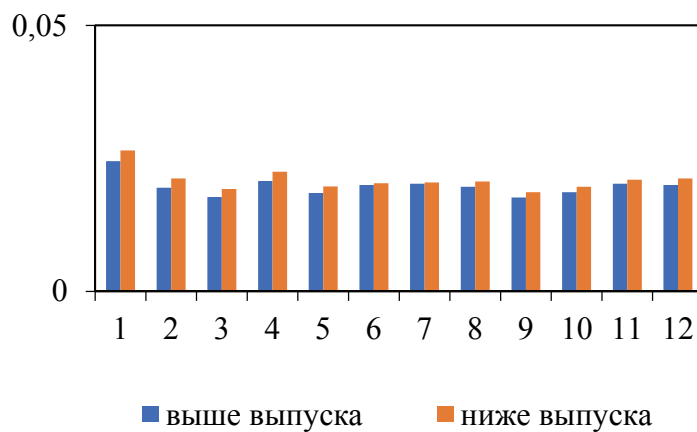
На участке реки Мухавец в черте Пружан на протяжении 2018 г. колебания рН составили 7,3–7,6, органических веществ по БПК₅ 3,4–5,0 мг О₂/дм³ (выше) и 3,9–5,7 мг О₂/дм³ (ниже), содержание фосфора общего – 0,13–0,16 мг/дм³ (выше) и 0,15–0,19 мг/дм³ (ниже), СПАВ – 0,055–0,08 мг/дм³ (выше) и 0,06–0,08 мг/дм³ (ниже), нефтепродуктов – 0,030–0,040 мг/дм³ (выше) и 0,035–0,050 мг/дм³ (ниже). Вышеприведенные данные свидетельствуют о воздействии сброса сточных вод с очистных сооружений Пружан на содержание химических веществ в воде реки Мухавец.

Анализ БПК₅ в пределах Пружан за 2011–2018 гг. указывает на увеличение содержания легкоокисляемых органических веществ в воде реки Мухавец ниже сброса НОСВ по сравнению с фоновым створом на

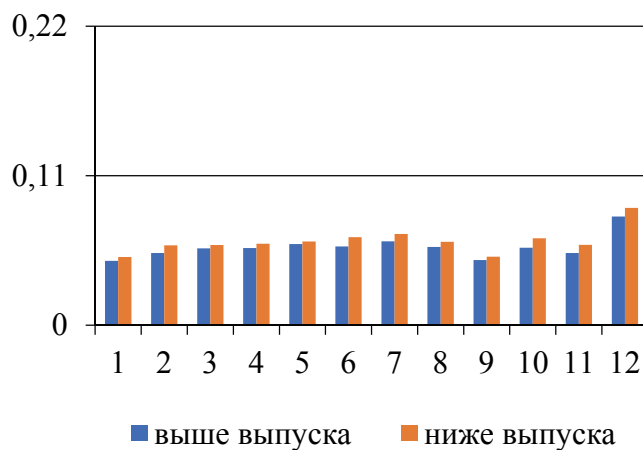
4,5–8,9 % (рисунок 2, а). Среднее значение содержания органических веществ по БПК₅ за восьмилетний период составляет 3,4 мг О₂/дм³ (выше выпуска НОСВ) и 3,6 мг О₂/дм³ (ниже).



а

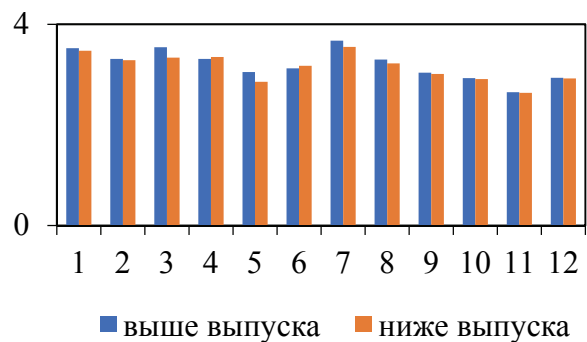


б

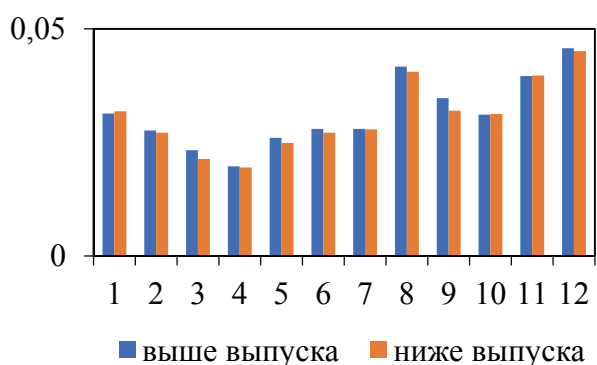


в

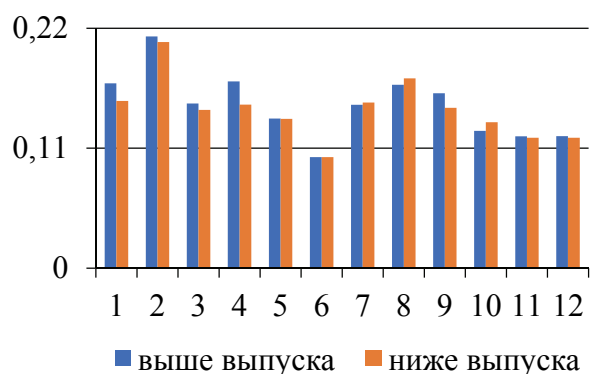
Рисунок 2 – Динамика среднего за 2011–2018 гг. годового хода среднемесячных концентраций органических веществ по БПК₅ (а), нитритов (б) и фосфатов (в) в воде реки Мухавец в пункте наблюдения Пружаны



a



б



в

Рисунок 3 – Динамика среднего за 2011–2018 гг. годового хода среднемесячных концентраций органических веществ по БПК₅ (а), нитритов (б) и фосфатов (в) в воде реки Мухавец в пункте наблюдения Кобрин

Анализ БПК₅ в пределах Кобрина в течение 2011–2018 гг. свидетельствует об уменьшении содержания легкоокисляемых органических веществ в воде реки Мухавец ниже сброса НОСВ по сравнению с фоновым створом на 1,6 % (рисунок 3, а). Среднее значение содержания органических веществ по БПК₅ за восьмилетний период составляет 3,2 мг О₂/дм³ (выше выпуска НОСВ) и 3,1 мг О₂/дм³ (ниже).

За 2011–2018 гг. разница между концентрациями нитритного азота ниже и выше сброса НОСВ Пружан составила 5,4 % (рисунок 2, б); в пределах изучаемого участка реки Мухавец в черте Кобрина содержание нитритов выше сброса НОСВ превышает их концентрацию в контрольном створе на 2,4 % (рисунок 3, б).

На протяжении анализируемого периода концентрация фосфат-ионов в речной воде как выше, так и ниже места сброса НОСВ в пределах Пружан и Кобрина превышала ПДК (0,066 мг P/дм³) и была значительно выше экологически приемлемой концентрации (0,03 мг P/дм³). Разница между содержанием фосфатов ниже и выше сброса НОСВ в течение 2011–2018 гг. в черте Пружан достигает 7,1 % (рисунок 2, в); в пределах Кобрина разница между содержанием фосфатов выше и ниже сброса НОСВ на протяжении 2011–2018 гг. составляет 2,3 % (рисунок 3, в).

Расчеты индекса воздействия (ИВ – соотношение концентраций ниже и выше места сброса НОСВ в реке Мухавец) очистных сооружений Кобрина показали, что в течение 2011–2018 гг. он характеризовался значениями меньше 1,0. Значения ИВ НОСВ Пружан, равные 1,1, характерны для органических веществ по БПК₅, ХПК, взвешенных веществ, минерализации, хлоридов, сульфатов, общих азота и фосфора, цинка. ИВ, равный 1,4, характерен для СПАВ (наибольшее значение 2,5 – в 2014 г.), 1,3 – для нитритов и нефтепродуктов.

Полученные данные свидетельствуют об умеренном влиянии сброса сточных вод с очистных сооружений Пружан на загрязнение реки Мухавец и незначительном воздействии сточных вод с очистных сооружений Кобрина, а также о наличии источников загрязнения реки Мухавец выше Кобрина по течению реки.

Результаты исследований, касающиеся очистных сооружений Кобрина, получены при выполнении проекта X18M-122 (ГР 20181602) при поддержке БРФФИ.

Литература

1. Мухавец: энциклопедия малой реки / А.А. Волчек [и др.]. – Брест: Академия, 2006. – 344 с.
2. Главный информационно-аналитический центр Национальной системы мониторинга окружающей среды Республики Беларусь [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.nsmos.by/content/174.html>. – Дата доступа: 12.11.2019.
3. Государственное учреждение «Республиканский центр по гидрометеорологии, контролю радиоактивного загрязнения и мониторингу окружающей среды» Минприроды Республики Беларусь [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://rad.org.by/articles/voda/>. – Дата доступа: 13.11.2019.

О.А. Белый, кандидат технических наук, доцент
В.Н. Марцунь, кандидат технических наук, доцент
Учреждение образования «Белорусский государственный
технологический университет», г. Минск, Беларусь

ПОДХОДЫ К ИНВЕНТАРИЗАЦИИ ВЫБРОСОВ ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЙ КАНАЛИЗАЦИИ

Определение выбросов загрязняющих веществ от объектов очистных сооружений канализации (ОСК) является одной из самых сложных задач в практике аналитического контроля источников воздействия на атмосферный воздух. Это обусловлено тем, что большинство источников выбросов загрязняющих веществ на таких объектах относятся к неорганизованным. На количественный и качественный состав веществ, выделяющихся в процессах механической и биологической очистки, помимо состава материальных потоков и химических, физико-химических и биохимических процессов с участием загрязняющих веществ, существенное влияние оказывают температура воздуха и водной поверхности очистного сооружения, наличие пленок органических веществ на поверхности, гидрометеорологические условия, вертикальный профиль скоростей ветра и др.

Выбросы в атмосферный воздух ОСК являются основным фактором, который определяет размер санитарно-защитной зоны данных объектов. Особые проблемы связаны с выбросами дурнопахнущих веществ, которые вызывают беспокойство населения, проживающего вблизи таких объектов.

Оценка выбросов необходима как для контроля действующих ОСК, так и проектируемых объектов с целью прогнозирования содержания загрязняющих веществ на прилегающей территории.

На практике используются различные методики количественной оценки выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух ОСК. Ряд руководств, устанавливающих процедуры для оценки выбросов ОСК, разработан в США (USEPA 1997; AUEPA 1999; NSWEPА 2001). Среди наиболее используемых методов количественной оценки выбросов в атмосферный воздух ОСК выделяются:

- непосредственное измерение выбросов с объектов очистных сооружений с применением соответствующих методик отбора проб и выполнение измерений;
- составление материального баланса по отдельным веществам и элементам;

– определение количественного и качественного состава загрязняющих веществ, выделяющихся в атмосферный воздух, с использованием уравнений, описывающих массообмен между жидкой (сточные воды) и газовой (атмосферный воздух) фазами в условиях установившегося равновесия;

– применение коэффициентов выбросов (факторов эмиссии), значения которых определены путем статистической обработки результатов инвентаризации выбросов большого числа ОСК, которые корректируются с учетом технологических параметров процесса очистки.

Как правило, коэффициенты выбросов (КВ) получают путем анализа результатов измерений для стабильно работающего в нормальном режиме очистного оборудования. К недостаткам такого подхода следует отнести то, что КВ не позволяют отслеживать прогресс в снижении выбросов в атмосферный воздух очистными сооружениями, не учитывают изменения в технологии очистки, колебания расхода и др. Используя такой подход, невозможно установить, как расход сточных вод, поступающих на очистку (ежедневно, еженедельно и по сезонам), температура (зима/лето) и условия эксплуатации (интенсивность аэрации, растворенный кислород), время удержания активного ила и соотношение ХПК/Н влияют на выбросы в атмосферу.

Расчеты выбросов на основе КВ в России рекомендованы для применения для действующих ОСК производительностью до 25 тыс. м³/сут и проектируемых ОСК производительностью до 40 тыс. м³/сут [1]. В Беларуси такой подход рекомендуется использовать для определения выбросов для ОСК производительностью до 500 м³/сут [2]. При использовании КВ, рекомендуемых последним источником, получаются явно завышенные оценки выбросов.

В настоящее время коэффициенты выбросов определены не для всех процессов и оборудования, применяемых на очистных сооружениях.

Непосредственное измерение выбросов с объектов очистных сооружений с использованием инструментально-расчетных методик, которые основаны на сравнении состава проб воздуха, отбираемых над поверхностью источника выделения или на определенном расстоянии от него с наветренной и подветренной сторон с учетом метеорологических условий. Такие методики в Беларуси регламентируются ТКП 17.08-16-2011 [3], применяются для инвентаризации выбросов ОСК в России [1]. Отбор проб в последнем случае рекомендуется проводить на высоте не более 0,5 м от водной поверхности источника. Инструментально-расчетная методика определения выбросов от очистных сооружений [3] позволяет лишь ориентировочно оценить количество загрязняющих веществ, выделяющихся с поверхности

емкостного оборудования очистных сооружений, но без учета вклада конкретного оборудования.

К наиболее информативным, позволяющим получить количественную информацию по выбрасываемым загрязняющим веществам, относятся методы, в основе которых лежит отбор проб непосредственно с поверхности источников выбросов, а не на прилегающей территории.

Для отбора проб с поверхности аэротенков, отстойников предназначены плавающие камеры, которые перехватывают поток газа, удаляемый с поверхности, покрытой камерой. При этом известны величина площади, с которой отбирается проба, и расход газа через камеру, что позволяет точно определить количество выделяющихся загрязняющих веществ. Результаты измерений являются основой для прямого экспериментального определения коэффициентов массопереноса для загрязняющих веществ.

Вместо плавающей камеры для отбора проб непосредственно с поверхности может использоваться пробоотборный зонд известной площади, размещаемый над поверхностью жидкости. Аспиратор, присоединенный к зонду, обеспечивает заданную скорость потока на входе в зонд при фиксированном расходе.

В настоящее время развивается такое направление аналитического контроля выбросов от оборудования очистных сооружений, как отбор проб непосредственно с водной поверхности и на заданной высоте с помощью дронов [4].

Перспективным и развивающимся методом оценки выбросов от ОСК является использование компьютерных моделей. Многие из этих моделей позволяют пользователю вводить данные, учитывающие специфику конкретных ОСК (экспериментально определенные коэффициенты массопереноса и др.). Среди известных компьютерных моделей следует упомянуть WATER9, основанную на математической модели выбросов в атмосферу для отходов и сточных вод [5], и программу Toxchem™, разработанную компанией Hydromantis Environmental Software Solutions, Inc. [6].

Toxchem™ детально описывает процессы превращения загрязняющих веществ на сооружениях ОСК, в частности процессы массопереноса; сорбцию загрязняющих веществ твердой фазой; содержит базу данных соединений, в которой представлены показатели, характеризующие физические, химические и биологические свойства веществ; использует уравнения массообмена и баланса массы, включая механизмы десорбции и испарения, биodeградации и др. Программу можно применять для прогнозирования превращений содержащихся в

сточных водах любых химических соединений, для которых известны физические, химические свойства и БПК. Обширная библиотека математических моделей включает также все возможные варианты обработки осадков.

Принимая во внимание тот факт, что в Республике Беларусь в настоящее время не введен в действие технический нормативный правовой акт, регламентирующий инвентаризацию и прогнозирование выбросов очистных сооружений канализации, при разработке такого документа необходимо учесть накопленный опыт выполнения работ такого вида в других странах. Следует разработать процедуру и выбрать инструментальные и инструментально-расчетные методики инвентаризации и контроля выбросов, учитывающие специфику ОСК.

Литература

1. Методические рекомендации по расчету выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух от неорганизованных источников станций аэрации сточных вод. – СПб.: ОАО «НИИ Атмосфера», 2015. – 28 с.

2. Охрана окружающей среды и природопользование. Атмосферный воздух. Выбросы загрязняющих веществ в атмосферный воздух. Правила расчета выбросов от объектов очистных сооружений: П-ОС 17.08-01-2012 (02120). – Минск: Экологияинвест, 2012. – 21 с.

3. Охрана окружающей среды и природопользование. Атмосфера. Выбросы загрязняющих веществ в атмосферный воздух. Порядок определения выбросов от объектов предприятий нефтехимической отрасли: ТКП 17.08-16-2011 (02120). – Введ. 01.01.2012. – Минск: Минприроды, 2012. – 37 с.

4. Scentroid [Electronic resource]. – Mode of access: <http://scentroid.com/scentroid-dr1000/>. – Date of access: 17.11.2019.

5. Air emissions models for waste and wastewater: EPA-453/R-94-080A [Electronic resource] // EPA. United States. – Mode of access: https://www3.epa.gov/ttn/chief/software/water/air_emission_models_waste_wastewater.pdf. – Date of access: 20.11.2019.

6. Hydromantis ESS, Inc. [Electronic resource]. – Mode of access: <https://www.hydromantis.com/Toxchem-unit-processes.html>. – Date of access: 20.11.2019.

А.Ч. Белячиц, кандидат технических наук
В.М. Лебедев, магистр технических наук
А.М. Никитин, кандидат технических наук
И.А. Титовицкий, кандидат технических наук
Общество с ограниченной ответственностью «АКВАР-СИСТЕМ»,
г. Минск, Беларусь

МИКРОВОЛНОВЫЙ ДАТЧИК КОНЦЕНТРАЦИИ (ВЛАЖНОСТИ) ДЛЯ ОЧИСТНЫХ СТАНЦИЙ

В процессе очистки и обработки осадков сточных вод ключевым параметром является текущее значение концентрации. Обусловлено это тем, что для улучшения влагоотдачи осадков применяется дорогостоящий полимерный флокулянт, расход которого эффективно работает лишь для строго регламентированной концентрации (влажности). Экспериментальные исследования показали, что точный и непрерывный контроль концентрации осадков в процессе обезвоживания может снизить расход флокулянта до 20 %.

До настоящего времени для непрерывного контроля концентрации использовались оптические датчики, принцип действия которых основан на эффекте рассеяния света твердыми частицами осадков. Такой принцип измерения требует четкой калибровки прибора под конкретное перекачиваемое вещество, а изменение его состава приводит к существенному искажению данных. Кроме того, эти датчики нуждаются в постоянной профилактике, связанной с загрязнением оптики в процессе эксплуатации.

Микроволновый датчик концентрации водной суспензии А444W объединяет в себе последние достижения в области создания приборов для определения полной объемной концентрации сухих веществ в водных суспензиях (рисунок 1). Датчик А444W предназначен для непрерывного контроля концентрации твердых частиц в виде илистого осадка в сточных водах на водоочистных сооружениях. Принцип действия датчика заключается в прецизионном измерении диэлектрической проницаемости водной суспензии в микроволновом диапазоне частот.



**Рисунок 1 – Датчик концентрации А444W
и блок индикации А444i**

Технические характеристики датчика концентрации приведены в таблице.

Таблица – Технические характеристики датчика концентрации

Параметр	Значение параметра
Тип датчика	Микроволновый
Диаметр трубопровода	DN80, DN100, DN150, DN200, DN250, DN300
Диапазон измерения концентрации, %	0–16
Диапазон измерения влажности, %	84–100
Режим измерения	Непрерывный
Повторяемость измерений, %	±0,01
Температура контролируемой среды, °С	5–95
Проводимость контролируемой среды, мСм/см	0–12
Давление в трубопроводе, бар	1,5–8,0
Температура окружающей среды, °С	0–50
Класс защиты датчика	IP65
Коммуникационный протокол	RS-485
Аналоговый выход сигнала концентрации, мА	0–5, 0–20, 4–20, 0–24
Питание блока индикации	100–240 VAC/50–60 Гц
Питание измерительного блока	24 VDC

Датчик А444W позволяет измерять концентрацию твердых частиц независимо от скорости потока и состава осадков и требует минимального обслуживания после установки.

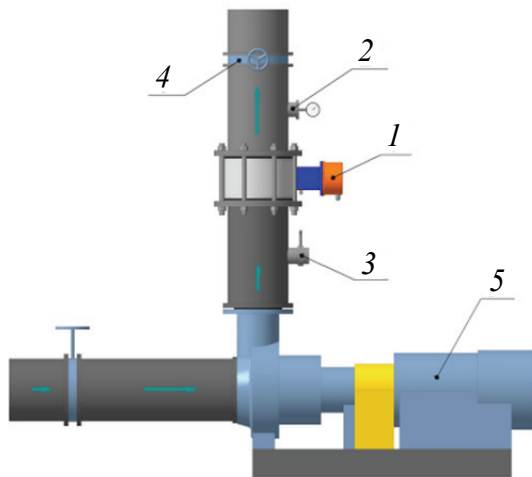
Датчик концентрации А444W состоит из измерительного блока, устанавливаемого на трубопроводе, и блока индикации А444i (рисунок 1).

В измерительном блоке находятся излучатель и приемник микроволнового излучения, датчики температуры и проводимости водной суспензии, электронный микропроцессорный модуль, предназначенный для измерения диэлектрической проницаемости суспензии с учетом температуры и проводимости и для расчета концентрации. В измерительном блоке также формируется токовый сигнал, пропорциональный концентрации и предназначенный для использования в системах автоматизации.

Блок индикации служит для приема данных от измерительного блока, отображения измеренной концентрации, влажности, температуры и проводимости в виде цифровых значений и графиков. В блоке индикации хранится архив показаний датчика за все время работы.

Типовые условия монтажа датчика концентрации А444W изображены на рисунке 2. Измерительный блок 1 датчика концентрации устанавливается вблизи насоса 5 (до 1 м). Давление в области датчика регулируется ручной задвижкой 4 и контролируется манометром 2

с разделительной мембраной. В качестве пробоотборника 3 можно использовать ручной шаровой кран с диаметром не менее DN20, который оснащается гибким шлангом для удобства наполнения лабораторной тары.



1 – измерительный блок датчика; 2 – манометр;
3 – пробоотборник; 4 – ручная задвижка; 5 – насос

Рисунок 2 – Типовые условия монтажа датчика концентрации

Блок индикации A444i устанавливается в удобном для наблюдения показаний месте на расстоянии до 100 м от измерительного блока. На рисунке 3 приведено изображение экрана с блока индикации датчика концентрации.

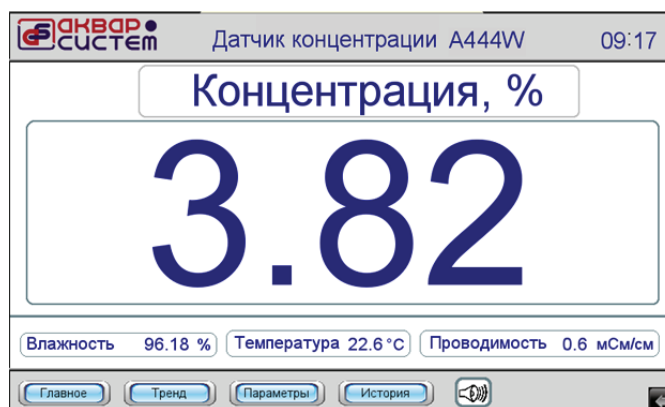


Рисунок 3 – Экран блока индикации

В начале 2013 г. на Минской очистной станции были проведены испытания оптического и микроволнового датчиков концентрации.

В ходе испытаний микроволновый датчик концентрации A444W показал высокую точность измерения концентрации твердых веществ

в сыром осадке и эффективность его использования в технологических потоках очистки сточных вод. Показания оптического прибора отражали только некоторое относительное изменение концентрации в течение конкретной откачки, однако повторяемость абсолютных значений при разных откачках была низкой.

На рисунке 4 представлены графики, отражающие концентрацию твердых веществ в сыром осадке (%), составленные по показаниям обоих приборов, снимаемым каждые полчаса в процессе откачки. Маркерами отмечены показания, полученные в лаборатории.

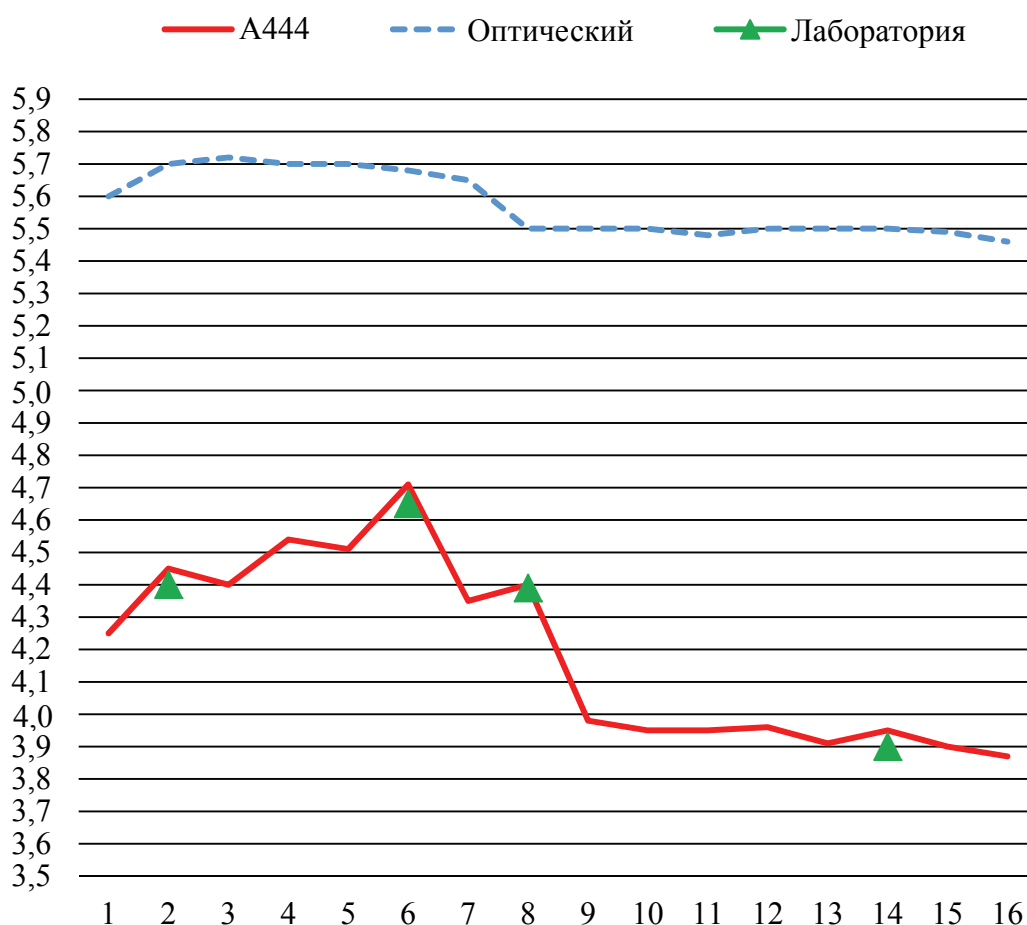


Рисунок 4 – Графики изменения концентрации твердых веществ в сыром осадке в процессе откачки, полученные оптическим датчиком (штриховая линия), микроволновым датчиком А444 (сплошная линия) и контрольными отборами в лаборатории (треугольные маркеры)

После проведения испытаний Минская очистная станция приобрела в 2013 г. два микроволновых датчика, которые работают по настоящее время. В течение всего срока эксплуатации прибор не требовал технического обслуживания, в том числе чистки.

БАЗОВАЯ МОДЕЛЬ СОВРЕМЕННЫХ ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЙ

Во времена Советского Союза при проектировании и строительстве очистных сооружений мало кто задумывался про удаление из сточных вод азота и фосфора. В большинстве случаев процесс очистки заключался в улучшении показателей по БПК₅, ХПК и взвешенным веществам.

Сегодня в эпоху технического прогресса вопрос по очистке сточных вод от азота и фосфора стоит более остро, и экологические службы предъявляют более жесткие требования к параметрам очистки, которым старые очистные сооружения и технологии соответствовать не в состоянии (рисунок 1).



Рисунок 1 – Очистные сооружения

Существуют различные методы достижения требуемых показателей по очистке сточных вод, но в данном докладе будет рассмотрен только способ биологической очистки.

В качестве основы принимается модифицированная технология университета Кейптауна (МУСТ), которая представляет собой последовательность анаэробной, двух аноксидных и аэробной зон (рисунок 2).

В данном процессе первая аноксидная зона предназначена для удаления нитратов азота из возвратного активного ила, вторая аноксидная зона – для удаления нитратов, образуемых в ходе нитрификации в аэробной зоне, для обеспечения требуемого качества очищенной воды по N-NO₃. К основным факторам, влияющим на эффективность процесса биологического удаления фосфора, относятся: время нахождения сточной воды в анаэробной зоне, время пребывания в

аноксидной и аэробной зонах, количество легкоокисляемых органических соединений, возраст активного ила, концентрация нитратов в анаэробной зоне.

Рассматриваемая технология получила широкое распространение в Китае, а также странах Европы, Африки и Латинской Америки. В последнее время по данной технологии активно строятся очистные сооружения на территории Российской Федерации и Республики Беларусь.

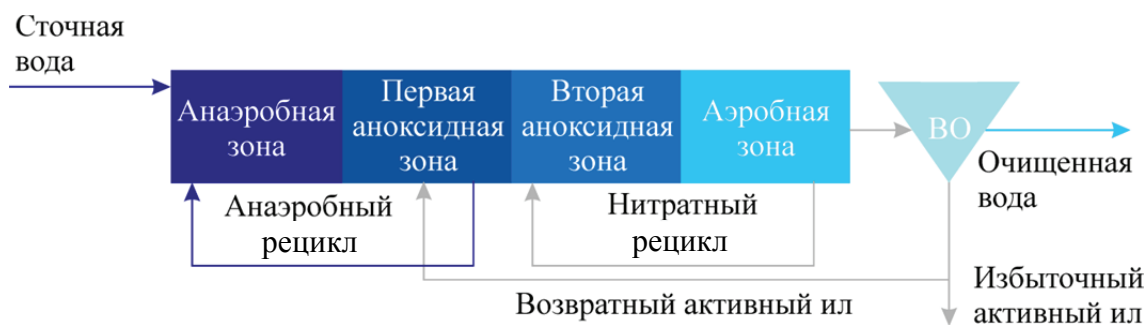


Рисунок 2 – Модифицированная технология университета Кейптауна

Применяемая технология позволяет отказаться от первичных отстойников и разместить все зоны очистки в одном корпусе биореактора, разделенного на зоны (рисунок 3). Данное решение позволяет значительно сократить площадь участка, занимаемого комплексом очистных сооружений. При мощности очистного сооружения от 0,5 до 40 м³/сут корпус биореактора может быть изготовлен из полимерных материалов, или из железобетона при мощности от 250 м³/сут. При необходимости отдельные модули по 40 м³/сут можно группировать в комплексы мощностью до 240 м³/сут.



Рисунок 3 – Зоны очистки, расположенные в одном корпусе биореактора

Перемешивание жидкости в зоне денитрификации происходит естественным гидравлическим путем без использования мешалок, а перекачка активного ила осуществляется при помощи эрлифтов, что позволяет отказаться от применения насосов. Таким образом, использование электромеханического оборудования сводится к минимуму. Более того, для обеспечения необходимых показателей по очистке сточных вод продолжительность работы воздуходувок составляет от 9 до 15 ч в сутки, а удельное энергопотребление на технологические нужды не превышает $0,5 \text{ кВт}\cdot\text{ч}/\text{м}^3$.

Контроль и регулировка всех технологических процессов осуществляется в автоматическом режиме системой управления на основе искусственного интеллекта (рисунок 4). Информация о режимах работы оборудования, показания с датчиков и анализаторов накапливаются в базе данных и анализируются. На основе полученных данных определяются закономерности по максимальным и минимальным значениям поступающего стока, по загрязнениям и др. Исходя из полученных закономерностей, система прогнозирует работу оборудования на ближайшее время. Например, ночью или в выходной день задействовать оборудование на 30% от общей мощности, а к моменту пикового сброса увеличить подачу воздуха и рециркуляцию для сохранения показателей очистки воды.

Однако, если текущая ситуация отличается от прогнозируемой (например, внезапный ночной пиковый сброс), то в работу оборудования незамедлительно вносятся корректировки на основе данных, поступающих с анализаторов и измерительных приборов. Для полноценной работы системы достаточно данных о рН, ОВП и температуре.

Для предотвращения попадания в биореактор песка и крупного мусора применяется комбинированная установка механической очистки проточного типа с песколовкой и грабельной решеткой (рисунок 5). Посредством шнековых транспортеров весь отделенный песок и мусор выгружается в пластиковые контейнеры и в дальнейшем вывозится на полигон твердых бытовых отходов.



Рисунок 4 – Система управления на основе искусственного интеллекта



Рисунок 5 – Комбинированная установка механической очистки с песколовкой и гребельной решеткой

В качестве доочистки применяется мелкоячеистый фильтр барабанного типа. Вода подается во внутреннее пространство фильтра через входной патрубок, нерастворенные вещества отделяются на внутренней стороне фильтрационного барабана. Очищенная вода протекает через микросито и в направлении течения покидает фильтрующее оборудование. На данном этапе убирается оставшаяся взвесь и частицы активного ила, и вода приобретает кристалльность (рисунок 6).

Для обеззараживания очищенных сточных вод предназначены установки ультрафиолетового обеззараживания.



Рисунок 6 – Мелкоячеистый фильтр барабанного типа

В качестве дополнительного оборудования на очистные сооружения может быть поставлена станция учета привозных стоков, которая позволяет контролировать качество и количество стока, привозимого ассенизационными машинами, а также допускать к сливу сточных вод только при наличии ключа (рисунок 7).

При необходимости обезвоживания осадка могут быть поставлены ленточные фильтр-прессы или шнековые дегидраторы.



Рисунок 7 – Станция приема стоков

Применение единой концепции при проектировании и строительстве очистных сооружений, а также использование унифицированного типового оборудования и модульных конструкций позволяет:

- создать типовые проекты для быстрого прохождения экспертизы;
- построить очистные сооружения без обслуживающего персонала;
- создать единую централизованную диспетчерскую для контроля всех объектов;
- снизить затраты на эксплуатацию.

УДК 628.3

**И.И. Вага, кандидат сельскохозяйственных наук, ученый секретарь
К.Р. Павлова, секретарь-референт**

Государственное научное учреждение «Институт жилищно-коммунального хозяйства НАН Беларуси», г. Минск, Беларусь

АНАЛИЗ ЭФФЕКТИВНЫХ НАПРАВЛЕНИЙ ПЕРЕРАБОТКИ ОСАДКА СТОЧНЫХ ВОД

Одной из важнейших проблем жилищно-коммунального хозяйства Республики Беларусь является образование отходов в процессе очистки городских сточных вод – осадков сточных вод (далее – ОСВ).

ОСВ является многокомпонентным и крупнотоннажным отходом, количество которого из года в год возрастает. В мире, по данным Global Water Intelligence, в 2017 г. образовалось 83 млн т ОСВ в сухом веществе, прирост с 2012 г. составил 10,7 %. В нашей республике образуется около 180–197 тыс. т осадков в год, а используется в народном хозяйстве только 4–5 % от общего объема. В основном ОСВ складировуются и хранятся на специальных иловых площадках очистных сооружений.

Складируемый осадок заражен опасными бактериями, способными вызывать различные формы инфекционных заболеваний, содержит множество яиц гельминтов и соединения тяжелых металлов. Эксплуатация иловых карт приводит к потере ценнейших земель, загрязнению почвы, выделению неприятных запахов, а также к распространению негативного микробиологического и газового фона, который отрицательно влияет на состояние окружающей среды и здоровье человека. В связи с этим возникает необходимость снижения количества иловых карт [1].

Анализ эффективных направлений переработки ОСВ показал наличие множества способов их утилизации и переработки: обезвреживание, сжигание, депонирование (захоронение), применение в качестве удобрений в составе почв грунта для озеленения городов и при рекультивации нарушенных земель, использование в составе техногенного грунта в строительстве, в качестве топлива.

В странах с развитым агропромышленным комплексом, таких как Кипр или Испания, ОСВ с приемлемым уровнем содержания тяжелых металлов утилизируются в основном путем применения в сельском хозяйстве в качестве удобрения. В европейских странах с развитой индустриальной экономикой, таких как Германия, Австрия, Нидерланды, широко используются термические способы утилизации ОСВ.

Это обусловлено как высоким уровнем развития доступных к применению технологий, так и действующими законодательными нормами, устанавливающими строгие ограничения на качество отходов, направляемых на захоронение, особенно в части содержания в них органического углерода, других органических соединений и тяжелых металлов (рисунок) [2].

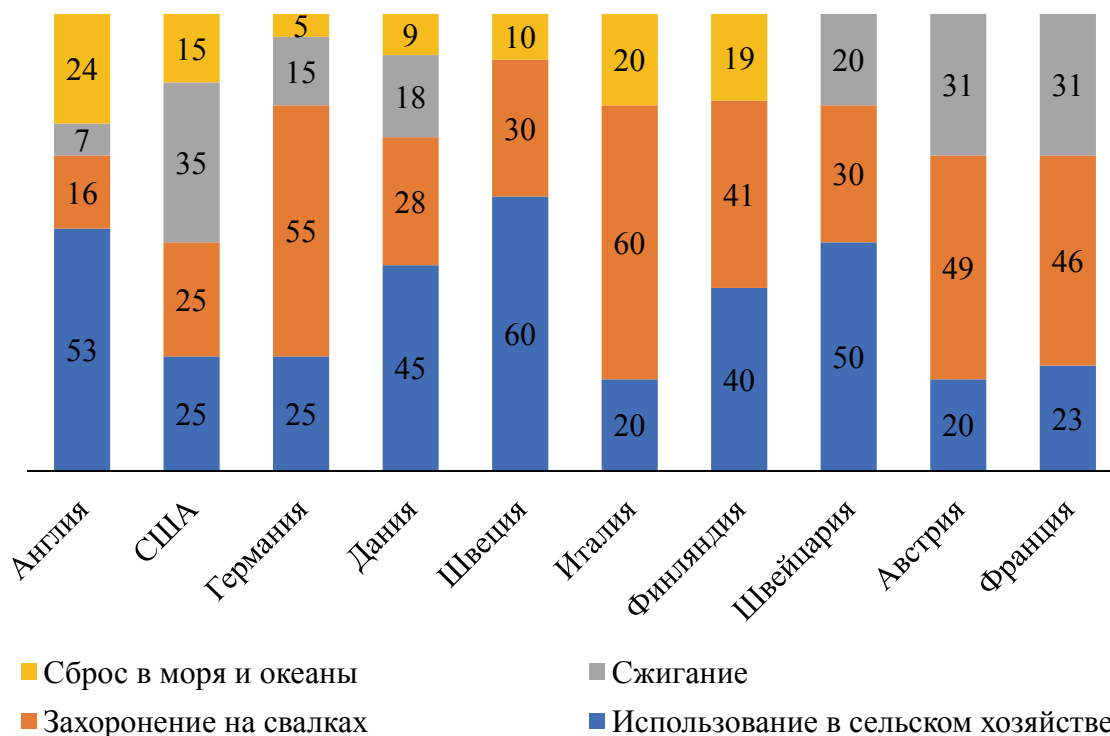


Рисунок – Анализ способов утилизации осадков сточных вод

Однако следует отметить, что некоторые из этих способов утилизации сточных вод имеют существенные ограничения по использованию. Так, непосредственное применение ОСВ в сельском хозяйстве в качестве удобрения или вывоз для захоронения на полигоны твердых бытовых отходов во многих странах запрещены. Попытки компостировать, подвергать глубокой сушке и сжигать в сыром виде пока не привели к положительным экономически оправданным результатам. Решить проблему по утилизации ОСВ можно путем сооружения специально обустроенных для этих целей свалок-полигонов, однако это требует отчуждения на многие годы больших площадей и прилегающих к ним территорий.

В настоящее время во многих странах мира ведутся работы по улучшению эффективности существующих методов утилизации ОСВ, а также разработке новых. Как показывает зарубежный опыт, при утилизации ОСВ оптимальным является комплексное применение различных методов утилизации.

Способы переработки ОСВ могут быть сгруппированы в четыре направления. Первое направление включает в себя размещение ОСВ на полях фильтрации, иловых картах. К основным преимуществам данного направления относятся кажущиеся относительная дешевизна и простота процессов.

Второе направление включает термическую переработку осадка и сжигание в специальных печах. Сложившаяся мировая практика свидетельствует о том, что термические методы являются наиболее эффективными с точки зрения технико-экономических показателей. Это связано с тем, что в процессе термической переработки отходов снижается их масса и одновременно происходит концентрирование токсичных компонентов, содержащихся в первоначальных отходах в золе. К основным достоинствам данного метода относятся малая площадь, необходимая для утилизации, независимость от климата и времени года, а также малое количество зольного продукта, который можно безопасно применять в дорожном строительстве. В то же время термические методы переработки отходов являются энергозатратными. Как следствие, возникает необходимость обезвоживания утилизируемых отходов перед сжиганием до минимально возможной влажности [2].

Третье направление подразумевает использование высокотехнологического оборудования, позволяющего создавать из осадков сложные продукты, такие как биогаз, углеводороды, керамзит. Главным достоинством данного направления является возможность получения востребованного в экономике целевого продукта, при этом дороговизна и сложность оборудования, высокая энергоемкость производства продуктов по сравнению с традиционными методами препятствуют широкому применению подобных технологий. Так, при получении биогаза из ОСВ необходимы сложные и дорогостоящие системы очистки и обогащения полученного продукта для его дальнейшей транспортировки потребителю [2]. При получении углеводородов используется энерго- и материалозатратная технология низкотемпературного пиролиза, которая уступает по производительности и качеству продуктов традиционному крекингу углеводородного сырья.

Четвертое направление является наиболее перспективным, поскольку позволяет без больших материальных и энергетических затрат перерабатывать ОСВ в безопасные для окружающей среды продукты, такие как кормовая добавка и органические удобрения. Данные методы основаны на биологических процессах, протекающих благодаря взаимодействию ОСВ и дополнительных компонентов [3]. Главным недостатком подобных методов переработки ОСВ в кормовую продукцию является высокое содержание растворимых форм солей тяже-

лых металлов, что может приводить к превышению их ПДК и негативно отражаться на жизни и здоровье человека и животных. Аналогичная проблема может возникнуть при внесении ОСВ в чистом виде в качестве удобрений.

Таким образом, проведенный анализ показал, что в настоящее время для обработки и утилизации ОСВ необходимо:

1) выполнить классификацию методов и технологий утилизации либо дальнейшего использования ОСВ;

2) дать оценку качества ОСВ по физико-химическим, микробиологическим и токсикологическим параметрам;

3) сформировать технические и технологические параметры процессов, применяемых при разработке и реализации необходимых технологий по утилизации ОСВ.

Литература

1. Цыбина, А.В. Перспективное направление утилизации продуктов термической обработки осадков сточных вод в производстве керамических строительных материалов / А.В. Цыбина, М.С. Дьяков, Я.И. Вайсман // *Фундаментальные исследования*. – 2014. – № 6 (часть 2). – С. 265–270.

2. Пахненко, Е.П. Осадки сточных вод и другие нетрадиционные органические удобрения / Е.П. Пахненко. – М.: БИНОМ: Лаборатория знаний, 2015. – 314 с.

3. Анализ факторов, влияющих на производство биогаза при сбраживании осадка сточных вод / В.А. Седнин [и др.] // *Известия высших учебных заведений и энергетических объединений СНГ. Энергетика*. – 2009. – № 5. – С. 49–58.

IRRIGATION USABILITY OF WASTEWATER TREATED BY AN ON-SITE SMALL WASTEWATER TREATMENT UNIT

Introduction

Hungary began intensive development of wastewater treatment to meet EU requirement in the mid 2000's. Approximately 75 % of the population is connected to centralized public sewage system. A National Sewerage and Wastewater Treatment Program was established with a detailed implementation timetable until 2015. The plan was to solve wastewater management with tertiary treatment in settlements greater than 10,000 PE located in sensitive areas. However, the majority (76 %) of settlements are below 2000 PE, more than 800 of these were excluded from the National Sewerage and Wastewater Treatment Program. 13 and 55 % of Hungarian settlements have no more than 100 and 500 habitants, respectively. Small settlements are often remote and affected by outward migration and an aging population. Furthermore, they are heavily burdened by high investment costs in pipeline construction for common wastewater disposal of technical equipment, thus, many of these settlements are without wastewater treatment [1]. Untreated or not properly treated wastewaters from these settlements endanger ground waters. Depending on their location, they may also endanger sensitive surface waters, e.g. Lake Balaton. On-site wastewater treatment systems (OWTS) treat and dispose wastewater at the site of production, if function properly, they are a viable alternative in locations where pipeline construction is not possible or financially not feasible. OWTS include septic tanks, aerobic treatment units, and composting toilets [2]. Although there is a growing number of installed OWTS in Hungary, there is still some resistance and uncertainty regarding the use and treatment efficiencies. The aim of our current project is to evaluate the treatment efficiency and irrigation usability of small, on-site activated sludge systems, as well as to determine the effect the owner plays on treatment efficiency. Here we present the preliminary data obtained by the analysis of treated wastewater of a small activated sludge unit.

Materials and methods

The small treatment unit analysed is an activated sludge system with aerobic and anaerobic chambers to allow biological treatment. Part of the

sludge produced is recirculated, the excess sludge is stored in a sludge bag and has to be emptied once in 2–3 months and composted. The biological treatment is ensured by a compressor, with a minimal energy input of around 50 W. After biological treatment the wastewater enters the post-settler and the effluent is either stored in a storage tank or enters an infiltration shaft.

An independent organization [3] evaluated the unit and confirmed that the effluent (treated water exiting the post settler) meets regulatory requirements. The limits for the evaluated parameters are shown in the *Limit* column of Table.

Water samples were collected from the post-settler and a longer-term storage tank (2 m³) according to Hungarian standards (MSZ ISO 5667-10:19).

To determine treatment efficiency, basic chemical parameters were measured and compared to the values listed in the certificate of the equipment: chemical oxygen demand (COD), biological oxygen demand (BOD₅), ammonium, total suspended solids, total nitrogen, and total phosphorus.

To evaluate the irrigation usability of treated wastewater, acute toxicity tests were performed using *Daphnia magna* (MSZ EN ISO 6341:1998), white mustard (*Sinapsis alba*, MSZ 22902-4/1990), and green algae (*Chlorella vulgaris*, MSZ EN ISO 8692:2005).

The owner's attitude was assessed by a questionnaire we developed. The questionnaire has not been standardized yet, but has been pre-assessed.

Results and discussion

In the unit analysed, the effluent is stored in a 2 m³ storage tank before entering the infiltration shaft. Analytical measurements were performed on samples from the post-settler and the storage tank (Table). The 30-minute settling was 710 in the aerobic chamber.

Table – Analytical measurements of treated wastewater

Parameter	Post-settler	Storage tank	Limits
pH	7.58	8.55	–
DO, mg/l	3.21	2.88	–
DO, %	39.1	31.5	–
K, µS/cm	703	501	–
RDO, mV	166.8	-178.3	–
T, °C	23.6	17.1	–
Chemical oxygen demand COD _{Cr} , mg/l	42	<30	55
Biochemical oxygen demand BOD ₅ , mg/l	4	3	15
Total nitrogen (calculated), mgN/l	16.0	10.7	20
Ammonium, mg/l	3.2	0.46	10
Phosphorus, mg/l	84	0.99	5
Total suspended solids, mg/l	6	<2	18

According to the data, the effluent chemical parameters meet regulatory criteria except for phosphorus. Although phosphorus level in the post-settler is higher than the limit value, after storage (few weeks or months) it decreases below the limit, suggesting that biological phosphorus removal is further continues after the effluent leaves the unit. Similarly, other parameters, e.g. COD, BOD, nitrogen, etc. also continue to decrease during storage. Phosphorus removal during wastewater treatment is a key process to prevent eutrophication of surface waters. In municipal WWT plants this is mainly done by physico-chemical phosphorus removal. In individual wastewater treatment units chemical P removal is not a feasible option. Biological P removal is an environmentally favourable alternative and has been the focus of many studies (reviewed in [4]). In the system analysed, no enhanced P removal was applied, simply the storage allowed the biological P removal to be continued and was sufficient to achieve values below limit. Although phosphorus accumulating organisms may release accumulated phosphorus in the surface water, the present of phosphorus provides nutrient for plant if the water is used for irrigation.

To evaluate whether the treated water can be used for irrigation, we performed ecotoxicological tests and measured acute toxicity. Based on the algal-test (72hs), neither the effluent nor the stored water requires dilution. Although the undiluted and 2× diluted effluent caused slight, 7.6 and 1.3 % decrease of algal growth, respectively, according to the standard it does not need to be diluted before use. The undiluted water from the storage tank did not cause any growth inhibition. The Daphnia-test performed on the effluent showed slight toxicity (20–30 % immobility) in the undiluted sample and in the sample diluted twice, but further (5×, 10×) dilutions did not cause any immobility. Similar results were obtained for the water in the storage tank as well (data not shown). The evaluation of germination potential revealed that both untreated water samples stimulated the germination of white mustard seeds (Figure). Although diluted samples were less stimulating, they still showed some positive effect. Based on the ecotoxicology tests, treated water can be used for irrigation.

Next, we aimed to assess the owner's attitude and asked them to fill out a questionnaire. In the questionnaire questions related to their water use, operational and maintenance practices, as well as their overall experience were listed. According to the answers, the unit has been operated for 4 years treating the domestic wastewater of a family of 4. They found the installation of the device easy; they got written material about operation and maintenance, although they feel it might be useful to provide proper education for users before they start the operation. They find the operation quite easy, check on the unit at least once a week, and cleanse it monthly.

The access sludge is put onto the compost and after composting they use it as a fertilizer for plants in the garden. The effluent is used for irrigation or for infiltration.

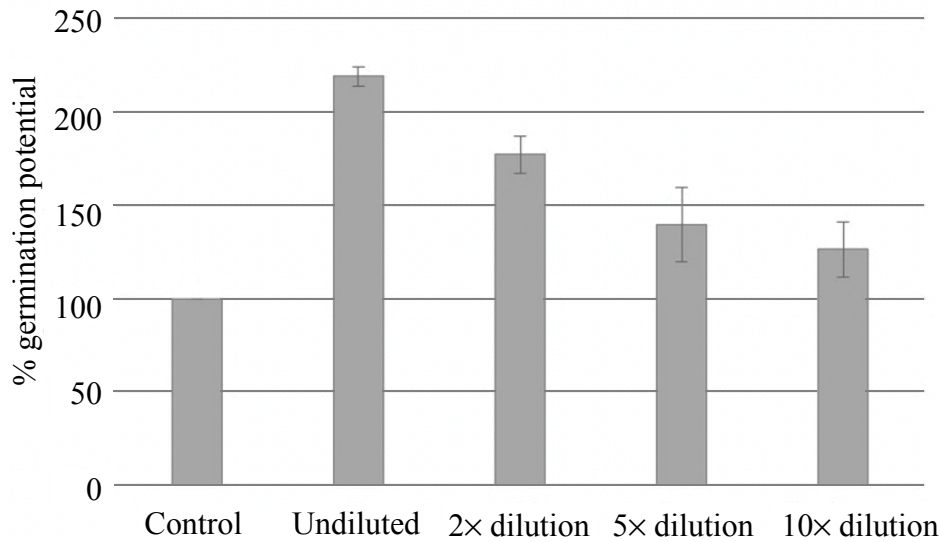


Figure – Germination potential of treated wastewater on white mustard (*Sinapsis alba*) seeds

Other small units of the same manufacturer were also evaluated (data shown) and revealed that not all owners are so informed, which is reflected in the treatment efficiency of the unit, too. Although the analysis of a single unit does not allow far reaching conclusions, it provides us a glimpse of factors that can pose difficulties when applying decentralized wastewater treatment solutions. For example, phosphorus removal is not as efficient in on-site units without chemical P removal, thus, direct discharge into recipient might result in eutrophication. The owner's attitude is a key factor in on-site units; the owner's awareness influences the chemicals used in the household, which subsequently influences the treatment efficiency of the unit, as a toxic chemical can deplete the whole biomass blocking biological treatment. Also the regularity and goodness of maintenance and operation are crucial factors. Indeed, it has been shown that many OWTS do not perform well, and maintenance problems are one of the main causes of inadequate functioning [5].

Conclusions

Here we described an OWTS that is maintained and operated properly, the chemical parameters of the treated wastewater meets most of the regulatory requirements. Storage of the treated water enhances the water quality and makes the treated water suitable for irrigation. Based on the presented

preliminary data, decentralized, small wastewater treatment equipment can be viable alternatives to centralized wastewater treatment. However, a well-designed equipment is not enough, proper training, informed owners and regular maintenance are needed for adequate functioning.

This work has been undertaken as part of a project founded by the EFOP-3.6.1-16-2016-00025 aiming for the development of water management in Higher Education in the frame of intelligent specialization.

References

1. Buzás, K. 8–7 melléklet: A településszintű, programszerű szennyvízkezelés kistelepüléseken / K. Buzás // *Vízgyűjtő-gazdálkodási Terve – 2015. A Duna-vízgyűjtő magyarországi része.* – 2015.
2. Whitehead, J. Skills to Assess the Suitability of Sites for On-Site Wastewater Disposal / J. Whitehead, P. Geary, B. Patterson // *Environmental Health Review.* – 1999. – Vol. 28, no. 2. – P. 42–47.
3. VITUKI [Electronic resource]. – Mode of access: <https://www.vituki.eu/about.html>. – Date of access: 25.11.2019.
4. A Review of Phosphorus Removal Technologies and Their Applicability to Small-Scale Domestic Wastewater Treatment Systems / J.T. Bunce [et al.] // *Frontiers in Environmental Science.* – 2018. – Vol. 6 (article 8). – P. 1–15.
5. Field Performance Assessment of Onsite Individual Wastewater Treatment Systems / N. Moelants [et al.] // *Water Science and Technology.* – 2008. – Vol. 58 (article 1). – P. 1–6.

**М.К. Возмитель, заместитель директора
по продажам и маркетингу**
Совместное закрытое акционерное общество «Филтер»,
г. Минск, Беларусь

**ИННОВАЦИОННЫЕ МЕТОДЫ ОНЛАЙН-КОНТРОЛЯ
СУММАРНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КАЧЕСТВА СТОЧНЫХ ВОД
(ОБЩИЙ АЗОТ, ФОСФОР, ОРГАНИЧЕСКИЙ УГЛЕРОД).
ОПЫТ ПРИМЕНЕНИЯ И ПРЕИМУЩЕСТВА**

Одним из эффективных решений проблемы загрязненного конденсата является оперативный онлайн-контроль качества возвратного конденсата и своевременный отвод и сброс только того конденсата, который не соответствует нормам и техническим требованиям.

Определение общего органического углерода (ООУ), общего азота и фосфора возможно как лабораторным, так и автоматическим онлайн-методом. К основным недостаткам лабораторного метода для технологического процесса относятся запоздание результата, возможность получения низкой точности, а также трудоемкость процесса измерения.

В онлайн-потоке ООУ может измеряться в автоматическом режиме промышленными анализаторами. Этот метод позволяет количественно определять содержание углерода в растворенных и нерастворенных органических веществах. С помощью данного метода определяются органические вещества любого типа и происхождения.

Наиболее распространенные технологии онлайн-анализа ООУ

Фотохимическое окисление. В рамках данной методики присутствующий в пробе органический углерод окисляется при помощи ультрафиолетового излучения в присутствии вспомогательного вещества. Образовавшийся при этом CO_2 измеряется ИК-детектором. Органические вещества окисляются под воздействием УФ-излучения сильными окислителями (например, персульфатом натрия). Фактически это лабораторный метод, перенесенный в онлайн-анализатор, а поэтому он не всегда успешен в ряде случаев. Оборудование, принцип работы которого основан на этой технологии, имеет проблемы с очисткой и работой со взвешенными частицами и мутной средой. Этот метод малоэффективен в солесодержащих средах (концентрация свыше 1 % вызывает проблемы, связанные с замедлением и даже остановкой процесса окисления).

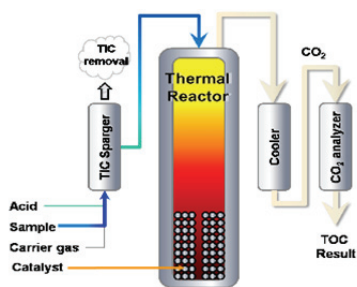


Рисунок 1 – Схема высокотемпературного окисления

Химическое окисление в растворах.

В рамках данного метода проба подвергается процессу окисления сильными окислителями, например, такими как озон. Данные вещества в определенной степени вредны для здоровья человека и оказывают негативное влияние на окружающую среду. Озоновые кислоты и щелочи используются для установления необходимого значения рН пробы. Однако окислительный потенциал данных

методов относительно, так как твердые частицы и сложные органические соединения могут быть окислены только частично или вообще не окислены. Согласно современным стандартам по защите окружающей среды и безопасности, применение указанных методов не рекомендовано.

Высокотемпературное окисление (термоокисление). Проба окисляется в специальном реакторе при температуре до 1000–1200 °С, однако это не позволяет окислить все органические вещества. В данном методе необходимо использовать катализатор из оксида меди или платины. Указанный вариант определения не всегда удобен в ряде применений. Он хорошо работает при концентрации ООУ лишь до 4000 мг/л, при более высоких концентрациях необходимо разбавление. Высокотемпературное окисление малоэффективно в средах с содержанием нефтепродуктов, жиров, смазки, солей, частиц крупного размера, так как данные вещества вызывают эксплуатационные проблемы, и из-за них необходимо регулярно чистить и калибровать прибор постоянно, и его надежность при эксплуатации снижается существенным образом (рисунок 1).

Инновационный метод измерения суммарных параметров – **двухстадийное окисление**. Это комбинированный метод каталитического

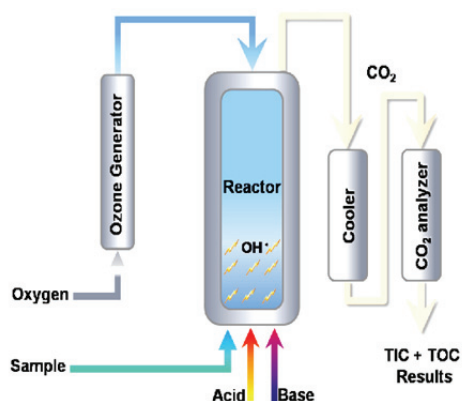


Рисунок 2 – Схема двухстадийного окисления

и химического окисления, запатентованный немецким производителем промышленных анализаторов и лабораторного оборудования Nach (рисунок 2). Сначала в реактор добавляют кислоту и подают газ-носитель для удаления неорганического углерода в форме CO₂. Затем вводят щелочь (гидроксид натрия) и подают озон. Озон реагирует со щелочью, образуя гидроксильные радикалы. Они окисляют органические вещества в пробе до кар-

боната и оксалата (это первый этап). Затем к пробе добавляют кислоту, и озон окисляет марганец, содержащийся в кислоте. Окисленный марганец реагирует с оксалатами, образовавшимися на первой стадии, с образованием CO_2 (это второй этап). В то же время кислота реагирует с карбонатами, образовавшимися во время окисления со щелочью, также с образованием CO_2 . Датчик NDIR измеряет концентрацию CO_2 , которая пропорциональна концентрации ООУ в пробе.

Эта технология специально разработана для применения в сложных и тяжелых условиях. В ней используются трубки увеличенного диаметра (рисунок 3), поэтому не требуется фильтрация пробы и возможна работа с частицами размером до 2 мм (это больше по сравнению с другими технологиями). Еще одной особенностью данного метода является хорошая работоспособность в солесодержащих средах (с концентрацией хлоридов до 30 %).



Рисунок 3 – Трубки увеличенного диаметра

Анализатор суммарных параметров – это надежная система непрерывного обнаружения и измерения органических веществ в воде (рисунок 4). Поскольку автоматический анализатор выполняет надежный анализ и предоставляет данные в режиме реального времени, можно точно определить тот момент, когда производительность системы начинает ухудшаться.



Рисунок 4 – Анализатор суммарных параметров

К особенностям автоматического анализатора, проверенным пользователями, относятся:

- погрешность ± 3 % от измеренного значения;
- 99,86 % времени безотказной работы (сертифицировано MCert);
- минимальная потребность в техническом обслуживании (2 раза в год);
- в интервалах между проведением технического обслуживания калибровка не требуется;
- имеется технология самоочистки;
- низкая стоимость владения;
- простота в эксплуатации;
- быстрая окупаемость инвестиций;
- используется запатентованная двухступенчатая технология окисления (TSAO);
- варианты исполнения для опасных и неопасных зон.

Эти системы контроля можно эффективно интегрировать в программу автоматического анализа показателей сточных вод как на входе, так и на выходе очистных сооружений, также возможна установка в контрольных точках промышленных предприятий без нарушения нормальной работы системы [1].

Литература

1. ЭкоИнструмент [Электронный ресурс]. – Режим доступа: https://www.ecoinstrument.ru/service/public/effektivnost_primeneniya_avtomaticheskikh_analizatorov_dlya_opredeleniya_elementov_pitaniya_v_stochn/. – Дата доступа: 15.01.2020.

УДК 628.316:54:666.962.3

И.В. Войтов, доктор технических наук, профессор
В.Н. Марцуль, кандидат технических наук, доцент
А.Ф. Минаковский, кандидат технических наук, доцент
О.Б. Дормешкин, доктор технических наук, профессор
Учреждение образования «Белорусский государственный
технологический университет», г. Минск, Беларусь

ОРГАНИЗАЦИЯ ПОДГОТОВКИ СПЕЦИАЛИСТОВ ПО ВОДОПОДГОТОВКЕ И ОЧИСТКЕ СТОЧНЫХ ВОД В БЕЛОРУССКОМ ГОСУДАРСТВЕННОМ ТЕХНОЛОГИЧЕСКОМ УНИВЕРСИТЕТЕ

Белорусский государственный технологический университет на протяжении всей своей почти 90-летней истории занимает ведущие позиции в образовательной и научной сферах, обеспечивает подготовку специалистов для производственной и социальной сфер экономики по 32 специальностям и 62 специализациям высшего образования первой ступени, 37 специальностям второй ступени (магистратуры), 27 специальностям среднего специального и профессионально-технического образования, 9 специальностям переподготовки кадров и 26 научным специальностям в аспирантуре и докторантуре.

Подготовка специалистов практически по всем инженерно-техническим и химико-технологическим специальностям включает вопросы водоподготовки, очистки сточных вод по отраслям. Углубленную подготовку по технологиям и оборудованию водоподготовки и очистки сточных вод и другим вопросам, связанным с рациональным использованием и охраной водных ресурсов, будущие специалисты получают по специальностям «Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов», «Биотехнология» и др. Особенностью этой подготовки является акцент на углубленное изучение процессов и аппаратов водоподготовки и очистки сточных вод, физико-химических и биологических процессов, лежащих в основе очистки природных и сточных вод.

В настоящее время технология водоподготовки и очистки сточных вод представляет собой сложную многоплановую отрасль инженерной техники. Она вобрала в себя физические, химические процессы, в том числе в различных их комбинациях. Анализ рынка труда и перспективных потребностей экономики показывает, что в республике ощущается острая нехватка специалистов, обладающих уровнем подготовки, достаточным для проектирования и эксплуатации установок и сооружений по водоподготовке, водоочистке, очистке производ-

ственных сточных вод, на которых используются: современные биологические, физико-химические методы очистки; различные варианты химической обработки; баромембранные процессы; электрохимическая обработка; адсорбция; ионный обмен; флотация; процессы коагуляции и флокуляции и др.

На объектах теплоэнергетики, на промышленных предприятиях подавляющее большинство сооружений водоподготовки и очистки сточных вод работает по старым ресурсозатратным и экологически небезопасным технологиям. Большинство крупных предприятий и организаций коммунального хозяйства Республики Беларусь столкнулось с необходимостью внедрения и использования новых технологий водоподготовки, водоотведения и очистки сточных вод. В комплексе с водоочисткой и очисткой сточных вод следует решать задачи использования образующихся отходов. Однако внедрение новых технологий и оборудования подготовки воды осуществляется чрезвычайно низкими темпами.

С целью подготовки кадров, способных решать сложные задачи водоподготовки и очистки сточных вод на современном уровне с использованием наилучших доступных экологически безопасных технологий, на базе Белорусского государственного технологического университета – флагмана инженерной и химико-технологической подготовки в республике – организована подготовка специалистов в области промышленной водоподготовки и водоочистки.

Подготовку кадров по новой специальности 1-48 80 06 «Промышленная водоподготовка и водоочистка» планируется вести в тесном сотрудничестве с организациями коммунального хозяйства, предприятиями химической, фармацевтической, машиностроительной и других отраслей экономики, энергетического комплекса республики.

Большое внимание при подготовке специалистов будет уделено вопросам выбора способа и обоснованию технологических параметров обработки воды, экспериментального апробирования оборудования и технологий очистки в лабораторных и промышленных условиях, разработке нормативно-технической документации.

Разработан типовой учебный план и образовательный стандарт по данной специальности. Квалификация специалиста – инженер, срок обучения 4 года. Учебный план включает такие модули, как: «Экономика и организация управления водными ресурсами», «Инженерия водоподготовки и водоочистки», «Основные методы и технологии в водоподготовке и водоочистке», «Водоснабжение и водоотведение промышленных предприятий и объектов энергетики» и др. Модуль «Основные методы и технологии в водоподготовке и водоочистке»

включает такие дисциплины, как: «Теоретические основы химии и технологии воды», «Физико-химические методы водоподготовки», «Биологические системы и методы в водоподготовке и очистке сточных вод», «Мембранные и электрохимические методы и технологии в водоподготовке и водоочистке», «Технологический контроль процессов водоподготовки и очистки сточных вод», «Обращение с отходами», «Гигиена окружающей среды».

Учебным планом специальности предусматривается основательная как теоретическая, так и практическая подготовка в вопросах проектирования и эксплуатации систем водоподготовки и очистки сточных вод, контроля и управления процессами очистки на основе углубленных знаний в области закономерностей физико-химических процессов очистки воды, моделирования процессов очистки и очистного оборудования, управления водными ресурсами на уровне предприятий. Особое внимание уделяется инженерному и технологическому обеспечению безусловного соблюдения экологических норм и правил проектирования и эксплуатации систем водообеспечения и водоотведения.

Подготовку по новой специальности будет обеспечивать профессорско-преподавательский состав кафедр промышленной экологии, технологии неорганических веществ и общей химической технологии, биотехнологии, имеющий большой опыт выполнения научно-практических работ в области водоподготовки, водоочистки и очистки сточных вод.

Открытие на базе Белорусского государственного технологического университета – ведущего учреждения образования в сфере инженерного и химико-технологического образования – подготовки специалистов по промышленной водоподготовке и водоочистке позволит решить актуальные для Республики Беларусь проблемы в области организации водных режимов.

УДК 69 (476)(083.82)

Г.А. Волкова¹, кандидат технических наук, доцент
В.Н. Ануфриев², кандидат технических наук, доцент

¹Учреждение образования «Брестский государственный
технический университет», г. Брест, Беларусь

²Белорусский национальный технический университет,
г. Минск, Беларусь

ОБРАБОТКА ОСАДКА СТОЧНЫХ ВОД В СИСТЕМАХ ВОДООТВЕДЕНИЯ МАЛЫХ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ

В последние годы все более распространенной задачей является организация водоотведения в небольших населенных пунктах и автономных объектах (комплексы для отдыха населения, санатории, детские оздоровительные учреждения, фермерские хозяйства, учреждения религиозного назначения (монастыри), небольшие промышленные предприятия, объекты придорожного сервиса и др.). Удаленность таких объектов от централизованных систем водоотведения, а также современные требования к благоустройству и охране окружающей среды диктуют необходимость устройства систем отведения и очистки сточных вод, которые бы характеризовались приемлемыми технико-экономическими показателями при надлежащем уровне санитарно-гигиенической и экологической безопасности.

Традиционный подход, основанный на использовании для очистки сточных вод полей фильтрации, ограничен действующими ТНПА [1]. В среднесрочной перспективе применение полей фильтрации без дренажных систем и гидроизоляции может быть полностью запрещено как объектов – источников нитратного загрязнения подземных вод.

К настоящему времени сложились основные подходы по замене полей фильтрации альтернативными видами очистных сооружений. Это устройство очистных сооружений биологической очистки в искусственно созданных условиях в виде аэротенков небольшой производительности или установок заводского изготовления, либо сооружений для очистки сточных вод в условиях, близких к естественным.

Учитывая ужесточение требований к сбросу сточных вод в водные объекты, использование сооружений биологической очистки с удалением биогенных элементов характеризуется существенным энергопотреблением, которое связано с эксплуатацией воздухоудовного оборудования для систем аэрации активного ила. Даже при реализации современных проектов очистных сооружений заблокированных конструкций, оснащенных эффективными мелкопузырчатыми

аэраторами, удельные затраты на очистку сточных вод остаются довольно высокими.

Другим направлением является применение методов биологической очистки сточных вод в условиях, близких к естественным, в том числе в грунте, с использованием таких сооружений, как фильтрующие траншеи, песчано-гравийные фильтры, вентилируемые площадки подземной фильтрации, грунтово-растительные площадки, с предварительным осветлением сточных вод. В последнем случае при гидроизоляции сооружений может обеспечиваться достаточная степень очистки с возможностью контроля отводимых очищенных сточных вод.

При эксплуатации указанных выше сооружений даже при небольшой производительности возникает задача, связанная с обработкой осадка. При использовании сооружений аэробной биологической очистки с активным илом возрастают объемы образующегося осадка. Обработка осадка может организовываться путем его периодической откачки и вывоза на более крупные очистные сооружения или посредством обработки на месте с применением простейших устройств и сооружений. При обработке осадка сточных вод на месте его образования основной задачей является уменьшение его объема, что обычно традиционно производилось подсушиванием на иловых площадках. В дальнейшем иловые площадки после их заполнения трансформировались в площадки для хранения обезвоженного осадка, а для приема новых объемов осадка производилось расширение их площади за счет строительства дополнительных карт. При этом иловые площадки превращались в долговременные источники негативного воздействия на подземные воды и газовых выбросов в атмосферный воздух.

Использование на очистных сооружениях малой и средней производительности высокотехнологичных методов обработки осадка (механического обезвоживания, сушки), как правило, не рентабельно. В связи с чем представляет интерес поиск вариантов модернизации традиционных конструкций иловых площадок в части снижения негативного воздействия на окружающую среду и повышения их производительности.

Как решение по модернизации процесса обезвоживания на иловых площадках может рассматриваться применение сочетания физических и биохимических процессов аналогично очистке сточных вод на грунтово-растительных площадках.

Принцип функционирования грунтово-растительных иловых площадок (в англоязычной литературе обозначается термином «geebeds») основан на подаче осадка на поверхность загрузки из щебня на площадке по распределительной системе трубопроводов [2].

Грунтово-растительные иловые площадки (рисунок) представляют собой земляную выемку с противофильтрационными устройствами из гидроизоляционных материалов. Выемка заполняется двумя слоями из гравия и щебня разной крупности. Боковые откосы обычно выполняются из бетона, также устраивается надводный борт высотой 1,5–1,6 м для накопления осадка. Глубина выемки варьируется от 1,7 до 1,8 м, высота слоя загрузки – в пределах 0,10–0,25 м, в зависимости от местных условий.

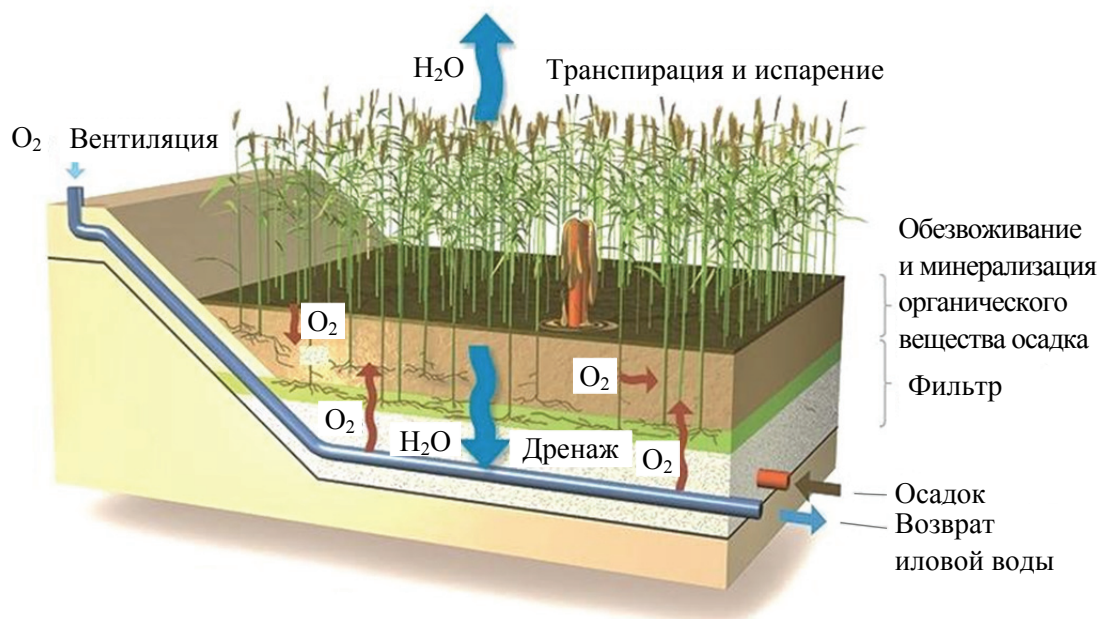


Рисунок – Схема грунтово-растительной иловой площадки

В слое загрузки, в которой высажены растения-макрофиты, происходит обезвоживание осадка за счет фильтрации иловой воды, транспирации, испарения и частичной минерализации осадка. При этом преимущественно жидкость удаляется фильтрованием с дальнейшим отведением на очистные сооружения до 80 % [2].

Удельная нагрузка на площадку зависит от климата. Для местностей умеренного климата она составляет от 17 до 28 кг сухого вещества осадка на 1 м²/год [3]. При этом снижение влажности осадка достигается с 99 до 75–65 %. Качество иловой воды характеризуется относительно невысоким содержанием биогенных веществ в отличие от фильтрата или фугата станций механического обезвоживания. Так, например, в среднем содержание взвешенных веществ составляло 60–70 мг/дм³, фосфора общего – 4–5 мг/дм³, азота общего – 40–45 мг/дм³. Вследствие чего возврат иловой воды на очистные сооружения не требует какой-либо дополнительной специальной обработки.

Количество карт на площадках должно быть 8–12 для выдерживания режима эксплуатации в части возможности чередования периодов загрузки осадка на карту и периодов так называемого «отдыха», когда свежий осадок на карту не подается. Продолжительность обезвоживания на карте составляет 8–15 сут, при этом регулярное удаление подсушенного осадка не предусматривается, а подача нового слоя осадка может производиться поверх предыдущего. Удаление осадка из карт осуществляется после наполнения площадки на 85–90 %, при продолжительности эксплуатации 7–10 лет. Возможное количество выгрузок осадка оценивается 3–4, в связи с чем срок эксплуатации такой системы без реконструкции достигает 25–30 лет.

При использовании таких сооружений удается значительно сократить объем осадка без применения реагентов (осадок имеет содержание сухого твердого вещества 30–40 % после завершения процесса обезвоживания и минерализации). Процесс характеризуется низким энергопотреблением (перекачка осадка и возвращаемого фильтрата обратно на очистные сооружения), отсутствием запаха.

Вместе с тем при апробации таких сооружений в условиях Беларуси актуальными задачами остаются отработка режима эксплуатации в зимний период, подбор оптимального состава биоценоза, решение которых позволит производить обработку и утилизацию осадка сточных вод с низкими энергозатратами.

Литература

1. Об утверждении и введении в действие строительных норм: постановление М-ва архитектуры и строительства Респ. Беларусь, 31 окт. 2019 г., № 59 // М-во архитектуры и строительства Респ. Беларусь. – Режим доступа: http://www.mas.by/ru/post_minstr. – Дата доступа: 02.10.2019.

2. Sludge Treatment Reed Beds [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://waterandcarbon.com.au/technology/sludge-treatment-reed-beds/>. – Дата доступа: 01.12.2019.

3. Pandey, M.K. Reed Beds for Sludge Dewatering and Stabilization / M.K. Pandey, P.D. Jenssen // Journal of Environmental Protection. – 2015. – Vol. 6. – P. 341–350.

Ю.В. Голод, научный сотрудник
П.Н. Захарко, начальник отдела
С.А. Дубенок, кандидат технических наук,
заместитель директора по научной работе
Республиканское унитарное предприятие
«Центральный научно-исследовательский институт комплексного
использования водных ресурсов», г. Минск, Беларусь

НОРМИРОВАНИЕ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД, ПОСТУПАЮЩИХ НА ОЧИСТНЫЕ СООРУЖЕНИЯ ПРЕДПРИЯТИЙ ВОДОПРОВОДНО-КАНАЛИЗАЦИОННОГО ХОЗЯЙСТВА РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ

В настоящее время в законодательство Республики Беларусь в области нормирования производственных сточных вод, отводимых в централизованные сети водоотведения (канализации), внесено ряд изменений. Постановлением Совета Министров Республики Беларусь от 23.10.2019 № 713 (далее – постановление Совмина № 713) уточнены подходы к нормированию производственных сточных вод, отводимых в централизованные сети водоотведения (канализации) [1].

Для предприятий различных видов экономической деятельности установлены максимальные допустимые концентрации загрязняющих веществ в составе производственных сточных вод, отводимых в централизованные сети водоотведения (канализации). При этом постановлением Совмина № 713 также оговорены единые требования для всех видов экономической деятельности по содержанию в сточных водах БПК₅ – не более 600 мг О₂/дм³, СПАВ(анион.) – не более 5 мг/дм³, а также выделено наличие специфических загрязняющих веществ для каждого вида экономической деятельности, концентрацию которых при их наличии необходимо рассчитывать с учетом фактического режима работы коммунальных очистных сооружений (далее – ОС) в конкретном населенном пункте.

С учетом постоянного совершенствования национального законодательства в данной области вопросы научно-методического обеспечения условий приема сточных вод в централизованные сети водоотведения (канализации) остаются актуальными.

Как показывает практика, промышленными предприятиями осуществляется отведение смешанных (производственных и хозяйственно-бытовых) сточных вод, в которых зачастую преобладают производственные сточные воды, формирующие в дальнейшем качество сточных вод на приемной камере коммунальных ОС.

В населенных пунктах Республики Беларусь в настоящее время эксплуатируется преимущественно полная раздельная система канализации, которая предусматривает наличие в населенном пункте двух канализационных сетей (хозяйственно-бытовые и производственные сети канализации, сети дождевой канализации).

В соответствии с законодательством в области использования и охраны водных ресурсов предприятия ВКХ должны осуществлять контроль количества (объем) сточных вод, сбрасываемых в окружающую среду, а также контроль качества сточных вод, поступающих на коммунальные ОС и сбрасываемых в окружающую среду.

Так, если учет сточных вод, сбрасываемых в окружающую среду, ведется преимущественно по прибору учета, то учет потоков сточных вод, поступающих на приемную камеру коммунальных ОС, с целью определения фактора, формирующего качество сточных вод, осуществляется в основном расчетным методом: учет хозяйственно-бытовых и производственных сточных вод от абонентов ведется по объемам добытой (изъятый), полученной воды либо по индивидуальным нормативам водопользования; учет хозяйственно-бытовых сточных вод от потребителей – по объему полученной воды.

Проведенный анализ объемов различных видов сточных вод, поступающих на приемную камеру коммунальных ОС, показал, что объем производственных сточных вод находится в диапазоне от 0 до 61 %, собственных сточных вод организаций ВКХ – от 0 до 28 %, хозяйственно-бытовых сточных вод – от 23 до 100 %, сточных вод, поступивших с ассенизационным автотранспортом, – от 0 до 15 %, дополнительный приток, поступающий в сети коммунальной канализации, – от 0 до 65 %.

Анализ объемов сточных вод, поступающих на приемную камеру коммунальных ОС предприятий ВКХ показал, что объем сточных вод, зафиксированный прибором учета, установленным на коммунальных ОС, зачастую превышает объем сточных вод, оплаченный абонентами (юридические лица, индивидуальные предприниматели) и потребителями (население), что указывает на дополнительные неучтенные объемы поступления вод на ОС, которые могут включать неорганизованный приток.

Объем дополнительного притока рассчитывается предприятиями ВКХ как разница между общим объемом сточных вод, зафиксированным прибором учета на входе (выходе) коммунальных ОС, и объемами производственных и хозяйственно-бытовых сточных вод, оплаченными абонентами и потребителями.

При таком подходе к расчету дополнительный приток может включать следующие составляющие:

1) воды от технологических процессов в подразделениях ВКХ (например, промывка сетей, промывка резервуаров чистой воды, промывка фильтров станции обезжелезивания);

2) поверхностные сточные воды (дождевые и талые) и грунтовые воды, поступающие в сети канализации в связи с несовершенством и конструктивными особенностями коллекторов;

3) объем воды от ее недоучета приборами учета потребителей из-за их нечувствительности к малым расходам воды и по причине ухудшения метрологических характеристик приборов учета в процессе их эксплуатации [2];

4) коммерческие потери воды (вода, которая забрана потребителями из системы коммунального водоснабжения без разрешения водоснабжающей организации (самовольное подключение к системе коммунального водоснабжения, несогласованный разбор воды через обводные трубопроводы вокруг водосчетчиков, из гидрантов и водоразборных колонок, установленных на наружных водопроводных сетях) и не будет ими оплачена, а также вода, не оплаченная абонентами, не имеющими приборов учета (водосчетчиков), при превышении фактического потребления воды над нормативным) [2];

5) сточные воды, поступающие в сети коммунальной канализации через сливные колодцы, сливные пункты (при отсутствии учета данных сточных вод);

6) объемы сточных вод, отводимых абонентами в сети коммунальной канализации ВКХ сверх оплаченных объемов, что обусловлено отсутствием у большей части абонентов ВКХ приборов учета сточных вод. Объем отводимых сточных вод предоставляется абонентами на предприятия ВКХ в основном по объемам добытой (изъятной), полученной воды, без учета специфики производственных процессов на предприятиях.

Таким образом, дифференцированный учет отводимых сточных вод является важным вопросом, особенно при расчете допустимых концентраций сточных вод для абонентов.

Вторым важным фактором, влияющим на установление абонентам допустимых концентраций на сброс в централизованные сети водоотведения (канализации), является качество хозяйственно-бытовых сточных вод. Анализ качественного состава хозяйственно-бытовых сточных вод на ряде объектов ВКХ показал, что концентрации загрязняющих веществ находятся в широком диапазоне: взвешенные вещества – от 61 до 948 мг/дм³, БПК₅ – от 30 до 795 мг О₂/дм³, ХПК –

от 371 до 1770 мг $O_2/дм^3$, СПАВ(анион.) – от 1,28 до 8,0 мг/дм³, минерализация – от 365 до 1507,5 мг/дм³, хлорид-ион – от 17 до 219,4 мг/дм³, аммоний-ион – от 5 до 89 мг N/дм³, фосфор общий – от 1,9 до 13,7 мг/дм³.

В сложившейся ситуации поступающие на приемную камеру ОС хозяйственно-бытовые сточные воды от населения совместно с производственными сточными водами увеличивают нагрузку на коммунальные ОС.

Учитывая вышеизложенное, необходимо отметить, что при расчете допустимых концентраций загрязняющих веществ в составе производственных сточных вод, отводимых в централизованные сети водоотведения (канализации), важно принимать во внимание ряд факторов:

- соотношение различных видов сточных вод, поступающих на приемную камеру ОС ВКХ;
- режимы поступления сточных вод на приемную камеру ОС ВКХ;
- качество производственных сточных вод, формирующих основную массу загрязняющих веществ на приемной камере ОС ВКХ;
- качество хозяйственно-бытовых сточных вод, поступающих на ОС ВКХ.

Литература

1. О нормативах допустимых сбросов химических и иных веществ в составе сточных вод: постановление М-ва природных ресурсов и охраны окружающей среды Респ. Беларусь, 26 мая 2017 г., № 16 // Национальный правовой Интернет-портал Республики Беларусь. – Режим доступа: <http://www.pravo.by/document/?guid=3961&p0=W21732141>. – Дата доступа: 20.10.2019.

2. Инструкция по расчету норматива потерь и неучтенных расходов воды из систем коммунального водоснабжения населенных пунктов Республики Беларусь: утв. М-вом жилищно-коммунального хозяйства Респ. Беларусь 31.08.2005, № 43 // Национальный правовой Интернет-портал Республики Беларусь. – Режим доступа: http://www.pravo.by/upload/docs/op/W21934777_1574110800.pdf. – Дата доступа: 10.10.2019.

ОЦЕНКА ИНТЕНСИВНОСТИ МАССООБМЕНА И ЗАТРАТ ЭНЕРГИИ ПРИ ПНЕВМОМЕХАНИЧЕСКОЙ АЭРАЦИИ СТОЧНЫХ ВОД

Процесс аэрации в очистке сточных вод является самым энергоемким. Затраты на обеспечение биологической очистки кислородом составляют около 60 % в структуре себестоимости очистки. Таким образом, эффективность массообмена, снижение расхода воздуха представляются весьма актуальными задачами для предприятий, которые все чаще сталкиваются с проблемой увеличения экономической эффективности своей деятельности.

В настоящий момент применение различных типов аэраторов и пневматической системы (когда при помощи воздуходувок кислород подается на барботеры, установленные на дне аэротенка) является самым распространенным методом. Имеется множество литературных источников, описывающих способы расчета пневматических систем, они общеизвестны и доступны. Несмотря на это существуют самые распространенные проблемы в процессе эксплуатации – забивание пор, сложность обнаружения забитых аэраторов, высокая трудоемкость монтажа, обслуживания и демонтажа аэрационных модулей.

Одной из перспективных систем аэрации для решения вышеперечисленных проблем является применение комбинированной системы, основанной на сочетании пневматической аэрации с перемешивающими механическими устройствами. Известно, что самое энергоемкое оборудование в очистке сточных вод – воздуходувки. Кроме того, энергия, вводимая с газом в аппарат, используется крайне нерационально, поскольку работа газа на перемешивание определяется силой тяжести и силой Архимеда при всплывании пузырей. Следовательно, если подавать воздух в аэротенк в количестве, необходимом только для насыщения бактерий кислородом, а поддерживать активный ил во взвешенном состоянии при помощи мешалок, можно ожидать существенного снижения энергозатрат [1]. Еще одним преимуществом подобной схемы является отсутствие в ее составе аэраторов с мелкими порами, которые подвержены засорению, так как размер пузырей будет определяться не размером пор диспергатора, а скоростью диссипации энергии турбулентности, которая, в свою очередь, связана с геометрией мешалки и частотой ее вращения.

Пневмомеханическая аэрация использовалась в очистке сточных вод еще в 70-х гг. прошлого столетия и подробно описана в [2]. Перемешивание в системе газ – жидкость рассмотрено в работах [3–5]. Практически все авторы отмечают, что самой эффективной для целей диспергирования газа является турбинная мешалка, поэтому в работе для сравнения выбран данный тип перемешивающего устройства.

Компания «Астерион» провела исследование с целью определения эффективности пневмомеханической системы аэрации с использованием турбинной мешалки, рассчитанной в соответствии с [6], и разработанной нами новой конической мешалки, а также сравнения эффективности диспергирования газа при пневматической и пневмомеханической системах аэрации. В качестве критерия для сравнения выбран показатель SOTE (Standard Oxygen Transfer Efficiency), который является основной технологической характеристикой, позволяющей сравнивать эффективности различных аэрационных систем [1]. Второй критерий эффективности – показатель SAE (Standard Aeration Efficiency) – отношение количества растворенного в жидкости кислорода к количеству используемой электроэнергии.

Эксперименты по оценке массообмена проводились в прямоугольном сосуде из оргстекла (полиметилметакрилата) с плоским дном. Форма емкости максимально приближена к реальным сооружениям (аэротенкам), а ее геометрические размеры велики по сравнению с диаметром мешалки. Схема и размеры экспериментального аппарата представлены на рисунке 1.

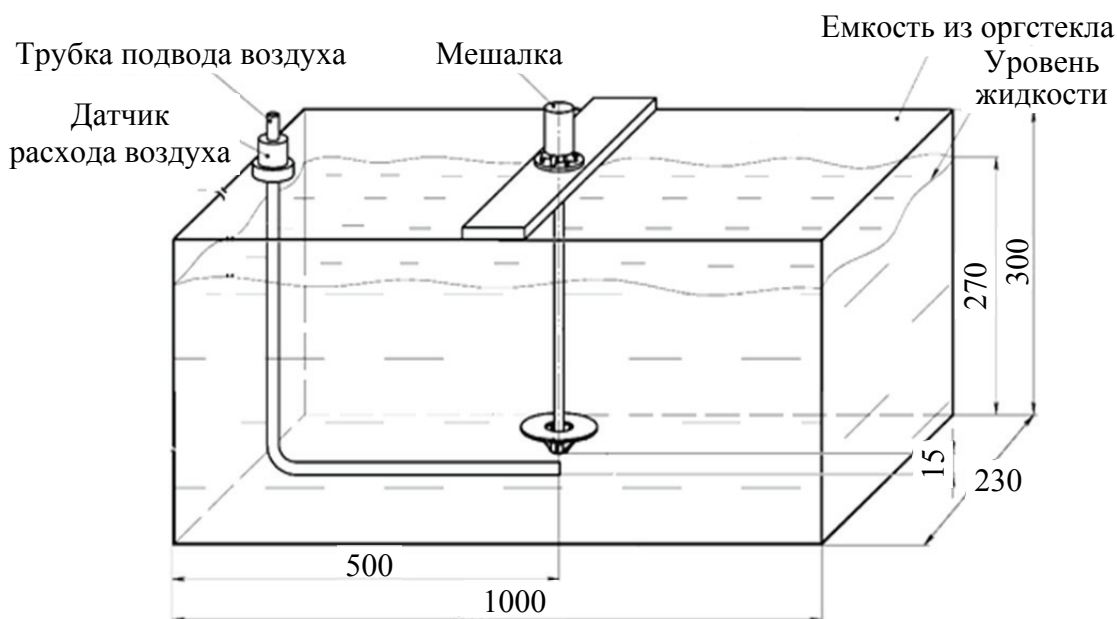


Рисунок 1 – Схема экспериментальной установки

В ходе эксперимента измерялась эффективность массообмена при работе следующих моделей мешалок:

- 1) турбинная типа 03 (рисунок 2, а);
- 2) коническая многолопастная нового типа (рисунок 2, б).

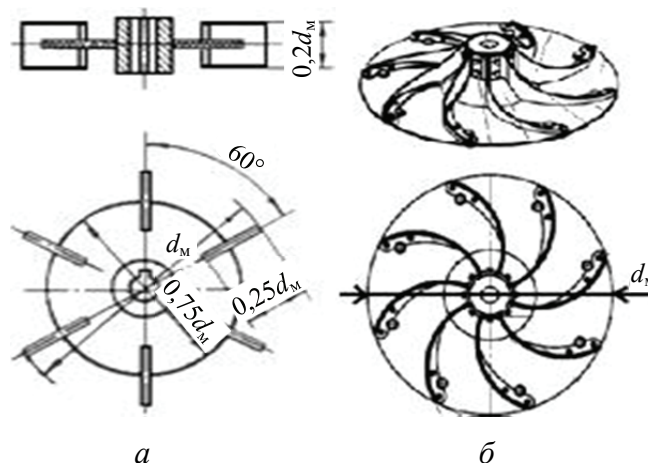


Рисунок 2 – Схема турбинной (а) и конической мешалки (б)

В ходе проведения эксперимента по сульфитной методике были получены графики зависимости концентрации растворенного кислорода в воде от времени для каждой мешалки.

Полученные результаты представлены в таблице.

Таблица – Результаты эксперимента

Показатель	Коническая мешалка диаметром 100 мм	Коническая мешалка диаметром 70 мм	Турбинная мешалка диаметром 100 мм	Турбинная мешалка диаметром 50 мм
Частота вращения, об/мин	600	1200	300	1200
K_{La} , 1/ч	26,98	23,08	24,65	21,90
K_{La} , 1/с	$7,5 \cdot 10^{-3}$	$6,4 \cdot 10^{-3}$	$6,847 \cdot 10^{-3}$	$6,083 \cdot 10^{-3}$
$Re_{ц}$	$1 \cdot 10^5$	$9,8 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^4$
SOTR, кг/см ³	$1,544 \cdot 10^{-5}$	$1,321 \cdot 10^{-5}$	$1,411 \cdot 10^{-5}$	$1,253 \cdot 10^{-5}$
Мощность, Вт	3,8	5,1	10,25	20,5
SOTE, %/м	0,036	0,03	0,032	0,029
SAE, кг/кВт·ч	$4,063 \cdot 10^{-6}$	$2,585 \cdot 10^{-6}$	$1,376 \cdot 10^{-6}$	$0,6113 \cdot 10^{-6}$

По критерию эффективности SOTE все сравниваемые мешалки имеют незначительные различия. Хотя можно наблюдать тенденцию роста коэффициента массообмена K_{La} при увеличении диаметра мешалки. Если проанализировать теоретический расчет K_{La} в статье

Вант Рита [7], на величину коэффициента массообмена влияет площадь аэрации, т. е. размер зоны жидкости, в которой распределены пузырьки. При большем диаметре мешалки площадь распространения пузырьков выше, это и объясняет рост SOTE. Полученные показатели SOTE исследованных рабочих колес показывают низкую эффективность переноса кислорода по сравнению с привычными данными промышленных систем аэрации. Это связано с тем, что использованная экспериментальная пилотная установка небольшая, и поэтому время пребывания пузырьков является коротким, вследствие чего сокращается время для массопереноса. Конечно, в аппарате промышленного размера, где время пребывания пузырька будет намного больше, можно ожидать более высоких значений SOTE. В результате проведенной работы получены интересные данные по показателю SAE. Если сравнивать турбинные мешалки диаметром 100 и 50 мм при приблизительно одинаковых числах Рейнольдса $Re_{\text{ц}}$ и при практически равном энергопотреблении, можно отметить, что по критерию SAE турбинная мешалка диаметром 100 мм превосходит турбинную диаметром 50 мм в 2,25 раза. Наиболее выгодной к применению является коническая мешалка диаметром 100 мм, которая превосходит турбинную того же диаметра по показателю SAE в 2,95 раза. Коэффициент массообмена $K_L a$ конической мешалки диаметром 100 мм выше, чем у турбинной диаметром 100 мм на 10 %, при этом энергопотребление в 2,7 раза меньше. Этот факт объясняется более обтекаемой геометрией мешалки.

С одной стороны, указанные выше преимущества конической мешалки можно объяснить увеличением времени контакта лопаток с элементарным объемом жидкости с газом, что обусловлено их значительной длиной. С другой стороны, несмотря на большие размеры лопаток конической мешалки, их изогнутая форма обеспечивает более полную передачу момента импульса вращающейся жидкости и сниженное потребление энергии, поскольку форма лопаток приближается к форме линий тока жидкости. Кроме того, особая форма лопаток конической мешалки (близкая к форме лопаток центробежных насосов) способствует увеличению насосного эффекта, что приводит к увеличению размера зоны распределения пузырьков в жидкости. Таким образом, при использовании конической мешалки складывается ряд условий, благоприятно влияющих как на увеличение удельной поверхности контакта фаз, так и на коэффициент массоотдачи, а также на время пребывания пузырьков в зоне активного перемешивания.

В результате проведенной работы установлено, что коническая мешалка по скорости насыщения воды кислородом работает так же эффективно, как и турбинная, потребляя при этом гораздо меньше

электроэнергии. С разработкой конического колеса вследствие низкого сопротивления лопастей перемешивание в системе газ – жидкость возможно в аппаратах больших размеров, что особенно актуально для аэротенков с небольшой глубиной при биологической очистке сточных вод, когда эффективность пневматической системы существенно снижается. Кроме того, применение новой системы пневмомеханической аэрации позволит избежать достаточно трудоемкого процесса монтажа и обслуживания барботеров, уйти от проблемы периодического забивания отверстий в них. С внедрением системы пневмомеханической аэрации сточных вод появится возможность подавать кислород в объемах, необходимых для насыщения иловой смеси, а перемешивание производить мешалками. Таким образом, удастся снизить мощность воздуходувок – самого энергоемкого оборудования на водоканалах. В заключение необходимо отметить, что зависимость эффективности массообмена от геометрических размеров аппарата и диаметра мешалки в предложенной системе аэрации сточных вод является предметом дальнейших исследований.

Литература

1. Харькина, О.В. Эффективная эксплуатация и расчет сооружений биологической очистки сточных вод / О.В. Харькина. – Волгоград: Панорама, 2015. – 433 с.
2. Брагинский, В.И. Моделирование аэрационных сооружений для очистки сточных вод / В.И. Брагинский, Л.Н. Евилевич, М.А. Бегачев. – Л.: Химия: Ленингр. отд-ние, 1980. – 143 с.
3. Paul, Edward L. Handbook of industrial mixing: science and practice / Edward L. Paul, Victor A. Atiemo-Obeng, Suzanne M. Kresta. – Canada: John Wiley & Sons, Inc., 2004. – 1448 p.
4. Барабаш, В.М. Обзор работ по теории и практике перемешивания / В.М. Барабаш, Р.Ш. Абиев, Н.Н. Кулов // Теоретические основы химической технологии. – 2018. – Т. 52, № 4. – С. 367–383.
5. Брагинский, Л.Н. Перемешивание в жидких средах / Л.Н. Брагинский, В.И. Бегачев, В.М. Барабаш. – Л.: Химия: Ленингр. отд-ние, 1984. – 336 с.
6. Аппараты с механическими перемешивающими устройствами. Общие технические условия: ГОСТ 20680–2002. – Введ. 01.07.2003. – Минск: Межгос. совет по стандартизации, метрологии и сертификации, 2002. – 20 с.
7. Sardeing, R. Gas-liquid mass transfer: a comparison of down- and up-pumping axial flow impellers with radial impellers / R. Sardeing, J. Aubin, X. Xuereb // Chemical Engineering Research and Design. – 2004. – Vol. 82 (12). – P. 1589–1596.

В.Л. Гурский¹, кандидат экономических наук, доцент,
заместитель директора по научной деятельности

А.О. Дедуль², научный сотрудник

¹Государственное научное учреждение «Институт экономики
НАН Беларуси», г. Минск, Беларусь

²Государственное научное учреждение «Институт жилищно-коммунального
хозяйства НАН Беларуси», г. Минск, Беларусь

ПРОБЛЕМЫ ФИНАНСИРОВАНИЯ ИНВЕСТИЦИОННЫХ ПРОЕКТОВ В ВОДОПРОВОДНО-КАНАЛИЗАЦИОННОМ ХОЗЯЙСТВЕ РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ

В настоящее время жилищно-коммунальное хозяйство требует выделения на свое содержание и развитие значительного объема финансовых ресурсов. Отрасль имеет двусторонние отношения с бюджетом, которые складывались в пользу отрасли. Она получает средств из бюджета больше, чем вносит в него [1].

Игнорирование воспроизводственных задач, особенно в части коммунальной инфраструктуры, независимо от того, как складывается финансовый баланс доходов и расходов жилищно-коммунального хозяйства, приводит к деградации жилищно-коммунального хозяйства. Причины устаревания коммунальной инфраструктуры и жилищного фонда кроются в недостаточности государственного бюджетного финансирования, низкой привлекательности отрасли для частных инвестиций. Единственным способом преодоления названных проблем является изменение системы финансирования, т. е. переход от бюджетного дотирования к оплате в полном объеме жилищно-коммунальных услуг потребителями при условии обеспечения социальной защиты малообеспеченных семей и экономического стимулирования улучшения качества обслуживания.

Высокий уровень износа и технологическая отсталость объектов коммунальной инфраструктуры связаны с проводимой в предыдущие годы тарифной политикой, которая не обеспечивала реальных финансовых потребностей организаций коммунального комплекса в модернизации основных фондов, не формировала стимулов к сокращению затрат. Действующий в большинстве случаев затратный метод формирования тарифов на услуги водоснабжения и водоотведения с использованием нормативной рентабельности, но без учета инвестиционной составляющей не позволяет организациям ВКХ проводить необходимое обновление основных производственных фондов и объектов инфраструктуры.

Проблемы финансирования, которые особенно остро проявляются в сфере ВКХ малых городов и сельской местности, усугубляются тем, что показатели деятельности организаций (объемы реализации, рентабельность) значительно ниже, чем показатели аналогичных организаций, осуществляющих деятельность в крупных городах. Относительно небольшое количество потребителей услуг ВКХ, ограничения, связанные с ростом тарифов, не позволяют обеспечить модернизацию инфраструктуры водоснабжения и водоотведения малых городов за счет средств организаций, поскольку эти проекты имеют длительный срок возврата вложенных средств. В этой связи необходимо сохранить государственную поддержку инвестиционных проектов в сфере водоснабжения и водоотведения. В то же время в условиях ограниченности бюджетных средств основным приоритетом должно стать формирование долгосрочных механизмов поддержки, развития и повышения инвестиционной привлекательности проектов и программ ВКХ. Сфера водоснабжения и водоотведения обладает высоким инвестиционным потенциалом, который характеризуется стабильным потребительским спросом со стороны всего населения страны, составляющего более 9 млн человек.

Исходя из анализа тарифной политики, были выявлены следующие основные экономические проблемы, обуславливающие недостаточную производственно-хозяйственную эффективность деятельности предприятий ВКХ в системе ЖКХ Республики Беларусь [2]:

- действующие тарифы на воду и услуги канализации для населения не устанавливаются в соответствии с расчетом полной себестоимости за 1 м³ произведенной воды, это значит, что тарифы не являются «экономически обоснованными» (ЭОТ). На сегодняшний день в Республике Беларусь под «экономически обоснованными» затратами на воду подразумевают только покрытие в полном объеме эксплуатационных издержек;

- базовый тариф для потребителей на воду и услуги канализации не покрывает все текущие затраты производства ВКХ на оказание услуг водоснабжения и водоотведения;

- присутствует дифференциация тарифов на воду и услуги канализации по категориям потребителей. Соотношение величины тарифа на воду для юридических лиц и субсидируемого тарифа для населения по воде на примере Лидского городского унитарного предприятия ЖКХ на 01.08.2018 достигло значения 1,4. Соотношение величины тарифа для юридических лиц и субсидируемого тарифа для населения по услугам канализации на 01.08.2018 достигло значения 1,5;

- отсутствуют нормативно-правовые акты в Республике Беларусь, которые регламентируют процесс включения «инвестиционной составляющей» в тариф на воду и услуги канализации;

– тарифы для предприятий ВКХ на воду и услуги канализации устанавливаются сроком на 1 год. Отсутствует практика формирования тарифов на среднесрочный и долгосрочный период (сроком от 3 и более 5 лет);

– действующие тарифы для предприятий ВКХ (в частности, в Слониме, Витебске, Барановичах, Бресте и др.) не позволяют на данный момент возместить основной долг и проценты по кредиту ЕБРР, МБРР;

– регулируемые тарифы для юридических лиц являются недостаточными для развития производства ВКХ, поэтому погашение привлеченных международных кредитных ресурсов за счет собственных средств пока становится нереальным;

– сумма затрат на оказание населению услуг водоснабжения и канализации, которая не была полностью возмещена за счет поступлений от тарифов для юридических лиц, компенсируется в виде субсидий (дотаций) из местного бюджета;

– доводимые до предприятий ВКХ (ЖКХ) решением местного исполкома планово-расчетные цены на воду и услуги канализации представляют собой, по сути, директивную прогнозную себестоимость 1 м³ реализованной воды и 1 м³ отведенных сточных вод в канализацию, которую водоканалам необходимо достичь путем реализации собственных мероприятий по снижению себестоимости;

– действующая система приема сточных вод в систему коммунального водоотведения города. Применение в установленном порядке к организациям повышающих коэффициентов к действующим тарифам за превышение допустимых концентраций загрязняющих веществ в сточных водах при сбросе в коммунальную систему водоотведения города (района).

Недостаточная эффективность действующей системы платежей за сброс сточных вод в водные ресурсы обусловлена следующим: ставки налога за сбросы загрязняющих веществ, содержащихся в сточных водах, в окружающую среду не характеризуют количественную и качественную стороны загрязняющих веществ, сбрасываемых совместно со сточными водами. При этом объекты-загрязнители, имеющие в своих сточных водах загрязняющие вещества различной степени токсичности, по величине платы находятся в равных условиях. С учетом остаточного принципа финансирования водоохраных мероприятий система государственного управления и контроля водными ресурсами и водопользования нуждается в реформировании. В качестве основного принципа реформирования национальной системы платного водопользования должен стать принцип «загрязнитель платит» [3].

Вопросам развития систем ВКХ на территории Республики Беларусь уделяется большое внимание со стороны правительства. меро-

приятия, направленные на решение проблем, связанных с недостаточным финансированием предприятий, оказывающих услуги по водоснабжению и канализации, для проведения ремонта, реконструкции, модернизации, а также строительства новых сооружений и инженерных сетей ВиК, поддерживаются государственными программами «Национальная стратегия устойчивого социально-экономического развития Республики Беларусь на период до 2030 года», «Национальный инфраструктурный план 2016–2030», подпрограммой «Чистая вода» программы «Комфортное жилье и благоприятная среда» с выделением средств из государственного бюджета. Однако данного финансирования не достаточно и требуются дополнительные источники денежных вложений.

Инновационное развитие ВКХ является приоритетной задачей, однако сдерживается из-за дефицита средств. Действующая нормативная база не позволяет предприятиям ВКХ использовать средства инновационных фондов для реализации инвестиционных проектов, поскольку они, как правило, не соответствуют установленным критериям.

Одним из вариантов решения проблемы может быть внесение изменений в положение о порядке формирования и использования инновационных фондов. Инновационные проекты в сфере ЖКХ не имеют экспортной направленности, они ориентированы исключительно на внутренний рынок, однако имеют высокую социальную значимость, так как обеспечение качественной питьевой водой способствует сохранению здоровья населения. Кроме того, многие проекты направлены на решение экологических проблем, обеспечивают сохранение окружающей природной среды. В этой связи можно предложить часть средств инновационных фондов (к примеру, в процентах от общей суммы поступлений) резервировать для реализации проектов в сфере ВКХ.

Литература

1. Арцыбашев, В.М. Совершенствование рыночного механизма функционирования жилищно-коммунального комплекса / В.М. Арцыбашев, Н.Е. Симионова // Экономика строительства. – 2004. – № 3. – С. 64.

2. Китиков, В.О. Анализ тенденций и рисков развития водопроводно-канализационного хозяйства в Республике Беларусь на современном этапе / В.О. Китиков, В.Л. Гурский, А.О. Болтрукевич // Экономическая наука сегодня: сб. науч. ст. / Белорус. нац. техн. ун-т; редкол.: С.Ю. Солодовников [и др.]. – Минск, 2019. – Вып. 9. – С. 152–168.

3. Бахмат, А.Б. Основные проблемы водопроводно-канализационного хозяйства Республики Беларусь и пути их решения / А.Б. Бахмат // Труды БГТУ. Сер. VIII, Экономика и управление. – 2007. – Вып. XV. – С. 284–289.

А. Дзюба, директор по развитию новых технологий
Европейский экологический центр – КРЕВОКС, г. Пяечно, Польша

ЦИРКУЛЯЦИОННАЯ ЭКОНОМИКА – ОПТИМАЛЬНОЕ РЕШЕНИЕ ДЛЯ МУНИЦИПАЛИТЕТОВ

В последние годы новаторские разработки в области очистки стоков позволили улучшить управление очистными сооружениями и их эксплуатацию. Биологические технологии, передовые методы вторичного использования и переработки, а также прогрессивные экологические практики принесли различные экономические, экологические и общественные выгоды, которые помогают снизить затраты, сэкономить энергию, защитить окружающую среду и повысить качество обслуживания клиентов.

Отрасль очистки сточных вод имеет огромный потенциал для получения альтернативных источников энергии, а сами стоки богаты насыщенными питательными веществами, в частности фосфором. Фосфор как биогенный элемент может создавать эксплуатационные проблемы для инфраструктуры очистных сооружений, а также негативно влиять на состояние водных объектов, вызывая эвтрофикацию водоемов и обрастание струвитом трубопроводов и механических систем (рисунок 1).



Рисунок 1 – Негативное влияние фосфора на водные объекты

Фосфор и аммонийный азот являются проблемой многих объектов очистки сточных вод. Нормативы предусматривают их низкую концентрацию на выпуске. Исторически вопрос удаления фосфора решался на предприятиях путем добавления химических веществ (обычно солей металлов, таких как хлорид железа и сульфат алюминия). Несмотря на то, что использование таких солей металлов может решить потенциальные проблемы, связанные с осаждением струвита, а также снизить технологическое воздействие возвратных фосфорсодержащих нагрузок, добавление химических веществ приводит к

значительным эксплуатационным расходам, связанным с их закупкой и соответствующим удалением химически связанного осадка. Кроме того, химические вещества могут негативно влиять на другие щелочные процессы (необходимые для удаления аммиака) и означают «упущенную возможность» в плане извлечения фосфора.

В свою очередь, усиленное биологическое удаление фосфора (Enhanced biological phosphorus removal – EBPR) является технологией, предпочтительной для большинства средних и крупных очистных сооружений, но EBPR может иметь недостатки в случае применения анаэробного сбраживания.

Технология EBPR усиливает пролиферацию микроорганизмов, которые накапливают фосфор в своих клетках, приводят к удалению его из стоков и увеличению концентрации в активном иле. Анаэробное сбраживание превращает поглощенный фосфор обратно в растворимую форму. Во время обезвоживания сброженного осадка оборотный фугат содержит очень высокие концентрации фосфатов. По мере увеличения содержания питательных веществ (биогенов), потенциальная возможность проблемного образования струвита, а также повторного возврата фосфора и азота с фугатом в голову очистных сооружений приводит к увеличению затрат на переработку, а также негативно сказывается на технологической эксплуатации и надежности.

Проблемы, связанные с питательными веществами

Возвращение фугата с высокой концентрацией фосфатов в голову очистных сооружений создает круг удаление – высвобождение – удаление, что приводит к увеличению концентрации фосфора в замкнутом цикле.

Рециркуляция фугата с высокими концентрациями биогенных веществ имеет следующие последствия для инфраструктуры:

- увеличение нагрузки фосфора на процессы очистки стоков может привести к неспособности его удаления, что, в свою очередь, вынуждает добавлять в очистные сооружения реагенты для снижения рециркуляции фосфора, приводящие к увеличению нагрузки неорганическим осадком;

- химический ил, связанный с химическим осаждением фосфора, составляет до 10–15 % от общего избыточного ила, кроме того, увеличивается содержание минеральных частей, которые в конечном итоге увеличивают количество золы в случае сжигания осадка;

- высокая концентрация прекурсоров струвита может привести к ненамеренному обрастанию струвитом ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) инфраструктуры установок по переработке осадка.

Инновационный процесс извлечения биогенов

Процесс восстановления питательных веществ основан на извлечении фосфора и азота из сточных вод, которые в другом случае были бы потеряны, а также превращении их в экологически чистое удобрение для сельскохозяйственных целей. Этот процесс помогает очищать стоки, удаляя из них питательные вещества и превращая их в ценное вторичное сырье.

Принцип действия процесса основан на контролируемой кристаллизации струвита посредством управления химическими процессами в флюидальном реакторе с восходящим «оживленным» слоем (рисунок 2).

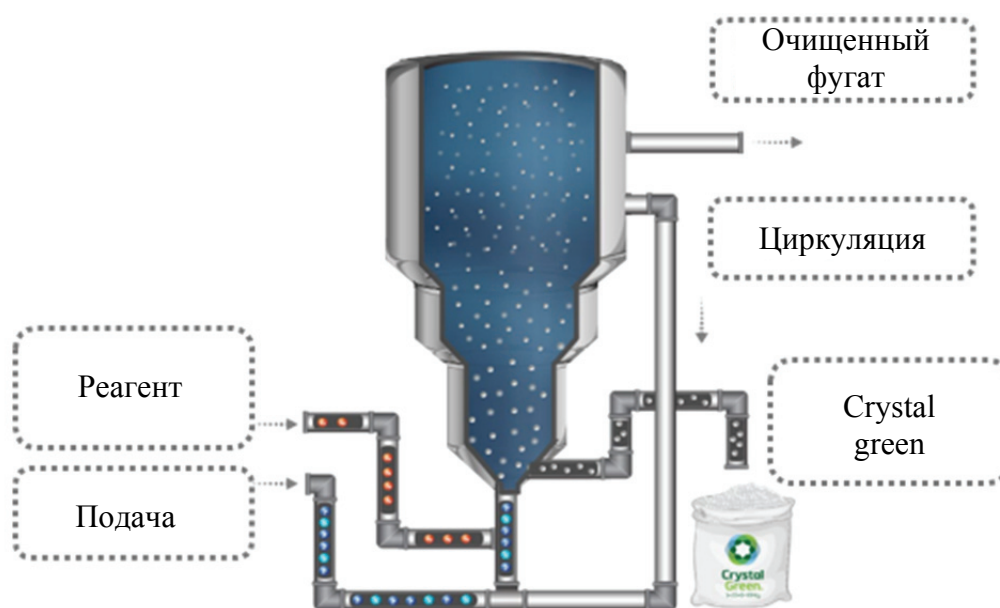


Рисунок 2 – Схема процессов извлечения фосфора и азота из фугата и производства высококачественного удобрения замедленного действия

Важным компонентом при образовании струвита является магний. Магний дозируется в реактор в виде раствора хлорида магния. Образование струвита зависит от pH, поэтому для улучшения производительности удаления биогенных веществ добавляется гидроксид натрия (каустическая сода). Насосы рециркуляции реактора управляют гидравлическими условиями в нем и обеспечивают оптимальную скорость потока фугата для «оживления» слоя гранул струвита. Процесс является непрерывным, и так как удаление биогенных веществ управляется скоростью химического процесса, то система может работать с производительностью больше или меньше номинальной, компенсируя изменения интенсивности потока и нагрузки. Гранулы удобрения образуются от микроскопических кристаллов струвита,

находящихся в реакторе, и потом растут в слое струвита (аналогично устрицам, создающим жемчужины). В результате образуются предельно чистые, кристаллические гранулы струвита, которые выводятся из реактора после достижения достаточного размера для продажи в качестве фосфатного удобрения (рисунок 3).



Рисунок 3 – Выгрузка и хранение гранул струвита

Получаемое удобрение является коммерческим и наиболее экологичным из доступных удобрений высокого качества. Оно имеет низкую степень растворения, что снижает вымывание питательных веществ и предотвращает залповые биогенные загрязнения грунта при орошении. Сушка полученного удобрения осуществляется в низкотемпературном режиме в отличие от классических методов производства удобрений и имеет низкий углеродный след, составляющий примерно 10 т CO₂ на 1 т удобрения Crystal Green.

Выгрузка и обработка гранул осуществляется автоматически партиями без остановки процесса. Гранулы промываются и направляются на решетки для обезвоживания. Потом их сушат с помощью горячего воздуха (можно использовать отходящее тепло или другой источник) и после просеивания направляют в силос для хранения.

Основные преимущества внедрения

Процесс извлечения биогенных веществ решает проблемы очистных сооружений коммунальных стоков посредством извлечения фосфора и аммиака и превращения их в ценное удобрение. Безопасно биогенные элементы возвращаются туда, где они наиболее полезны – для выращивания растений. Данный способ удаления фосфора позволяет:

- выполнять требования нормативов для сбрасываемых сточных вод;
- снижать затраты на приобретение химикатов (солей железа);
- снижать затраты по утилизации образующегося химического осадка;

- добиваться надежной и стабильной работы этапа удаления фосфора без применения химикатов на линии очистки сточных вод;
- сохранять щелочность для более стабильной работы биологических процессов;
- предотвращать образование струвита в метантенках и трубопроводах и сокращать связанные с этим капитальные и эксплуатационные затраты;
- извлекать возобновляемое и устойчивое фосфорсодержащее удобрение с соответствующей прибылью от продажи.

Убедительные причины для извлечения биогенов

1. Экономические:

- снижение эксплуатационных затрат;
- максимальное извлечение ценных ресурсов.

2. Экологические:

- снижение сброса биогенных веществ;
- снижение угольного пятна.

3. Общественные:

- сбалансированное экономическое развитие;
- сохранение основных ресурсов.

О.С. Дубовик, ведущий инженер-технолог
Е.В. Гаврилович, инженер-микробиолог
Унитарное предприятие «Минскводоканал», г. Минск, Беларусь

ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ АКТИВНОГО ИЛА НА МИНСКОЙ ОЧИСТНОЙ СТАНЦИИ

Биологическая очистка сточных вод – одна из наиболее важных и специфических стадий на очистных сооружениях. Как известно, на данной стадии очистка осуществляется специфическим биоценозом микроорганизмов (активный ил) с созданием специализированных условий для их жизнедеятельности. Эффективность проведения биологической очистки сточных вод зависит от многих факторов, основные из которых – состав поступающих сточных вод и правильная организация условий для протекания тех или иных процессов, осуществляемых микроорганизмами (создание анаэробных, аэробных, аноксидных зон, поддержание возраста активного ила и др.). Контроль данных факторов помогает обеспечивать качественную очистку сточных вод. Одним из способов контроля работы биологической стадии очистки и качественных характеристик активного ила является гидробиологический анализ активного ила [1].

Качественное проведение гидробиологического анализа активного ила помогает определить существующие проблемы во время проведения биологической очистки сточных вод.

В течение нескольких лет на Минской очистной станции разрабатывались и прорабатывались различные варианты проведения гидробиологического анализа активного ила. На основании результатов испытаний и проделанной совместно с БГТУ научно-исследовательской работы было принято решение выполнять полный гидробиологический анализ активного ила один раз в неделю, расширив при этом область испытаний (пример оформления журнала учета результатов гидробиологического анализа активного ила Минской очистной станции представлен на рисунке):

– при определении количественного состава простейших микроорганизмов биоценоза активного ила вместо оценки ориентировочной численности устанавливать численность абсолютную, используя счетную камеру или «метод откалиброванной капли»;

– абсолютную численность простейших микроорганизмов дополнительно отражать с помощью диаграммы;

– определять не только форму нитчатых микроорганизмов, но и оценивать их численность по балльной системе.

Таким образом, полный гидробиологический анализ активного ила на Минской очистной станции состоит из следующих основных этапов:

1) определение запаха, цвета, способности к осаждению активного ила (относительная скорость осаждения, разделение активного ила и очищенных сточных вод, характеристика надиловой воды и др.);

2) определение характеристик хлопка активного ила (размер, плотность хлопка);

3) определение качественного и количественного состава биоценоза активного ила (с приведением диаграммы);

4) определение наличия различных форм нитчатых микроорганизмов (с использованием окрашивания по Граму);

5) определение по балльной системе количества нитчатых форм;

6) подготовка гидробиологического заключения (с анализом дозы, илового индекса и качественного состава сточных вод, поступающих на биологическую стадию очистки).

Дата: 20.11.2019																	
Общая характеристика ила		Секция азотенка															
		1	2	3	4	5	6	9	10	11							
Цвет активного ила		светло-кор.	светло-кор.	светло-кор.	светло-кор.	светло-кор.	светло-кор.	светло-кор.	светло-кор.	светло-кор.	светло-кор.	светло-кор.	светло-кор.	светло-кор.	светло-кор.	светло-кор.	
Запах активного ила		землистый	землистый	землистый	землистый	землистый	землистый	землистый	землистый	землистый	землистый	землистый	землистый	землистый	землистый	землистый	
Структура хлопков ила		комки и хлопья	комки и хлопья	комки и хлопья	комки и хлопья	комки и хлопья	комки и хлопья	комки и хлопья	комки и хлопья	комки и хлопья	комки и хлопья	комки и хлопья	комки и хлопья	комки и хлопья	комки и хлопья	комки и хлопья	
Надильная вода		с взвесью	с взвесью	с взвесью	с взвесью	с взвесью	с взвесью	с взвесью	с взвесью	с взвесью	с взвесью	с взвесью	с взвесью	с взвесью	с взвесью	с взвесью	
Доза ила по весу, г/л		2	2,5	3	2,5	2,2	1,9	3,2	3,4	2,8							
Иловый индекс, мл/л																	
Исходная группа, название организма		Численность организмов															
		п	р	п	р	п	р	п	р	п	р	п	р	п	р	п	р
Зоома																	
Водоросли																	
Грибы																	
Род: <i>Opuntia</i> (зеленые амёбы)	<i>Opuntia</i> sp.		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Род: <i>Testateolobos</i> (филозные бентонные амёбы)	<i>Testateolobos vulgaris</i>	15	150	0	0	5	40	0	2	21	0	0	0	0	0	0	
	<i>Testateolobos gibbosa</i>		0	5	40	0	0	6	55	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Testateolobos</i> sp.	5	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Класс: <i>Filosea</i> (филозные амёбы)	<i>Filosea spathulata</i>	2	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Filosea</i> sp.		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Класс: <i>Phytomastixophorea</i> (фитомастиксовые мутантоиды)	<i>Phytomastix gracilis</i>	15	150	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Phytomastix trichophorum</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Phytomastix</i> sp.		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Класс: <i>Zoostixophorea</i> (зоостиксовые мутантоиды)	<i>Zoostix petiolata</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Zoostix angustatus</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Класс: <i>Chlorophyta</i> (зеленые водоросли)	<i>Chlorophyta</i> sp.	6	60	0	0	0	0	0	0	0	6	38	0	4	29	0	
			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Класс: <i>Paramecium</i> (парамеции)	<i>Paramecium aurelia</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Рисунок – Журнал учета результатов гидробиологического анализа активного ила Минской очистной станции

Частота проведения полного гидробиологического анализа составляет раз в неделю для каждой секции аэротенка (первой и второй площадки очистных сооружений). При наличии проблем на очистных сооружениях данный гидробиологический анализ можно проводить чаще чем один раз в неделю, исключив некоторые этапы.

Для определения состояния активного ила разработана методика гидробиологического анализа активного ила с подробным описанием последовательности действий, приблизительной характеристикой индикаторного значения того или иного микроорганизма, наличием балльной характеристики нитчатых форм.

Литература

1. Методическое руководство по контролю процесса биологической очистки городских сточных вод: учеб.-метод. пособие / Р.М. Маркевич [и др.]. – Минск: БГТУ, 2009. – 161 с.

О.С. Дубовик¹, ведущий инженер-технолог
И.А. Гребенчикова², кандидат технических наук, доцент
Р.М. Маркевич², кандидат технических наук, доцент

¹Унитарное предприятие «Минскводоканал», г. Минск, Беларусь

²Учреждение образования «Белорусский государственный технологический университет», г. Минск, Беларусь

УДАЛЕНИЕ СОЕДИНЕНИЙ АЗОТА И ФОСФОРА ПО ТЕХНОЛОГИИ КАСКАДНОЙ ДЕНИТРИФИКАЦИИ: ПРОБЛЕМЫ И ПУТИ ИХ РЕШЕНИЯ

Биологическая очистка сточных вод, предусматривающая удаление соединений азота и фосфора, – эффективный, но очень сложный технологический процесс. В очистных сооружениях должно протекать четыре взаимосвязанных, но требующих различных условий процесса: окисление органических веществ; окисление азота аммонийного до нитритов и нитратов; восстановление нитратов и нитритов до молекулярного азота, сопровождающееся окислением органических веществ; накопление в клетках бактерий полифосфатов вследствие поглощения ими ортофосфатов.

Для обеспечения сбалансированного течения всех процессов существенную роль играют контроль состава поступающих сточных вод, соблюдение режимов функционирования всех стадий очистки, анализ активного ила.

Для биореакторов, функционирующих по технологии каскадной денитрификации, с октября 2018 г. по август 2019 г. проводился анализ показателей поступающих сточных вод и динамики изменения этих показателей по стадиям очистки, оценка интенсивности протекания нитри-, денитрификации и биологической дефосфотации, а также гидробиологический анализ активного ила.

Полученные данные позволили выявить проблемы удаления соединений азота и фосфора из сточных вод по технологии каскадной денитрификации и наметить пути их решения.

Поступающие сточные воды по уровню загрязнений (показатели БПК₅, ХПК, содержание взвешенных веществ, азота аммонийного и фосфора фосфатного) существенно отличаются в утреннее и дневное время, наблюдается увеличение этих показателей в рабочие дни. Отношение БПК₅/ХПК сточных вод, поступающих на биологическую стадию очистки, составляет 34,7 %, при этом корреляция между пико-

выми значениями показателей БПК₅ и ХПК отсутствует. Среднемесячные значения показателя ХПК сточных вод, поступающих на очистные сооружения, в течение рассмотренного периода находились в определенных, достаточно узких, пределах, максимальные отклонения от средних за рассматриваемый период значений находились на уровне 10 %. Самый нестабильный состав сточных вод зафиксирован в декабре: среднее значение составляло 591,1 мг/дм³, максимальное – 923,0 мг/дм³, минимальное – 264 мг/дм³. В то же время значения показателя БПК₅ подвержены существенным колебаниям: например, в феврале и июне максимальные и минимальные значения различались более чем в 3,5 раза.

Отмеченные факторы являются свидетельством высокой доли производственных сточных вод, залповых поступлений трудноокисляемых загрязнений, а широкий диапазон значений БПК₅ указывает на эпизодическое поступление легкоокисляемых соединений с производственными сточными водами.

Стоит отметить, что легкоокисляемые органические соединения, содержание которых характеризуется показателем БПК₅, имеющим значение около 150 мг/дм³ и ниже (март, июнь, июль), легко утилизируются микробиотой активного ила. Значение показателя ХПК после биологической очистки находилось в пределах 24–32 мг/дм³ с октября по апрель и на уровне 40 мг/дм³ в мае – июле. Таким образом, значительная часть биологически не окисляемых загрязнений сорбируется хлопками активного ила, имеющими развитую поверхность, и удаляется с избыточным илом. Наряду с этим определенная часть соединений может быть окислена химически при достаточном количестве растворенного кислорода и снижении нагрузки при введении в эксплуатацию четвертой секции аэротенков.

Степень удаления азота аммонийного при первичном отстаивании достаточно стабильна, среднее значение составляет около 10 %, наименьшее – в ноябре и июле, наибольшее – в июне и августе. На стадии биологической очистки за рассмотренный период средняя степень удаления азота аммонийного составляет 87,7 %, с октября по январь этот показатель оставался достаточно стабильным. Начиная с февраля удаление азота аммонийного стало ухудшаться, наименьшие результаты наблюдались в мае и июне (81,0 и 80,7 % соответственно). Содержание азота общего на стадии первичного отстаивания снижается в среднем на 13 %, на стадии биологической очистки – на 81,7 %, что является удовлетворительным для очистных сооружений с глубоким удалением азота и фосфора.

Отношение $BPK_5/N_{\text{общ}}$ в сточных водах, поступающих на стадию биологической очистки, которое характеризует возможность протекания процессов нитрификации и денитрификации, колеблется в интервале от 2,1 до 3,1, среднее значение – 2,6. Величина этого отношения благоприятна для нитрификации (нитрификационный потенциал должен находиться в пределах 0,5–6,5), но является неудовлетворительной для денитрификации (денитрификационный потенциал должен быть не менее 3,5).

В этой связи обращает на себя внимание тот факт, что на стадии первичного отстаивания удаляется 33–37 % легкоокисляемых органических веществ: практически за весь период наблюдений среднее значение BPK_5 сточных вод в приемной камере находилось в пределах 200–250 мг/дм³ (за исключением ноября и декабря), а после первичного отстаивания это значение составляло около 150 мг/дм³. Поскольку это, как правило, растворенные вещества, такая высокая степень их удаления может быть связана с тем, что они вовлекаются в коагуляционные процессы при наличии в производственных сточных водах примесей, обладающих коагуляционными свойствами. Это заключение подтверждается тем фактом, что средняя степень удаления взвешенных веществ при первичном отстаивании составляет в среднем 50–60 % при одном функционирующем первичном отстойнике.

При средней степени удаления фосфора фосфатного на стадии первичного отстаивания, равной 12 %, в июне и августе наблюдалось значительное увеличение этого показателя (22,1 и 26,1 % соответственно). На стадии биологической очистки содержание фосфора фосфатного уменьшается в среднем на 60 %. Удаление соединений фосфора обеспечивается только с избыточным активным илом при удовлетворительном приросте.

За период исследований в биоценозе отмечены значительные колебания количества организмов различных видов и соотношения основных индикаторных групп. В активном иле выявлены вспышки численности организмов низших трофических уровней, связанные, возможно, с изменением уровня загрязненности сточных вод и их состава при поступлении сточных вод промышленных предприятий. Не выявлено однозначной корреляции между поступлением со сточными водами ионов тяжелых металлов, нефтепродуктов, СПАВ в повышенной концентрации и колебаниями численности простейших и многоклеточных организмов, поскольку поступление данных компонентов, а также общий уровень загрязненности сточных вод нестабильны, и факторы, оказывающие негативное влияние на биологические процессы, накладываются друг на друга.

Иловая суспензия на протяжении всего периода включала мелкие и средние рыхлые хлопья ила при малом количестве крупных и хорошо скомпонованных, имела неудовлетворительные седиментационные характеристики. В составе хлопьев постоянно наблюдалось большое количество нитчатых организмов преимущественно одного вида. Это позволяет говорить о хроническом нитчатом вспухании в биоценозе активного ила, развивающемся в условиях поступления на станцию значительной доли производственных сточных вод.

Невысокое значение БПК, поступающих на биологическую очистку вод, в большей степени способствует развитию нитчатых организмов, обладающих развитой удельной поверхностью и быстрее утилизирующих поступающие органические вещества, чем флокулообразующие бактерии. Кроме того, условия процесса нитри-денитрификации (в частности, рекомендуемая низкая нагрузка на ил (0,07–0,09 кг/(кг·сут)) по сравнению с требуемой в случае удаления только органических соединений (0,25–0,50 кг/(кг·сут)) направлены на развитие в биоценозе бактерий, отвечающих за удаление соединений азота и отличающихся низкой скоростью роста. По этим причинам для исследуемой иловой суспензии характерны низкий прирост свободной бактериальной биомассы и развитие нитчатых бактерий, которые по морфологическим характеристикам не подходят для питания обычных бактериофагов (кругоресничных, брюхоресничных, свободноплавающих инфузорий, коловраток), т. е. возникает ситуация недостатка бактериального питания для простейших и многоклеточных организмов, что приводит к жесткой конкуренции за субстрат и, как результат, к резким колебаниям численности организмов индикаторных групп.

Таким образом, для стабильности биологических процессов, в том числе эффективного удаления соединений азота и фосфора, необходимо соблюдение ряда условий: высокий уровень аэрации и снижение нагрузки путем введения в эксплуатацию четвертой секции аэротенков; уменьшение в общем потоке доли производственных сточных вод, обеспечивающих систематическое поступление трудноокисляемых соединений и эпизодическое залповое поступление легкоокисляемых органических веществ; организация промышленными предприятиями локальной очистки сточных вод перед сбросом их в городскую канализационную сеть. Стабильное обеспечение благоприятного для биологической очистки отношения БПК₅/ХПК важно для формирования развитого биоценоза активного ила с высоким деструкционным потенциалом, предупреждения массового развития нитчатых форм бактерий и ухудшения седиментационной способности активного ила.

О.С. Дубовик, ведущий инженер-технолог
В.В. Иванович, инженер-технолог

Унитарное предприятие «Минскводоканал», г. Минск, Беларусь

ПРОГРАММНОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЙ С ПОМОЩЬЮ GPS-X

Программы динамического имитационного моделирования позволяют построить модель, которая способна с достаточной точностью описать процессы, которые могли бы происходить на реальных объектах во времени. Такого рода программные комплексы могут найти свое широкое применение при проектировании очистных сооружений, проведении пуско-наладочных работ, обучении студентов, а также непосредственно на этапе эксплуатации и решении возникающих задач. В Российской Федерации на законодательном уровне в СП 32.13330.2012 «Канализация. Наружные сети и сооружения» закреплена рекомендация использования методов математического моделирования при проектировании очистных сооружений [1]. Однако в настоящее время программы моделирования не находят своего широкого применения на практике в Республике Беларусь.

GPS-X – программный комплекс, применяемый для математического моделирования технологического процесса очистки сточных вод. GPS-X состоит из комплекса математических динамических моделей активного ила (ASM1, ASM2 и т. д.), позволяющих описывать все основные процессы, применяемые в очистке сточных вод, в том числе процессы удаления азота и фосфора. Расчет математической модели исходит из фракционного состава химического потребления кислорода (ХПК), как наиболее достоверно и наиболее точно описывающего материальный баланс органических загрязняющих веществ в составе сточных вод, что существенно отличает его от такого показателя, как биологическое потребление кислорода (БПК), имеющего высокую погрешность измерения и сравнительно невысокую достоверность полученных результатов.

Математическое моделирование существующих канализационных очистных сооружений программой GPS-X включает в себя пять основных этапов:

- 1) выбор модели активного ила ASM и библиотек (определяется поставленными задачами);
- 2) построение модели очистных сооружений из отдельных блоков (поступающие сточные воды, отстойник, аэротенк, метантенк и т. д.), ко-

торые логически взаимосвязываются друг с другом. На данном этапе задаются физические и операционные параметры емкостных сооружений;

3) обобщение информации о качественной и количественной характеристике сточных вод с установлением требуемых показателей;

4) задание основных входных параметров и компонентов поступающих сточных вод с последующей калибровкой модели для максимального приближения моделируемых показателей к существующим;

5) симуляция модели очистных сооружений при различных сценариях.

Математическая модель процесса очистки сточных вод первой производственной площадки Минской очистной станции (далее по тексту – МОС), построенной в ASM3+БИО-Р программе GPS-X, включала в себя следующие блоки: поступающие сточные воды, песколовки, первичные отстойники, аэротенки, вторичные отстойники, выпуск очищенных сточных вод, сооружения по обработке осадка. Она представлена на рисунке 1.

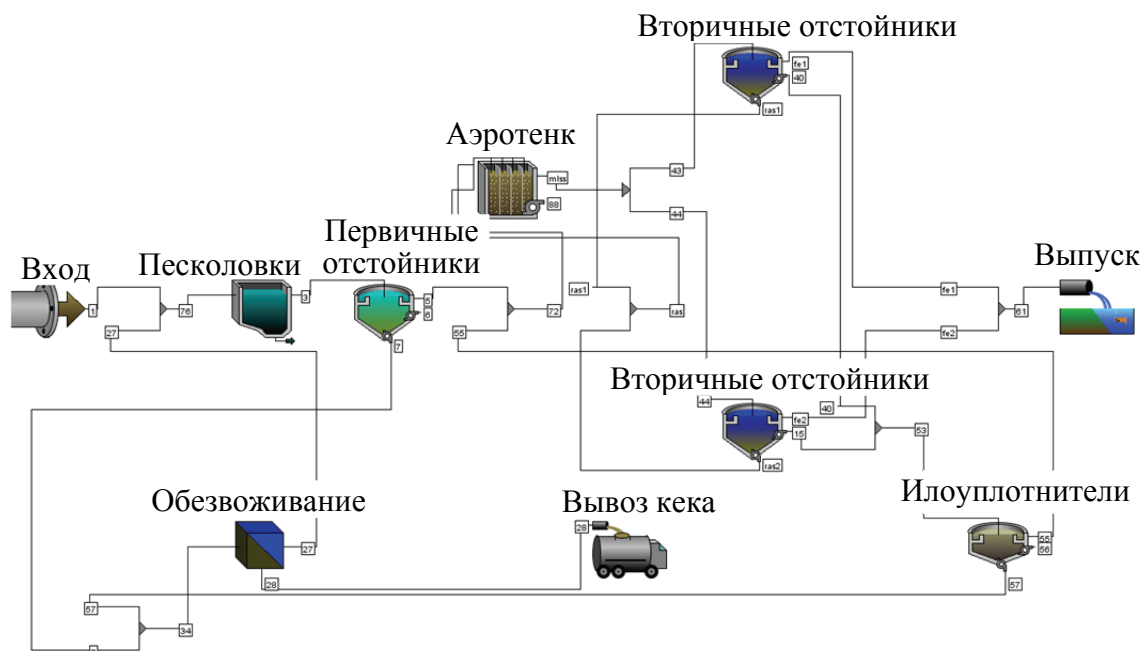


Рисунок 1 – Модель Минской очистной станции в программном комплексе GPS-X

При построении модели МОС в качестве входных и выходных качественных и количественных характеристик сточных вод, количества циркуляционного активного ила и других технологических параметров использовались усредненные значения за год/месяц. Так как при моделировании с использованием принятых по умолчанию кинетических и стехиометрических показателей добиться смоделированных выходных характеристик, близких к реальным значениям, не удалось,

требовалось проведение отладки модели. Калибровка модели явилась наиболее трудоемким и затратным по времени процессом и осуществлялась путем более подробного изучения и анализа состава поступающих сточных вод, подбором кинетических и стехиометрических показателей биологической стадии очистки сточных вод. Например, концентрация и баланс нитритов-нитратов в очищенных сточных водах приведены к фактическим путем изменения скорости роста биомассы.

После выполнения окончательной калибровки модели была осуществлена симуляция модели для различных сценариев (увеличение значения концентрации ХПК, количества сточных вод и многое другое). Фрагмент экранной формы программы GPS-X представлен на рисунке 2.

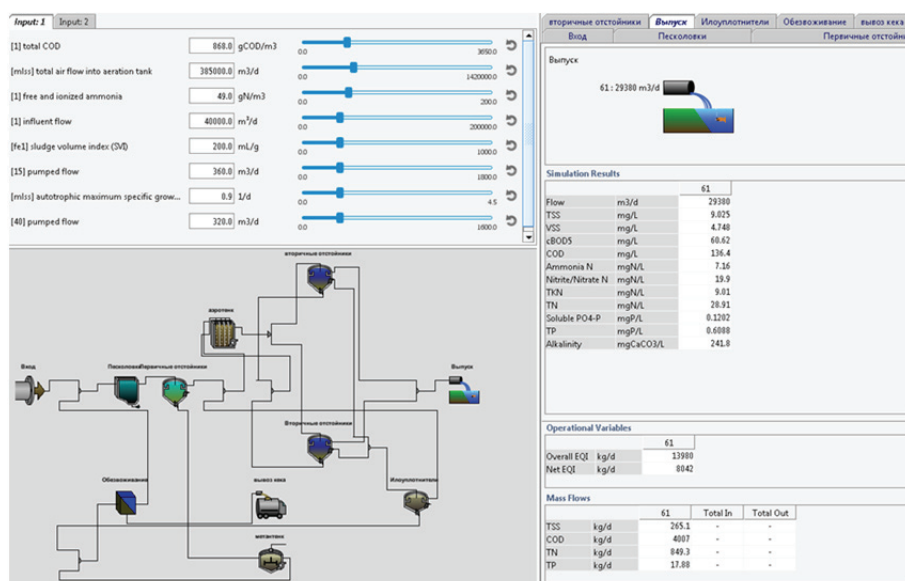


Рисунок 2 – Фрагмент экранной формы симуляции модели очистных сооружений

Один из сценариев включал в себя исследование влияния увеличения концентраций поступающих загрязняющих веществ при одновременном увеличении/уменьшении расхода сточных вод, а также вывод из эксплуатации емкостного сооружения. Один из сценариев позволил определить концентрации загрязняющих веществ в очищенных сточных водах в заданный период времени от 1 до 10 суток, расход воздуха и требуемое количество объемов емкостных сооружений. А также вывод аэротенка из эксплуатации (кратковременное снижение объемов аэротенков на 20 %) с одновременным увеличением количества подаваемого воздуха приводит к увеличению концентрации азота, взвешенных веществ и других основных показателей. Результаты моделирования представлены на рисунке 3.

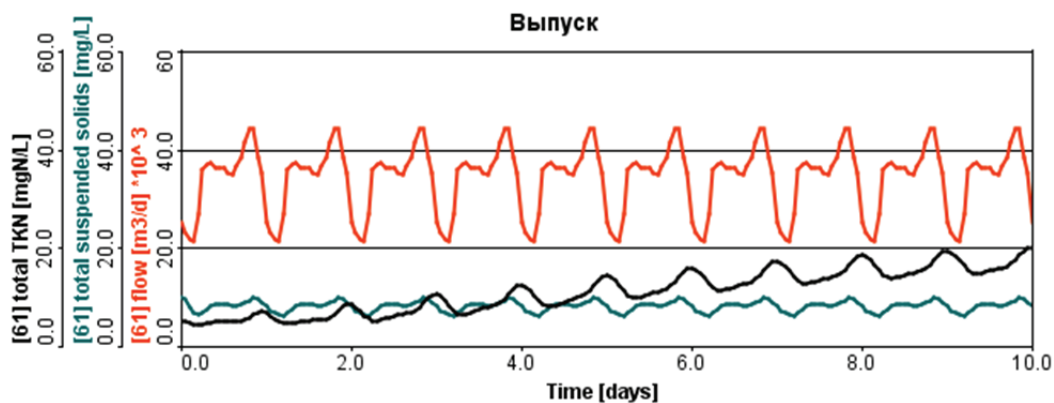


Рисунок 3 – Сценарий моделирования уменьшения объема аэротенков

При помощи программного комплекса GPS-X можно выполнить моделирование и аварийных ситуаций. При таком моделировании существует возможность отследить способность системы к восстановлению.

Среди множества преимуществ использования программы моделирования GPS-X существует несколько недостатков:

- сложность самостоятельного обучения;
- отсутствие возможности указания требуемого количества сооружений. Для каждого из сооружений требуется создание своего отдельного блока, что вызывает сложности при моделировании крупных очистных сооружений, где количество отстойников может быть более 5;
- отсутствие возможности указания почасовых концентраций загрязняющих веществ в поступающих сточных водах. Данное обстоятельство усложняет моделирование очистных сооружений, у которых наблюдается существенная неравномерность поступления загрязняющих веществ.

Для эксплуатации очистных сооружений динамическое математическое моделирование процесса очистки сточных вод позволяет проводить глубокий анализ режима работы. Полученные данные могут использоваться для решения инженерных задач по оптимизации и управлению, для проведения модернизации отдельных этапов, а также для разработки технологических инструкций на эксплуатацию, проведения технологически безопасного обучения персонала, студентов. Кроме того, при использовании программного моделирования можно понять, оценить и смоделировать множество различных сценариев работы очистных сооружений.

Литература

1. Баженов, В.И. Очистные сооружения канализации: метод математического моделирования / В.И. Баженов, А.В. Устюжанин // Экология производства. – 2018. – № 4. – С. 74–80.

ПРОБЛЕМЫ, ВОЗНИКАЮЩИЕ ПРИ ПРОЕКТИРОВАНИИ И ЭКСПЛУАТАЦИИ КАНАЛИЗАЦИОННЫХ НАСОСНЫХ СТАНЦИЙ

При работе канализационных насосных станций нередко бывают ситуации, когда насосы, вроде бы правильно подобранные для работы конкретно для этой насосной станции, не выходят на расчетный режим, либо работают с повышенной вибрацией и шумом, либо выходят из строя за очень короткий промежуток времени. Чаще всего у заказчика возникают претензии к качеству поставленных насосных агрегатов, и в некоторых случаях это действительно так. Однако перекачивание сточной жидкости – это не только работа насоса самого по себе, но и взаимодействие его с системой, в которой он работает. Рассмотрим основные факторы, которые не зависят от насоса, но влияют на его работу в системе.

Малый резервуар – высокий риск гидравлических проблем, но при этом низкий риск седиментации.

Большой резервуар – низкий риск гидравлических проблем, но при этом высокий риск седиментации. Поэтому важно при проектировании и строительстве насосной станции придерживаться оптимального размера приемного резервуара станции.

Негативные гидравлические процессы, влияющие на правильную работу насосной станции

К основным гидравлическим процессам, которые способны существенно повлиять на работоспособность станции, можно отнести:

- вращение масс воды;
- неравномерный поток на всасе насоса;
- попадание воздуха на всас насоса;
- поверхностные воронки;
- подводные воронки;
- седиментация твердой составляющей стока в застойных зонах;
- преобразование плавающего мусора, жира и пены на поверхности приемного резервуара в твердую корку.

Рассмотрим эти явления более подробно.

Вращение масс воды может приводить как к повышению, так и к снижению производительности насоса в зависимости от направления

вращения, но не только. Также это может вызвать перегрев электродвигателя и его аварийное отключение.

Неравномерность скорости потока на всасе насоса приводит к повышенному износу механических уплотнений и подшипников, возникновению повышенной вибрации и шума вследствие знакопеременных нагрузок, действующих на рабочее колесо в процессе вращения.

Относительное осевое отклонение скорости определяется формулой

$$r_{avd} = \frac{v - v_{av}}{v_{av}} \cdot 100 \text{ \%}.$$

Рекомендовано:

$$r_{avd} < \pm 10 \text{ \%}.$$

Попадание воздуха в насос чаще всего возникает из-за избыточной энергии потока жидкости на входе в приемный резервуар, приводит к повышенному риску кавитации.

Для насоса в режиме «стоп» возникает риск заполнения улитки воздухом и невозможность пуска насоса.

Поверхностные воронки образуются в застойных зонах. Закручивание потока на входе в станцию увеличивает риск образования воронок. Турбулентный поток рассеивает воронки. Всегда надо иметь в виду возможность образования воронок. Воронки, образующиеся на поверхности, можно обнаружить визуально. Воронки, образующиеся на днище приемного резервуара, боковых стенках, и воронки, образующиеся между соседними насосами при одновременной работе, визуально обнаружить невозможно, однако необходимо помнить, что и эти скрытые воронки при достаточной интенсивности способны доставлять воздух на всас насоса и вызывать кавитацию.

Осадок требует ручного удаления, повышает риск мягкого засорения насосных агрегатов, вызывает брожение органического компонента стока с выделением неприятных запахов, метана, который при плохой организации вентиляции способен создавать с кислородом воздуха взрывоопасную смесь.

Плавающие загрязнения, пена, жир на поверхности стока способны к агломерации с последующим укрупнением плавающих фрагментов и, в конечном счете, образованием достаточно толстой и прочной корки. Твердая корка на поверхности может привести к неправильной работе и блокировке датчиков уровня, риску блокировки насосов. Твердая корка требует периодического удаления ее механическим способом.

Конструкция насосной станции с погружными насосами

Конструкция должна иметь оптимальный размер приемного резервуара, соответствовать характеру притока, учитывать гидравлические риски, минимизировать скопление донных отложений, а также образование плавучей корки. Есть типовые стандартные компоненты конструкции насосной станции, способные минимизировать риски нежелательных гидравлических явлений, при сохранении минимального размера приемного резервуара: межнасосный разделитель, наклонная задняя стенка, переливные окна, отбойная стенка, направляющие потока, наклонный пол.

Для проектирования стандартных насосных станций с насосами FLYGT успешно применяется программа автоматизированного проектирования SECAD [1].

Литература

1. Design recommendations for pump stations with midrange centrifugal Flygt wastewater pumps / FLYGT 2004 [Electronic resource]. – Mode of access: <https://www.xylem.com/siteassets/brand/flygt/flygt-resources/flygtresources/-design-recommendations---for-pump-stations-with-midrange-centrifugal-flygt-wastewater-pumps.pdf>. – Date of access: 20.11.2019.

А.И. Иванец, доктор химических наук
М.Ю. Рощина, младший научный сотрудник
В.Г. Прозорович, научный сотрудник

Институт общей и неорганической химии
Национальной академии наук Беларуси, г. Минск, Беларусь

ТЕХНОЛОГИЯ КАТАЛИТИЧЕСКОЙ ДЕСТРУКЦИИ ФАРМАЦЕВТИЧЕСКИХ ПРЕПАРАТОВ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД

В настоящее время фармацевтические препараты и их метаболиты повсеместно обнаруживаются в сточных, грунтовых, поверхностных водах и даже в питьевой воде, представляя большую угрозу здоровью людей и водной экосистеме [1]. Из-за высокой стабильности, низкой летучести, кумулятивных и мутагенных свойств загрязнение антибиотиками, гормональными и нестероидными противовоспалительными препаратами приводит к необратимым негативным последствиям для человека и окружающей среды. Основными источниками загрязнения окружающей среды данными поллютантами являются сельское хозяйство, сточные воды фармацевтических предприятий, захоронение мусора и др. Также многие фармацевтические препараты полностью не разрушаются в процессе метаболизма людьми и животными и обнаруживаются в бытовых и сельскохозяйственных стоках [2]. Это обуславливает актуальность разработки новых материалов и технологий очистки природных и сточных вод от фармацевтических препаратов и их метаболитов.

Цель – разработка Фентон-подобного катализатора на основе наноструктурного феррита магния и установление технологических параметров каталитической деструкции фармацевтических препаратов для эффективной очистки сточных вод на примере ибупрофена.

Каталитическая деструкция органических соединений, устойчивых к химическому и биологическому разложению, в том числе фармацевтических препаратов, является одним из наиболее перспективных методов их удаления. *Advanced Oxidation Processes* (AOPs) предполагают использование химически стабильных, нетоксичных и высокоактивных к широкому спектру органических загрязнителей каталитических систем на основе наноразмерных оксидов металлов. При этом значительным преимуществом AOPs является возможность полной «минерализации» органических загрязнителей за счет генерирования сильных окислителей на основе кислородсодержащих реак-

ционнспособных частиц, преимущественно гидроксил-радикала (ОН). Из-за существенных недостатков применение классической реакции Фентона ограничено, поэтому используется так называемый Фентон-подобный процесс, в котором вместо раствора соли Fe(II) применяют гетерогенные катализаторы на основе оксидов железа. Особый интерес представляют ферриты металлов.

В работе получен Фентон-подобный катализатор, представляющий наноструктурный феррит магния с низкой степенью кристалличности (параметр $a = 8,393 \text{ \AA}$, размер кристаллитов 8,2 нм), характеризующийся мезопористой структурой (удельная поверхность по БЭТ $14 \text{ м}^2/\text{г}$, сорбционный объем $0,030 \text{ см}^3/\text{г}$ и средний размер пор 8 нм) и состоящий из агломератов размером менее 1 мкм, образованных частицами 16–26 нм.

Каталитический эксперимент проводили при температуре $20 \text{ }^\circ\text{C}$ и естественном освещении. К аликвоте 50,0 мл ибупрофена (10,0 мг/л) вносили 25,0 мг катализатора с заданным значением pH и концентрацией пероксида водорода. Установлено, что при содержании катализатора 0,5 г/л, концентрации пероксида водорода 20,0 ммоль/л и pH 6,0 в течение 40 мин достигается полная минерализация ибупрофена [3]. Кинетика каталитического процесса описывается моделью псевдопервого порядка, значение кажущейся константы скорости составляет $4,01 \cdot 10^{-2} \text{ мин}^{-1}$, что не уступает лучшим аналогам.

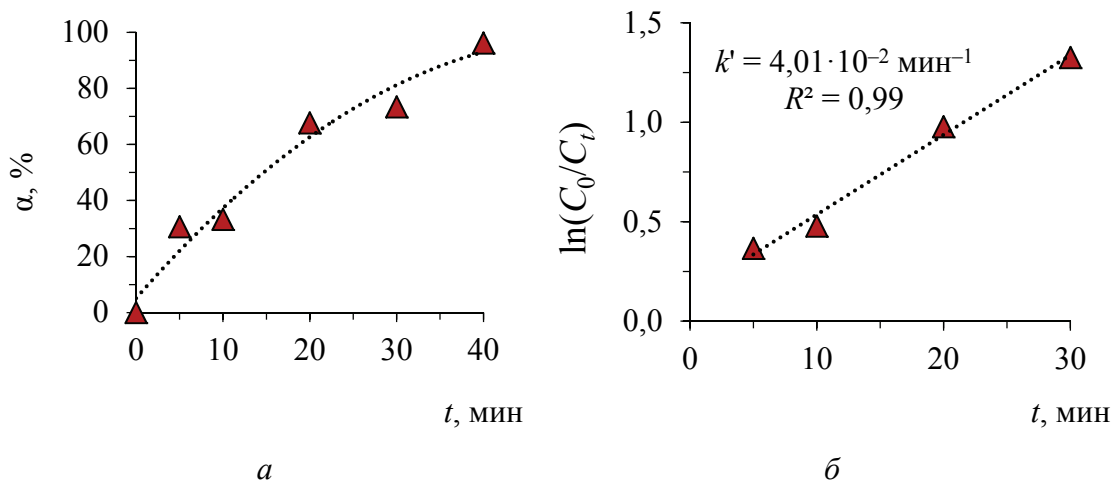


Рисунок – Зависимость степени деструкции ибупрофена от времени контакта (а) и кинетика деструкции в линейных координатах модели псевдопервого порядка (б) (условия реакции: $C(\text{MgFe}_2\text{O}_4) = 0,5 \text{ г/л}$, $C(\text{H}_2\text{O}_2) = 20,0 \text{ ммоль/л}$ и $\text{pH} = 6,0$)

Таким образом, синтезированный в работе наноструктурный феррит магния является эффективным Фентон-подобным катализатором,

что в совокупности с низкой токсичностью и безопасностью для живых организмов по сравнению с ферритами переходных металлов обуславливает его перспективность для очистки сточных вод от фармацевтических препаратов.

Литература

1. Pharmaceuticals in the environment – global occurrences and perspective / T. A. Der Beek [et. al]. // *Environ. Toxicol. Chem.* – 2016. – Vol. 35. – P. 823–835.

2. Occurrence of organic microcontaminants in the wastewater treatment process. A mini review / N. Ratola [et al]. // *J. Hazard. Mater.* – 2012. – Vol. 239–240. – P. 1–18.

3. Иванец, А.И. Окислительная деструкция ибупрофена в присутствии Фентон-катализатора на основе наночастиц $MgFe_2O_4$ / А.И. Иванец, М.Ю. Рощина, В.Г. Прозорович // *Известия Национальной академии наук Беларуси. Серия химических наук.* – 2019. – Т. 55, № 3. – С. 349–355.

А.П. Карауш, директор

Ровненское областное производственное коммунальное предприятие
водопроводно-канализационного хозяйства «Ровнооблводоканал»,
г. Ровно, Украина

**ГЕОИНФОРМАЦИОННАЯ СИСТЕМА
СЕТЕЙ ВОДООТВЕДЕНИЯ Г. РОВНО.
РЕЗУЛЬТАТЫ ВНЕДРЕНИЯ И ЭКСПЛУАТАЦИИ
(2013–2020 ГГ.)**

В г. Ровно проживает 246,5 тыс. жителей. Площадь города составляет 63 км². Протяженность сетей централизованного водоснабжения составляет 890,86 км, а сетей централизованного водоотведения – 543,65 км. Система водоотведения в городе общесплавная. Вся документация и информация хранилась в планшетной форме в Управлении архитектуры горисполкома. Такая система хранения информации имела множество недостатков: отсутствие целостной схемы сетей водоснабжения и водоотведения; отсутствие изменений в планшетах на протяжении 25 лет; невозможность использовать методы технического анализа пропускной возможности сетей, нагрузок, давления; трудность формирования четких бассейнов водосбора и сбора сточных вод; невозможность оперативной детализировки узлов переключения; невозможность привязки колодцев на местности к существующим зданиям и сооружениям; невозможность оперативного анализа абонентских присоединений и другие недостатки.

Развитие компьютерных, информационных GSM технологий, графических редакторов и WEB позволили на сегодняшнем этапе задуматься о построении геоинформационной системы сетей водоснабжения и водоотведения г. Ровно, что, на наш взгляд, дало возможность устранить недостатки, указанные выше.

Для реализации поставленной задачи в 2013 г. нами была выбрана Геоинформационная система ZuluServer 7.0, разработанная и запатентованная Обществом с ограниченной ответственностью «Политерм» (г. Санкт-Петербург, Российская Федерация). Нами были приобретены лицензии: на геоинформационную систему «ZuluServer 7.0» (5 рабочих мест) № 724 от 24.04.2014 – свидетельство об официальной регистрации программы (РОСПАТЕНТ) № 2009612232, сертификат соответствия ПО № РОСС RU. СП04.Н00160; на программно-расчетный комплекс «ZuluHydro 7.0» № 432 от 12.12.2014 – свидетельство об официальной регистрации программы (РОСПАТЕНТ) № 2010613615, сертификат соответствия ПО № РОСС RU. СП04.Н00171; на про-

граммно-расчетный комплекс «ZuluDrain» № 113 от 12.12.2014 – свидетельство об официальной регистрации программы (РОСПАТЕНТ) № 2012613251, сертификат соответствия ПО № РОСС RU. СП04.Н00156.

Процесс внедрения ГИС «Ровно» начался с подписания внедренческого договора с харьковской фирмой ЧП НПП «ЭНЕРТЕХ» и с создания на предприятии группы внедрения из 3 инженеров, которые были освобождены от другой оперативной работы. Поскольку им предстояло работать с картографической информацией, планшетами, информацией, которая имеет ограниченный доступ, все они получили допуск в компетентных органах. После этого были оцифрованы все 700 планшетов участков в г. Ровно с имеющейся на определенную дату информацией, и объединены в одну единую электронную карту-подложку. Следующим этапом внедрения стал этап натурного обследования сетей. Для этого группа внедрения получала помощь от служб эксплуатации сетей водопровода и канализации. Результаты натурного обследования представлены в таблицах 1 и 2.

Таблица 1

Общее количество водопроводных колодцев	Фактически осмотренные колодцы	Пожарные гидранты (шт.)	Количество запорной арматуры диаметром больше 32 мм (шт.)	Протяженность сетей диаметром более 50 мм (км)	Количество абонентов
13 253	5651	1131	4335	890,86*	88 795 – физ. лица; 4347 – юр. лица

*494,50 км – на балансе предприятия, 131,186 км – на балансе других субъектов, 265,174 км – бесхозные (30 %).

Таблица 2

Общее количество колодцев водоотведения	Фактически обследованные колодцы	Протяженность сетей водоотведения диаметром более 100 мм (км)	Количество абонентов
23 252	11 108	543,65*	82 493 – физ. лица 4151 – юр. лица

*266,594 км – на балансе предприятия, из них 205,72 км – самотечные, 60,874 км – напорные; 153,302 км – на балансе других субъектов, из них 145,236 км – самотечные, 8,066 км – напорные; 123,754 км – бесхозные (23 %).

Внедрение геоинформационной системы на предприятии позволяет решить следующие задачи:

- создание электронной карты сетей водоснабжения и водоотведения населенного пункта;
- создание единой схемы сетей водоснабжения и водоотведения;
- учет аварий, материалов, потраченных на устранение аварий;
- подтверждение данных с помощью фотографий;
- формирование отчетов об отключенных абонентах, участках сетей;
- формирование отчетов о параметрах и режимах работы сети (например, выделение зон влияния насосных станций);
- гидравлический расчет системы сетей водоснабжения и водоотведения;
- анализ работы системы с помощью построения пьезометрических графиков, тематической раскраски;
- оптимизация работы системы, следствием чего является снижение аварийности и достижение максимального экономического эффекта

Результаты внедрения:

- работники предприятия имеют актуальную информацию по водопроводной и канализационной сети;
- ремонтные бригады перед выездом на линию имеют всю необходимую информацию для планирования ликвидации аварии или обслуживания сети;
- мы имеем схему города, подложку сети водопровода и сети канализации в масштабе 1 : 500 для выдачи технических условий на присоединение, для изготовления проектной документации;
- система имеет информацию и по другим инженерным сетям города;
- предприятие имеет возможность находить незаконные присоединения абонентов, бесхозные сети;
- программные комплексы позволяют планировать замены и строительство новых сетей и сооружений водопровода и водоотведения;
- система позволяет получить информацию о распределении воды по городу из разных источников;
- система позволяет получить информацию о бассейнах водоотведения и сбора сточных вод по каждой КНС;
- система позволяет мгновенно получать статистические данные по любым заданным параметрам сетей, например количество аварий, закрытые / не закрытые заявки, материалы трубопроводов, характери-

стики запорных устройств с их фотографиями, детализировки колодцев и даже информация о том, какая бригада и когда проводила работы в каждом конкретном месте;

– система позволяет привязать все элементы сети (колодцы), гидранты к местности, поскольку данные вводились с GSM координатами;

– ГИС «Ровно» позволила за время эксплуатации выявить и в последствии ликвидировать аварии и засоры (таблица 3);

– система позволяет формировать отчетность для национального регулятора.

Таблица 3

На водопроводных сетях с 2013 по 2019 гг.	На канализационных сетях с 2016 по 2019 гг.	Прочистка канализационных сетей с 2016 по 2019 гг.
3303	568	8499

В 2016 г. мы реализовали и внедрили WEB-версию и доступ к ГИС «Ровно». Аварийные бригады и инженерный состав имеют возможность, находясь непосредственно на месте проведения работ, видеть систему сетей, запорных устройств с привязкой к местности.

**¹T. Karches, Doctor habilitatus, Associate Professor
E. Vadkerti², Doctor, Associate Professor**

¹Dept. Head of Hydraulic Structures,
National University of Public Service, Faculty of Water Science, Baja, Hungary

²Dept. Head of Water Supply and Sewerage,
National University of Public Service, Faculty of Water Science, Baja, Hungary

BIOKINETIC MODELLING OF AN INDIVIDUAL WASTEWATER TREATMENT UNIT

Introduction

Although the traditional centralised wastewater system could treat large amount of wastewater, the overall cost of the treatment including the transportation of sewage could be enormous. At low densely-populated areas or in territories, where the connection to the sewers are not economicaly sound, alternative solutions are favoured, e.g. individual wastewater treatment units or onsite sewage treatment facilities.

Decentralised wastewater treatment is suitable for both domestic and industrial sewage with a flow rate of 1–1000 m³/day. Design an onsite facility applies the same sizing procedure compared the conventional large scale systems, whereas the input flow data and its variability, the model parameters could differ. The biomass could be either suspended or attached to a carrier. Suspended solids form flocs, which are well-mixed in the reactor zone. Appropriate mixing is attained by applying mechanical mixers or aeration. In order to achieve the desired pollutant removal (organic matter degradation and nutrient uptake by microorganism), various reactor compartments have to be separated based on the form of the oxygen in the system.

Sizing is based on mass balance (biokinetic) modelling, which solves various transport equations for the system variables. For this study simulation ASM2d model approach was used, which belongs to the ASM (Activated Sludge Model) family and gives a detailed description of the following processes:

- biomass build-up for heterotrophic and autotrophic microorganisms;
- degradation of organic material and nutrients;
- aeration;
- chemical processes (precipitation).

Stoichiometric and conversional parameters are default values in a simulation environment. The parameters of biomass yields, half saturation rates, maximum growth rates, hydrolysis rates, decay and conversional rates are described more in detail in literature [1]. Calibration of the mass

balance model is based on direct measurement of kinetic parameters or follows reversed engineering by the knowledge of the actual plant effluent data [2].

Aim of this study is to present a technique, with which a small size wastewater treatment unit can be designed; and basic dimensions and capacity along with the operational parameters will be determined.

Modell setup

GPS-X 6.5 commercial simulation software was applied in this research. Model layout (Figure 1) demonstrates the basic elements of the unit. The raw influent flows to a buffer zone, where the flow is equalized, then it is directed to the biological zones, which are the aerobic, anoxic and aerobic zone. Last compartment is aerated by diffusers, and the flow is directed back to anoxic zone by applying internal recirculation, thus the denitrifiers are supplied with nitrate. Some part of the sludge is reverted back to the anaerobic zone to maintain the biomass concentration in the system and excess sludge is taken out from the system at a pre-defined rate in order to ensure the solid retention time of 12 hours required for the biological processes.

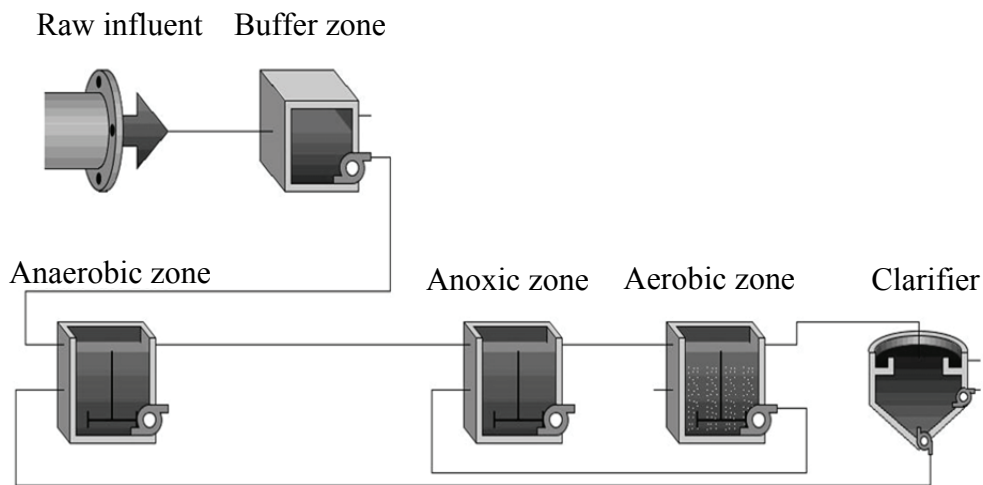


Figure 1 – GPS-X model layout – water line

Average wastewater discharge is $6 \text{ m}^3/\text{d}$, daily peak factor is 3. Mixed liquor suspended solid is: $\text{MLSS} = 3.5 \text{ g/l}$. The dissolved oxygen (DO) in the aerobic reactor is 2 g/m^3 . 12 % oxygen transfer rate was assumed at standard condition. Internal recirculation is 4 times higher the average flow, the sludge recirculation (RAS) has same amount as the daily average flow.

After the creation of plant layout, model input parameters were set, including influent characterisation. A typical Hungarian municipal raw wastewater average concentration was assumed with total COD = 700 mg/l ,

TSS = 400 mg/l, BOD₅ = 310 mg/l, TN = 80 mg/l, TP = 12 mg/l. Influent characterization performed was COD-TSS based; which required the influent Chemical Oxygen Demand (COD) and Total Suspended Solid (TSS) as input variables. The COD fractions calculated were the following:

- inert soluble COD: 20 mg/l;
- particulate inert COD: 210 mg/l;
- slowly biodegradable COD: 330 mg/l;
- easily biodegradable COD: 140 mg/l.

Results and discussion

Volume of each reactor zone was calculated based on total biomass amount and the MLSS. Following Metcalf and Eddy's (2013) analytical procedure [3] the reactor zones' volume for buffer, anaerobic, anoxic, aerobic zones are 3, 1, 1, 3.9 and 1.1 m³ respectively.

Steady-state simulation was performed to determine the treated effluent quality and to observe the component concentration in each reactor zone. The reactor compartments are completely mixed, therefore there is no changes in concentration inside the reactor zones. Table 1 shows the main wastewater components (COD, ammonium-nitrogen, nitrate-nitrogen and orthophosphate-phosphorous concentration in the reactor compartments.

It can be observed that in buffer tank, which main function is to equalise the flow, some sedimentation occurs and some part of the particulate solids and related organic content is removed. SRT of 12 days allows the full nitrification at this temperature. NH₄-N concentration decreases steadily along the reactor zones. Nitrification took place mostly in aerobic reactors, but the internal recirculation may direct oxygen back the other reactor zones as well.

Table – Main wastewater component concentration at average temperature (20 °C)

mg/l	Buffer tank	Anaerobic	Anoxic	Aerobic
COD	160	65	22	20
NH ₄ -N	29	19	7	1.2
NO ₃ -N	0	0	0.46	5.48
PO ₄ -P	8	29.9	10.7	0.77

Simultaneous denitrification occurs in aerobic zone, inside the flocs, and it is responsible for 30 % of the nitrogen removed based on simulation result. Enhanced biological phosphorous removal is also facilitated by anaerobic zone and sludge recirculation. Microorganism (mainly PAOs –

Phosphorous Accumulating Organisms) could store the phosphorous by luxury uptake in anaerobic conditions, resulting low TP effluent.

The design was also checked at winter operation assuming 12 °C of temperature. At this condition the full nitrification was lost, and changes in operational parameters were required. By increasing the DO level to 4.0 mg/l and the MLSS to 6.0 g/l the full nitrification could have been achieved.

Unsteady simulations were also performed in order to estimate the time required for biomass build-up. The purpose of this simulation was twofold: (i) quantify the excess sludge, (ii) give prediction on the recovery time of the system after a biomass washout and/or biomass inactivation. Figure 2 shows the total sludge amount in the reactor zones and it can be stated that 12 days are needed to reach the desired MLSS concentration.

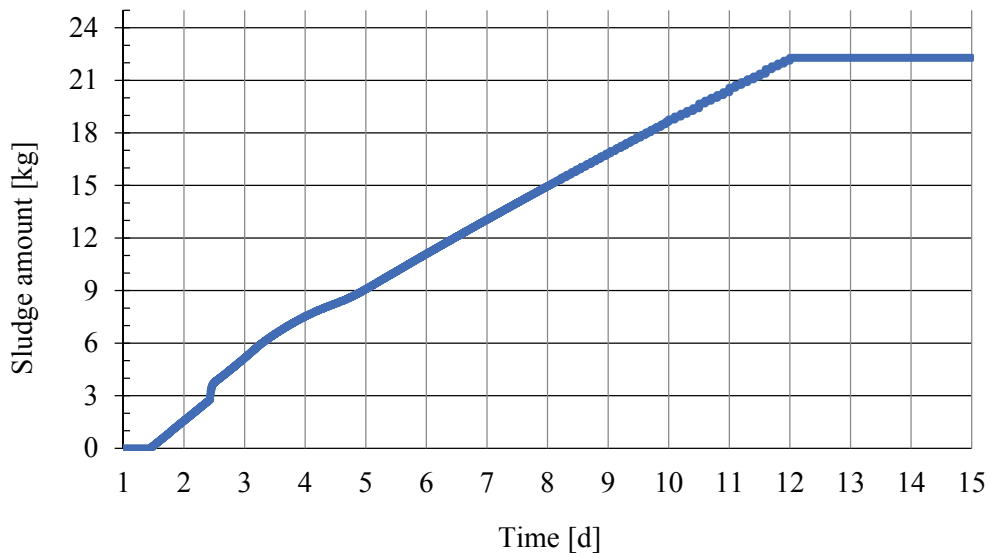


Figure 2 – Activated sludge recovery analysis

The excess sludge, which needs to be removed is 0.32 m³/d (at 6.7 g/m³ dry solid concentration).

Conclusions

Decentralised wastewater treatment are adequate alternatives to centralised wastewater treatment. Design procedures could be easily adapted to onsite sewage treatment systems. Biokinetic models could predict the treatment unit performance and could provide guidelines for optimal operations. DO setpoint of 2.0 mg/l and MLSS setpoint of 3.5 g/l is satisfactory at normal environmental conditions, but in extremities this shall be adjustable. The build-up of the system is about 12 days, but it can be improved by

addition of biomass from external source. It can be added that the operation does not require any chemical addition (if there is no disinfection requirement for the treated effluent wastewater). Appropriate design is not enough, regular maintenance and well trained operators are also key elements.

Acknowledgement

This work has been undertaken as a part of a project founded by the EFOP-3.6.1-16-2016-00025 aiming for the development of water management in Higher Education in the frame of intelligent specialization.

References

1. Guidelines for Using Activated Sludge Models / R. Rieger [et al.] // Scientific and Technical Report No. 22. – London, U.K: IWA Publishing, 2013.
2. Karches, T. Adjustment of reactor model in organic matter removal from wastewater applying numerical residence time distribution analysis // International Journal of Sustainable Development and Planning. – 2019. – No. 14 (4). – P. 347–355.
3. Tchobanoglous, G. Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery / G. Tchobanoglous, F. L. Burton, H. D. Stensel; Metcalf & Eddy, Inc. – McGraw Hill Education, 2013.

В.О. Китиков¹, доктор технических наук,
профессор, директор

С.Н. Рожко¹, заведующий

сектором водоснабжения и водоотведения

В.А. Бурко², заместитель директора по строительству

¹Институт жилищно-коммунального хозяйства

Национальной академии наук Беларуси, г. Минск, Беларусь

²Коммунальное производственное унитарное предприятие «Брестводоканал»,
г. Брест, Беларусь

СНИЖЕНИЕ ВЫБРОСОВ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ СООРУЖЕНИЙ МЕХАНИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ, ФОРМИРУЮЩИХ НЕПРИЯТНЫЙ ЗАПАХ

Существующая тенденция стремительного роста городского населения приводит к значительному увеличению площадей жилой застройки. Во многих крупных городах жилые районы формируются на территориях промышленных зон, а также вблизи объектов городской канализации. Поэтому население сталкивается с проблемой загрязненного атмосферного воздуха, который препятствует обеспечению комфортных условий проживания.

Зачастую неприятный запах на городские территории поступает от очистных сооружений сточных вод, причем его значительная интенсивность наблюдается в ветреную погоду и доставляет «неудобства» для жителей. Учитывая сложившуюся обстановку, необходима разработка специальных мероприятий по устранению дурнопахнущих соединений и очистке атмосферного воздуха [1].

Основными источниками неприятных запахов являются точечные источники, такие как канализационные насосные станции, вентиляционные вытяжки каналов и коллекторов, а также большие площади поверхности испарения открытых технологических сооружений (приемная камера, каналы поступающей воды, песколовки, первичные отстойники, илоуплотнители и поля для складирования кека).

На территории Республики Беларусь реализуется ряд экологических инфраструктурных проектов, направленных на реконструкцию и модернизацию объектов водоотведения, с использованием новых технологий биологической очистки сточных вод, обработки и утилизации отходов сточных вод с выработкой альтернативных источников энергии, а также по устранению неприятных запахов с очистных сооружений и обеспечению комфортного проживания населения.

Один из таких проектов по реконструкции очистных сооружений реализуется в г. Бресте с 2016 г. Основной задачей проекта было не просто внедрение и использование новых технологических решений в области очистки сточных вод, а еще снижение и утилизация дурнопахнущих веществ, попадающих в атмосферный воздух.

Учитывая, что основными источниками неприятного запаха на очистных сооружениях г. Бреста являются сооружения механической очистки, которые формируются двумя потоками, и процесс его утилизации технически сложный, при реализации мероприятий было выделено два этапа.

Задачей первого этапа было сокращение дурнопахнущих выбросов, а также их аккумулярование и отвод через систему вентиляции. Первичные отстойники были накрыты специальными герметичными перекрытиями (рисунок), что позволило снизить эмиссию дурнопахнущих соединений на 90 %.



Рисунок – Первичный отстойник с герметичным перекрытием

Следующим этапом по утилизации неприятного запаха был отвод аккумулярованного потока дурнопахнущих веществ на сооружение биофильтра с прескруббером.

Биофильтрация – это простой и экономичный процесс очистки воздуха микроорганизмами (бактерии и грибы), содержащего летучие органические соединения и неприятные запахи. При этом микроорга-

низмы разлагают вредные и пахучие вещества в такие безобидные продукты, как двуокись углерода и вода [2].

С целью расчета и выбора основных технических характеристик биофильтра был определен состав загрязняющих веществ первого потока, который формируется шестью первичными отстойниками. Общий воздушный поток составляет 6000 м³/ч. Объем воздуха от одного источника равен 1000 м³/ч. Состав загрязненного воздуха от первичных отстойников представлен в таблице 1.

Таблица 1 – Состав загрязняющих веществ первичных отстойников производительностью 6000 м³/ч

Загрязняющее вещество	Значение, г/с
Аммиак	0,0006
Сероводород	0,0069
Фенол	0,0007
Углеводороды	0,0664

Анализ данных показал, что с первичных отстойников образуется наибольшее значение соединений углеводорода. Согласно представленным данным загрязняющих веществ, можно определить основные технические параметры биофильтра. Максимальное потребление электроэнергии биофильтра на 6000 м³/ч в зимний период составит 16,5 кВт/ч с учетом включенного подогрева помещения для прескруббера, в этом случае расход воды, подаваемой в прескруббер, составит 120 л/ч. Требуемый объем биомассы для биофильтра – 180 м³, где 48 м³ – объем нижнего слоя, 132 м³ – объем верхнего слоя.

Второй поток загрязненного воздуха формируется тремя источниками: приемная камера, здания решеток и песколовки.

При строительстве новых сооружений механической очистки были накрыты приемная камера, каналы для решеток и песколовки. Данное решение позволило снизить эмиссию загрязняющего воздуха рабочей зоны в пять раз.

Для устранения неприятного запаха от второго потока и определения технических характеристик необходимого биофильтра сделан анализ количественных показателей загрязняющих веществ. Все значения загрязняющих веществ, содержащихся в общем объеме воздуха с приемной камеры производительностью потока 200 м³/ч, песколовки производительностью 1000 м³/ч и здания решеток производительностью 1300 м³/ч, представлены в таблице 2.

Таблица 2 – Состав загрязняющих веществ от сооружений второго потока общей производительностью 2500 м³/ч

Сооружение механической очистки	Значения загрязняющих веществ, г/с			
	Аммиак	Сероводород	Фенол	Углеводороды
Приемная камера	0,0009	0,00382	0,0045	0,1051
Песколовки	0,0013	0,0165	0,0015	0,2302
Здание решеток	0,0022	0,0015	0,0165	0,1026

Таким образом, количественные характеристики загрязняющих веществ, формирующих неприятный запах от сооружений механической очистки, показали, что преобладающим веществом является углеводород, концентрация которого колебалась от 0,1026 до 0,2302 г/с. Количественное содержание аммиака при этом было незначительным и составило от 0,0009 до 0,0022 г/с в зависимости от вида сооружений.

Согласно данным загрязняющих веществ, формирующихся во втором потоке неприятного запаха с очистных сооружений, были определены технические параметры биофильтра производительностью 2500 м³/ч. Максимальное потребление электроэнергии в зимний период составляет 10 кВт/ч. Расход воды, подаваемой в прескруббер, – 80 л/ч. Требуемый объем биомассы для фильтра будет 98 м³, где 24 м³ – объем биомассы нижнего слоя, 72 м³ – объем биомассы верхнего слоя.

Необходимо отметить, что разбиение потока на два биофильтра связано с удаленностью источников грязного воздуха друг от друга. Объединение загрязненного воздуха в единый поток приведет к увеличению затрат по электроэнергии для подачи воздуха в биофильтр.

Перспективный результат снижения загрязняющих веществ в воздухе рабочей зоны очистных сооружений методом естественной биофильтрации с прескрубером будет составлять 98–99 %.

Однако необходимо отметить, что количество содержания загрязняющих веществ не всегда отражает уровень интенсивности неприятного запаха. Зачастую он формируется не одним химическим соединением, а взаимодействием нескольких компонентов при определенных условиях, например, повышение влажности либо уровня ветра, что может не только вызывать неприятный запах, но и повысить его интенсивность.

Результаты проведенных мероприятий по снижению эмиссий неприятного запаха показали, что для обеспечения благоприятных условий проживания населения необходимо уделять особое внимание новейшим технологиям и средствам, которые эффективно влияют и

предотвращают попадание загрязняющих веществ в воздух. Одним из таких технологических решений является использование биофильтрации. Так, применение биофильтра в г. Бресте позволило снизить наличие загрязняющих веществ, поступающих в воздух рабочей зоны, а также устранить неприятный запах с эффективностью до 99 %.

Литература

1. Свицков, С.В. Очистные сооружения как источник запаха: причины, характеристики и методы борьбы / С.В. Свицков, Д.А. Данилович, В.Н. Азаров // Водоснабжение и санитарная техника. – 2016. – № 7 – С. 3–8.

2. Методы предотвращения распространения неприятных запахов от сооружений канализации / С.В. Храменков [и др.] // Водоснабжение и санитарная техника. – 2006. – № 11, ч. 1. – С. 40–47.

ОРГАНИЗАЦИЯ ОБСЛУЖИВАНИЯ СЕТЕЙ ВОДООТВЕДЕНИЯ СРЕДСТВАМИ ИТ

Ливневая канализация как часть системы водоотведения населенного пункта зачастую становится причиной инфраструктурных коллапсов (особенно в межсезонье – время выпадения большого количества осадков). В основном вызывают проблемы отсутствие и ненадлежащее состояние систем ливневых стоков, что ставит перед органами местного самоуправления задачу по инвентаризации существующих сетей. Этот подготовительный к модернизации этап трудоемкий, но обязательный. Его цель – определение собственников существующих сетей, выявление бесхозных сетей, определение технического состояния объектов ливневой канализации и всей системы сбора ливневых стоков в целом. Практика показывает, что бесхозными являются немалая часть объектов и сетей ливневой канализации городов – поэтому бесконтрольно появляются несанкционированные врезки в систему, которые перегружают ее и являются дополнительной причиной сильного износа, замусоренности и заиленности сетей.

Результатом работ по техническому обследованию/инвентаризации является перечень необходимых мероприятий по реконструкции и капитальному ремонту системы водоотведения, направленных на обеспечение условий для дальнейшей безаварийной эксплуатации сетей и сооружений ливневой канализации города. Как этого добиться и на каком этапе к вопросам организации обслуживания сетей водоотведения могут подключиться информационные технологии – далее в статье на примерах нескольких проектов DATUM Group¹.

Установление сетей, находящихся в собственности муниципального образования, и выявление бесхозных объектов было одной из основных целей работ компании в 2018 г. в Нижневартовске. Их обнаружение велось в рамках обследования всей системы, которое разделилось на 3 этапа: камеральное исследование, полевые работы и формирование аналитического отчета по итогам двух проведенных этапов работ. Паспортизация каждого объекта ливневой канализации и создание электронной модели сети с привязкой к топографической основе города с учетом кадастрового деления территории было финальной стадией проекта.

¹ datum-group.ru

В городе функционирует хорошо организованная система ливневой канализации, представленная отдельной системой дождевых коллекторов. На момент обследования сетями ливневой канализации было охвачено 85 % территории города. Но существующая сеть ливневой канализации не обеспечивала 100%-ный водосбор дождевых и талых вод в виду частичной заиленности/замусоренности колодцев и коллекторов. В результате полевых работ было установлено, что в работоспособном состоянии находится примерно 60 % существующих сетей ливневой канализации. Остальная часть нуждается в текущем или капитальном ремонте.

В процессе *камерального* обследования было выделено 9 технологических зон ливневой канализации, каждая из которых определена одним выпуском сточных вод и кустом магистральных и собирающих канализационных коллекторов, открытых каналов и лотков. В подготовленных паспортах объектов была дана подробная техническая характеристика каждого элемента системы водоотведения, указана подробная атрибутивная информация: габаритные и объемные показатели, год постройки и материал изготовления, диаметры и гидравлические характеристики трубопроводов и т. д.

В зависимости от диаметра трубопровода были применены различные методы *полевого* обследования: обследование открытых каналов и проходных коллекторов проводилось путем визуального осмотра, непроходные трубопроводы среднего и большого диаметра (суммарно более 22 км) были обследованы с помощью метода *телеинспекции* – наиболее достоверного и эффективного метода оценки состояния коллекторов по результатам теле- и видеосъемки внутренней поверхности труб.

Более 15 км открытых каналов, 6 км коллекторов, 16 км отводов, 502 колодца, 402 дождеприемника – таков объем обнаруженных бесхозных объектов сети. Также было обнаружено 12 несанкционированных врезок в систему. Полученные данные были переданы Управлению по дорожному хозяйству и благоустройству Нижневартовска для последующей постановки на учет и приемки объектов в муниципальную собственность.

Собранные данные позволили *создать электронную модель ливневой канализации, представляющую из себя «цифровой двойник» системы*, с помощью которой автоматически был произведен гидравлический поверочный расчет системы водоотведения поверхностного стока. Расчет был произведен с помощью модуля ZuluDrain. Его задача – определение пропускной способности существующих коллекторов, характеристик режима работы объектов системы ливневой канализации, выявление участков с режимами неэффективных (заиливающих) скоростей потоков (рисунок 1).

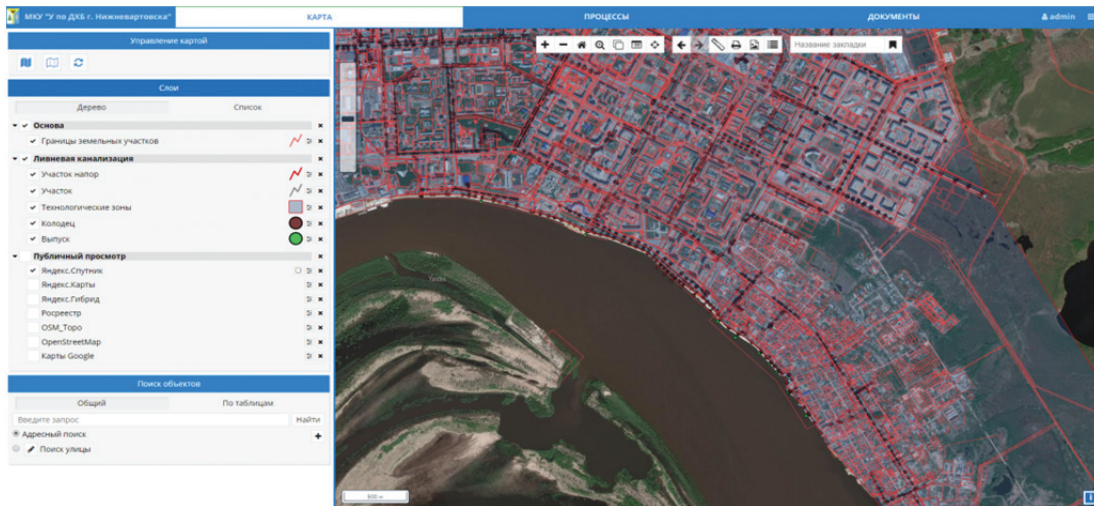


Рисунок 1

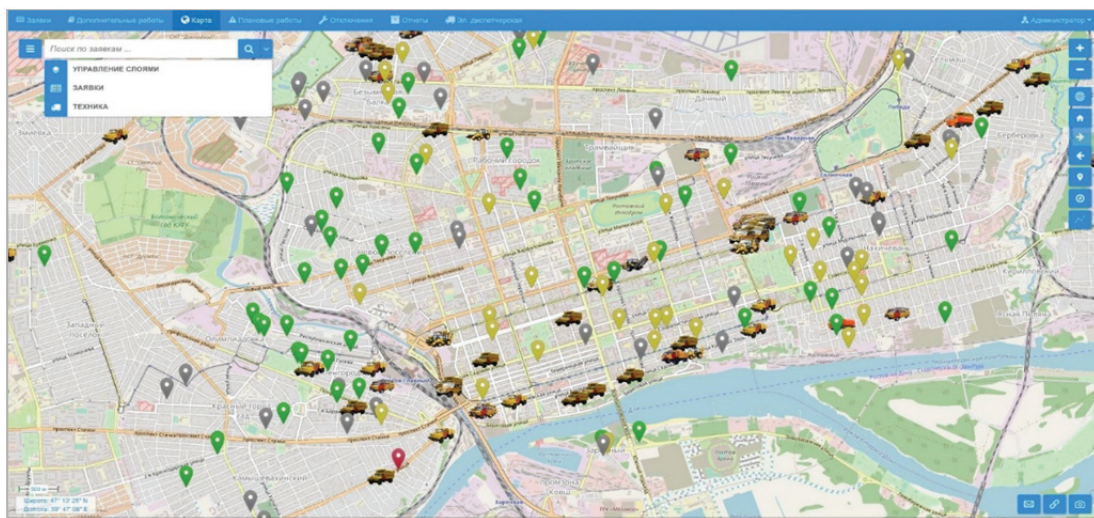


Рисунок 2

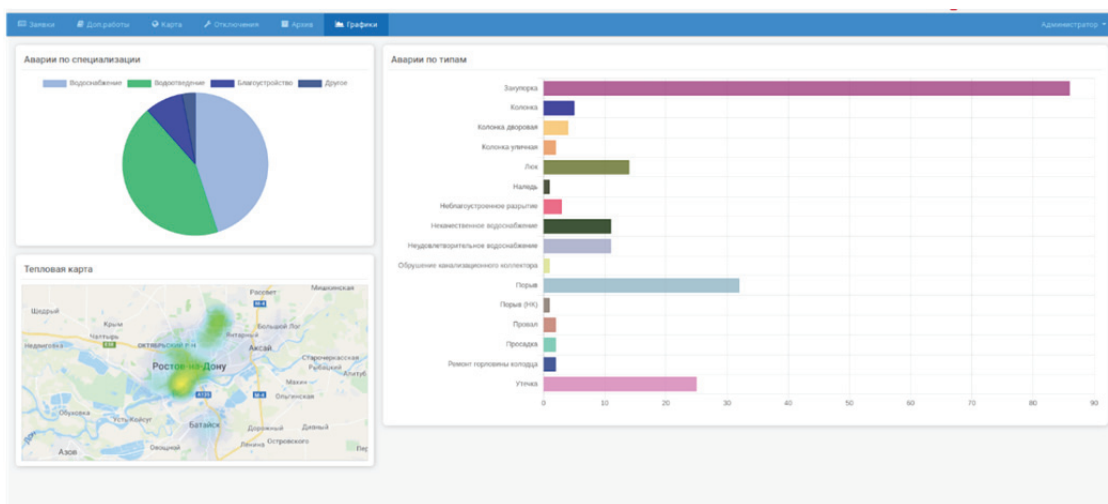


Рисунок 3

При проведении гидравлического расчета выявлены предельно загруженные и незагруженные элементы ливневой канализации. Результаты расчета дают понимание слабых мест системы, на которые ответственному Управлению необходимо будет в порядке ремонта/реконструкции обратить пристальное внимание.

Еще одним источником информации о слабых местах системы может стать статистика, которая копится в случае включения в производственные процессы эксплуатирующего предприятия специализированной информационной системы. Так, подобную статистику копит АО «Ростовводоканал» – предприятие, с 2016 г. модернизирующее систему «Горячая линия»². Система облегчает и переводит в электронный вид процессы: распределения поступающих из call-центра аварийных заявок в диспетчерскую службу, назначения специалистов на работы, обмена информацией между подразделениями о ходе текущих работ, представления информации абонентам. «Горячая линия» интегрирована с системой мониторинга транспорта водоканала, что позволяет специалистам не только регистрировать и вести заявки в системе, но и в режиме реального времени наблюдать за местоположением бригад и техники; сами заявки также геокодируются (рисунок 2).

Статистика по аварийным заявкам копится не только с геопривязкой, но и в разрезе проблематики и профиля работ, которые проводились на аварийном объекте. Система строит тепловые карты по заданным параметрам – в несколько кликов можно увидеть проблемные зоны. Таким образом, внедрение на предприятии ВКХ подобной системы позволяет не только мониторить ситуацию на сети в режиме реального времени и решать прикладные задачи в оперативном темпе, но и стратегически подходить к обслуживанию сетей водоснабжения и водоотведения – определять технологические районы для приоритетного обследования, основываясь на цифрах (рисунок 3).

² Разработчик – DATUM Soft (<https://datum-soft.ru/projects/sistema-registratsii-avariynykh-zayavok-dlya-vodokanalov/>).

А.Ю. Кулаков, младший научный сотрудник

П.Н. Захарко, начальник отдела

С.А. Дубенок, кандидат технических наук,

заместитель директора по научной работе

Республиканское унитарное предприятие «Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов», г. Минск, Беларусь

ТИПОВЫЕ ТРЕБОВАНИЯ К ЛОКАЛЬНОЙ ОЧИСТКЕ СТОЧНЫХ ВОД ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ НА ПРИМЕРЕ ПРЕДПРИЯТИЙ ПО ПЕРЕРАБОТКЕ И КОНСЕРВИРОВАНИЮ МЯСА И ПРОИЗВОДСТВУ МЯСНОЙ И МЯСОСОДЕРЖАЩЕЙ ПРОДУКЦИИ

Снижение поступления загрязнений в составе сточных вод при их сбросе в окружающую среду связано прежде всего со снижением нагрузки на коммунальные очистные сооружения, эксплуатируемые предприятиями водопроводно-канализационного хозяйства (ВКХ).

В 2018 г. по данным государственного водного кадастра 279 водопользователей имели на балансе 578 выпусков сточных вод в поверхностные водные объекты (без учета выпусков поверхностных сточных вод), при этом большая часть предприятий, имеющих выпуски сточных вод в водные объекты, – предприятия, оказывающие услуги по сбору, транспортировке и очистке сточных вод (предприятия ЖКХ или ВКХ). Эти же предприятия обеспечивают и основную массу сброса загрязняющих веществ в составе сточных вод в водные объекты. Из 20 крупнейших предприятий-водопользователей, оказывающих наибольшее воздействие на поверхностные водные объекты в результате сброса сточных вод, традиционно 3/4 составляют предприятия ВКХ.

Учитывая, что основная масса загрязняющих веществ поступает в водные объекты от организаций ВКХ, которые принимают в централизованные сети водоотведения (канализации) сточные воды от предприятий-абонентов различных видов экономической деятельности, организация абонентами предварительной локальной очистки производственных сточных вод (ПСВ) позволит снизить массу загрязняющих веществ на приемной камере коммунальных очистных сооружений, предотвратить нарушения в их работе, а также уменьшить поступление загрязняющих веществ в водный объект.

С целью достижения предприятиями установленных в постановлении Совета Министров от 23.10.2019 № 713 максимальных допустимых концентраций загрязняющих веществ в составе ПСВ, отводимых в централизованные сети водоотведения (канализации), РУП «ЦНИИКИВР» разработаны типовые требования к локальной очистке сточных вод (СВ) для различных видов экономической деятельности.

Необходимость локальной очистки ПСВ зависит от ряда факторов: объема, перечня и концентраций загрязняющих веществ и показателей в СВ, режимов образования СВ и режимов их поступления в централизованные сети водоотведения (канализации), условий приема СВ в сети канализации населенного пункта и эффективности работы коммунальных очистных сооружений в населенном пункте.

Выделены общие принципы организации локальной очистки ПСВ, которые сводятся к следующему.

1. Определение наиболее загрязненного потока ПСВ и принятие решения о его локальной очистке на внутрицеховых локальных очистных сооружениях (ЛОС) либо смешении с общим потоком СВ, образующихся на предприятии, с последующей очисткой смеси СВ на общих локальных очистных сооружениях предприятия.

2. Выделение потока нормативно чистых ПСВ и их повторное (последовательное) использование в технологических процессах с целью снижения объема ПСВ, направляемых на ЛОС, либо смешение потока нормативно чистых ПСВ с производственными сточными водами, очищенными на ЛОС, с целью их усреднения и разбавления.

3. Максимальное извлечение из сточных вод побочных продуктов и повторное использование ПСВ в производстве.

4. Повторное (последовательное) использование очищенных ПСВ в технологических процессах, не требующих использования воды питьевого качества.

Как показывает анализ видов сточных вод, поступающих на приемную камеру очистных сооружений большинства населенных пунктов, основные объемы ПСВ поступают от предприятий кода ОКЭД 10 – производство продуктов питания, напитков и табачных изделий, в частности от предприятий по переработке и консервированию мяса и производства мясной и мясосодержащей продукции (код ОКЭД 101) (Общегосударственный классификатор Республики Беларусь ОКРБ 005-2011 «Виды экономической деятельности»).

По данным, предоставленным организациями ВКХ, объем отведения ПСВ от предприятий кода ОКЭД 101 в городах Береза, Быхов, Витебск, Слуцк и Слоним составляет более 20 % от общего объема

ПСВ, поступающих на приемную камеру очистных сооружений организаций ВКХ. По данным, предоставленным организациями ВКХ за 2017–2018 гг., суточные объемы поступления производственных сточных вод от данных предприятий могут достигать до 1500 м³.

Основными источниками сточных вод предприятий с кодом ОКЭД 101 являются: душирование, мойка туш, субпродуктов; санитарная обработка технологического оборудования, включая сброс моющих и дезинфицирующих растворов; санитарная обработка производственных помещений, санитарная обработка автотранспорта; варка сырья (варочные котлы) и др. Соответственно, данные сточные воды представляют собой сложную многокомпонентную дисперсно-коллоидную эмульсию с высоким содержанием хлорид-иона, сульфат-иона, взвешенных веществ, минерализации, жиров, органических веществ, выраженных показателями БПК₅ и ХПК.

По составу их можно разделить на несколько видов:

- загрязненные легко- и трудноокисляемыми органическими веществами, выраженными по БПК₅ и ХПК, взвешенными веществам, соединениями азота и фосфора;
- содержащие высокие концентрации соединений азота (при наличии помещений предубойного содержания);
- содержащие высокие концентрации хлорид-иона и минерализации (при наличии шкуропосолочного участка);
- незагрязненные сточные воды (вода после стерилизации банок, охлаждение оборудования, проверка тары на герметичность).

Для предприятий по переработке и консервированию мяса и производству мясной и мясосодержащей продукции рекомендовано помимо основных ЛОС дополнительно использовать внутрицеховые локальные системы очистки на отдельных выпусках, включающие:

- песколовку, нефтеловушку для СВ от мойки скотовозов;
- автоматические решетки для грубых отходов цехов убой;
- сепараторы навоза сточных вод для предубойной зоны;
- жируловители для сточных вод, цехов обвалки, колбасного и полуфабрикатного производства.

Учитывая неравномерность поступления производственных сточных вод, отличающихся по своему составу и, прежде всего, по величине водородного показателя рН, рекомендуется усреднение среднего суточного объема сточных вод.

Типовые требования к локальной очистке ПСВ предприятий по переработке и консервированию мяса и производству мясной и мясосодержащей продукции приведены на рисунке.

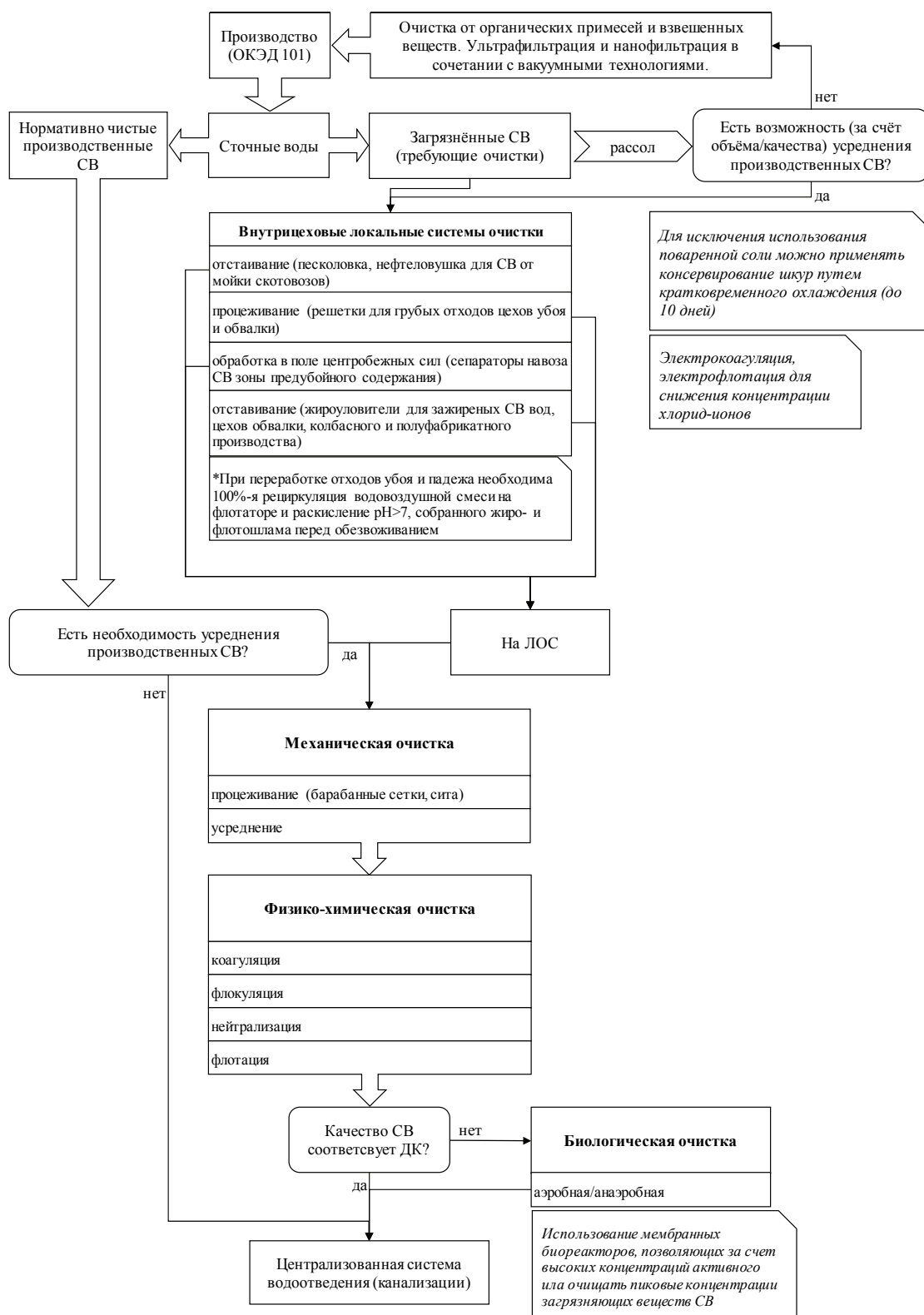


Схема-алгоритм очистки СВ для кода ОКЭД 101

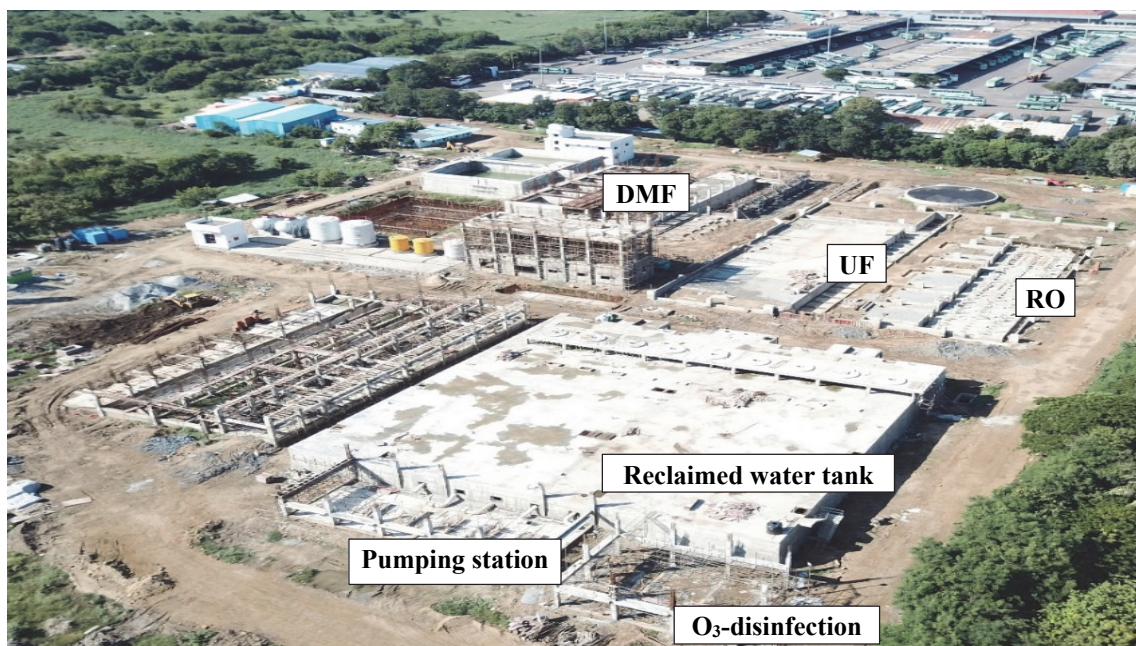
Аналогичные требования к локальной очистке ПСВ разработаны для предприятий 30 видов экономической деятельности.

**Josef Lahnsteiner, Technology Research
and Development Director**
Thomas Raschke, Senior Project Manager
VA TECH WABAG GmbH, Vienna, Austria

RECLAMATION AND REUSE OF MUNICIPAL EFFLUENTS FOR VARIOUS PURPOSES

Reclamation and reuse of secondary effluent in the automotive industry

In the extremely water-stressed and highly industrialized mega-city of Chennai/India, secondary effluent is reclaimed and reused for various industrial purposes. In March 2016, a contract was awarded to VA TECH WABAG for a 45,000 m³/d water reclamation plant at Koyambedu (Figure 1), which will provide high-grade water (UF and RO are the core process steps) inter alia to large automotive production facilities south-west of Chennai (at Irungattukottai, Sriperumbudur and Oragadam) via a 60 km-long pipeline (Figure 2).



**Figure 1 – Chennai/Koyambedu Water Reclamation Plant
(photo taken in January 2019)**

This contract also includes 15 years of operation and maintenance which guarantees a safe and reliable supply (of high quality water). In order to increase redundancy, robustness and resilience, in this project an advanced multi barrier system is employed.



Figure 2 – Reclaimed water pipeline (photo taken in August 2019)

The process (Figure 3) comprises pre-treatment with chlorine dioxide dosing (pre-disinfection and pre-oxidation in the equalization tank) and dual media rapid gravity filtration, polishing by basket strainers (50 μm), ultrafiltration (Inge Dizzer XL 0.9 MB 70 WT), cartridge filtration (5 μm), reverse osmosis (Dow BW30XFR-40034i) and ozone (O_3) disinfection of the RO permeate at site (dosing of O_3 into the treated water pipeline) and at the Irungattukottai and Sriperumbudur intermediate storage tanks. The major design parameters/standards are the TDS and silica concentrations which are 1,500 mg/l and 40 mg/l respectively in the source water (secondary effluent from the Koyambedu Sewage Treatment Plant), and 70 mg/l and 5 mg/l respectively in the RO permeate (reclaimed product water).

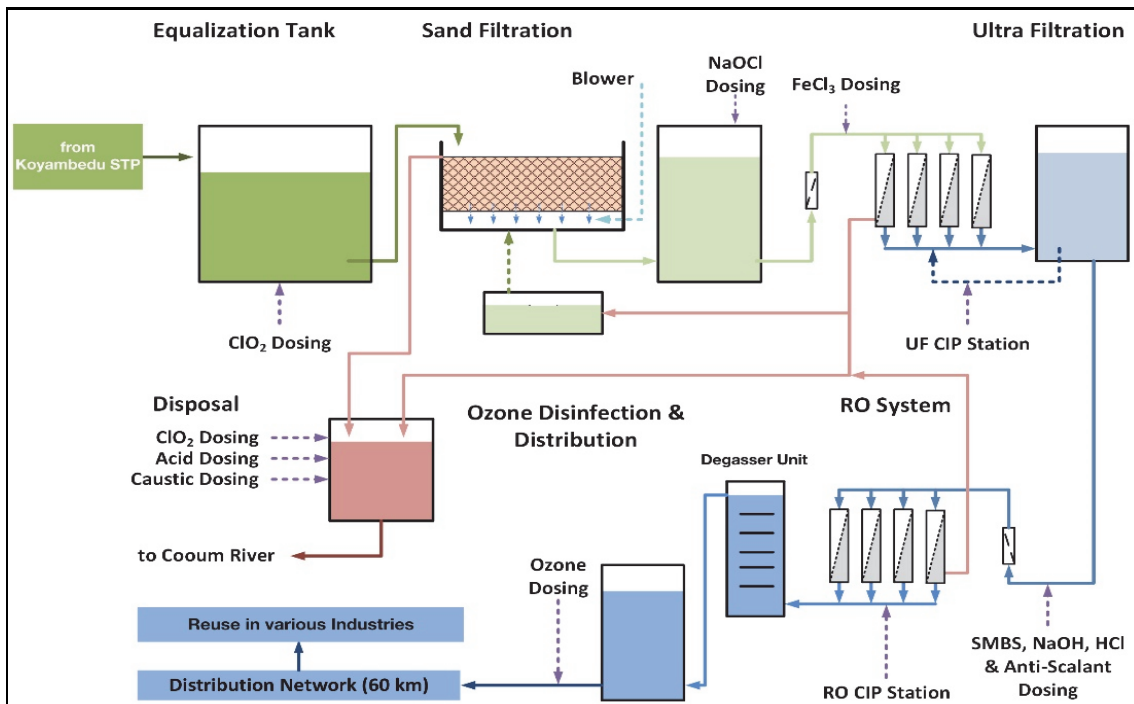


Figure 3 – Koyambedu Water Reclamation Plant – simplified process flow diagram

After start-up of the Koyambedu WRP (in December 2019), the total reclaimed water supply in Chennai will amount to approximately 125,000 m³/d. This represents approximately 15 % of the total quantity of sewage generated. As compared to urban reuse (<1 %) this is a relatively high percentage although by and large there is still sizeable potential for reuse (urban, industrial and possibly indirect potable reuse [IPR]) in this water-stressed conurbation. In this connection, it can be stated that the reuse of secondary effluent represents both a drought-proof and fresh/drinking water preserving supply at relatively low cost. Seawater desalination is more expensive. In Chennai, the specific cost of desalinated water (produced by a 100,000 m³/d SWRO) is approx. 0.7 EURO/m³ (OPEX + CAPEX). The cost of a comparable water reclamation plant producing the same quantity (100,000 m³/d) and quality (300 mg/l TDS.) is estimated to be roughly less than half (approx. 0.3 EURO/m³) of the aforementioned value for sea-water desalination. However, as water stress is very high, both options have to be employed in order to provide a secured water supply.

Reclamation and reuse of municipal secondary effluent as cooling tower make-up

An example of cooling water reclaimed from municipal secondary effluent is shown in Figure 4. This represents the process flow diagram of the Baotou water reclamation and cooling make-up reuse application (Lahnsteiner et al 2019). Baotou is the largest industrial city in the autonomous province of Inner Mongolia. Annual precipitation in Baotou amounts to approximately 300 mm and therefore, due to high levels of industrialization and a low level of natural water resource renewal, water reuse is a major priority in the city. In order to comply with national water conservation policy, as well as to save costs for freshwater from the municipal network, the Baotou Donghua Power Plant is re-using reclaimed municipal secondary effluent as make-up water for its cooling water circuit.

The water reclamation plant consists of coagulation, flocculation, lamella sedimentation and biological aerated filters (BAF, bio-filtration) and is located on the site of the Baotou Donghedong UWTP. The raw water consists of secondary effluent from the Baotou Donghedong (Donghe East) and the Baotou Donghexi (Donghe West) municipal used water treatment facilities. The reclaimed water has to meet the quality requirements for the reuse of secondary effluents as make-up water for cooling water circuits laid down by the “Code for the design of wastewater reclamation and reuse GB/T50335-2016” (major parameters: pH 6.5–8.5, turbidity ≤ 5 NTU, BOD₅ ≤ 10 mg/l, COD ≤ 60 mg/l, Fe²⁺ ≤ 0.3 mg/l, Mn²⁺ ≤ 0.1 mg/l, Cl⁻ ≤ 250 mg/l, SiO₂ ≤ 50 mg/l, total hardness ≤ 450 mg/l CaCO₃, NH₄-N ≤ 10 mg/l, total phosphorous ≤ 1 mg/l, TDS ≤ 1,000 mg/l, residual chlorine ≥ 0.5, fecal coliforms ≤ 2,000).

The secondary effluent is pre-treated by coagulation with aluminum chloride and static in-line mixers, flocculation, polymer dosing, and lamella sedimentation. The main process step is bio-filtration (BAF, BIOPUR-NK), which employs granular carrier material (expanded clay), up-flow operation and excess head backwashing, in order to minimize filter media losses. The main advantages of bio-filtration consist of reduced space requirements and high process stability. The main reason for choosing compact BAF technology as a tertiary treatment step was the rather limited land available at the Donghedong UWTP. The major purpose of the BAF process step is nitrification.

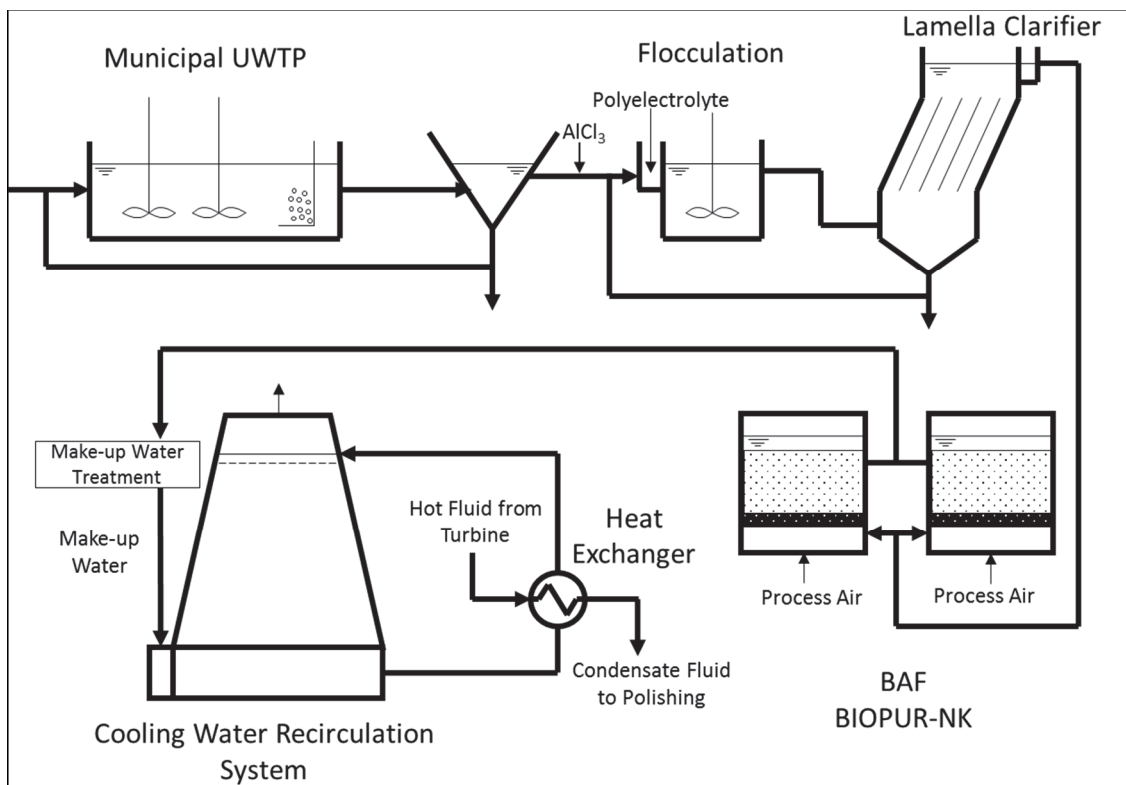


Figure 4 – Baotou water reclamation and reuse scheme

In general, it can be stated that the reuse of secondary effluent as cooling make-up water is a very beneficial application, as large quantities of relatively low-quality water are required for cooling purposes. Moreover, this practice is sustainable, as substantial amounts of fresh water (from the public network) can be saved [1].

Reference

1. Lahnsteiner, J. Introduction to Industrial Water Reuse and Recycling / J. Lahnsteiner, P. Andrade, R. Mittal // Handbook of Water and Used Water Purification / ed. by J. Lahnsteiner. – Springer Nature, 2019.

ВОЗМОЖНОСТИ ИССЛЕДОВАНИЯ ЗАПАХА ОТ ОБЪЕКТОВ ВОДООТВЕДЕНИЯ

Под запахом понимаются ощущения, вызванные взаимодействием некоторых химических веществ, присутствующих в воздухе, с зоной обоняния, расположенной в верхней части носовой полости, и поступлением соответствующего сигнала в мозг. Именно за счет непосредственного воздействия на обонятельный канал восприятия запах становится наиболее заметным для обычного человека индикатором загрязнения атмосферы. Неудивительно, что среди всех поступающих от населения экологических жалоб доля жалоб на запах может достигать 50 %. Однако в случае непревышения предельно-допустимых концентраций загрязняющих веществ такие жалобы считаются необоснованными. При этом сложно отрицать, что даже если пахучее вещество безвредно для физического здоровья человека, доставляемый им дискомфорт может быть значительным, а значит, стоит признать, что запах – это очень важный критерий качества атмосферного воздуха. Для объектов водоотведения и водоочистки вопрос запаха обычно стоит особенно остро.

Оценить запах исходя исключительно из концентраций тех или иных загрязняющих веществ в воздухе практически невозможно: способность вещества вызывать запах нельзя предсказать из его физико-химических свойств; зависимости между интенсивностью запаха и концентрацией определенного одоранта плохо изучены (чаще всего говорят о логарифмических зависимостях, но они неодинаковы для разных веществ); эффект совместного действия нескольких пахучих веществ носит неаддитивный характер и не может быть предсказан теоретически; на человеческое восприятие запаха влияют также и факторы окружающей среды (например, температура). Поэтому в дополнение к химическому анализу воздуха имеет смысл также проводить оценку запаха субъекто по физиологическому восприятию человека. Оценка запаха может быть количественной (интенсивность, выявляемость) и качественной (характер), а суммарная оценка находит свое отражение в таком показателе, как гедонический тон (мера приятности или неприятности запаха).

Интенсивность показывает, насколько сильным кажется человеку воспринимаемый запах, но этот показатель достаточно тяжело поддается измерению. Для решения большинства практических задач удобнее использовать другой способ количественной оценки запаха, а именно измерять

выявляемость запаха, которая является мерой числа разбавлений, необходимых для достижения порога восприятия запаха. Для таких измерений используются методы динамической ольфактометрии (для инвентаризации источников запаха) и полевой ольфактометрии (для мониторинга атмосферного воздуха). Оба метода основаны на последовательном разбавлении проб воздуха нейтральным воздухом без запаха и предъявлении серии полученных образцов членам экспертной комиссии, которые определяют, чувствуется ли в них запах. При этом для работы в ольфактометрической комиссии эксперт должен соответствовать определенным требованиям по обонянию: оно не должно быть ни слишком острым, ни слишком притупленным. Отбор обычно осуществляется через определение пороговой концентрации *n*-бутанола, принятого за стандартное вещество, которая должна попадать в заданный диапазон.

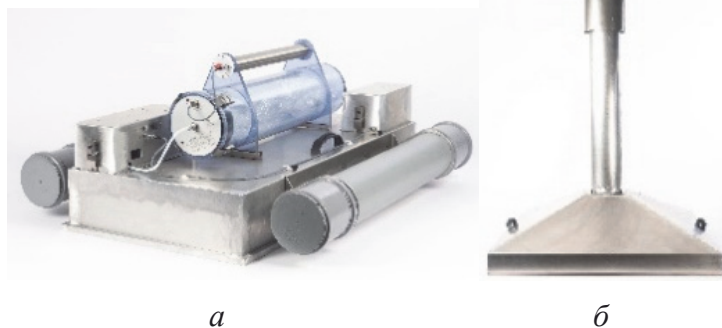
В динамической ольфактометрии определяется концентрация запаха в единицах запаха на метр кубический (ЕЗ/м³). Единица запаха – это количество одорантов в одном кубическом метре газовой смеси (при температуре 293 К и давлении 101,3 кПа) при достижении порога выявления экспертной комиссии. В процессе ольфактометрического анализа проб воздуха для каждого члена комиссии определяется индивидуальный порог восприятия, который рассчитывается как среднее геометрическое между первым из двух последовательных значений разбавления (значение разбавления – это отношение общего объема пробы к объему пахучего воздуха в ней), на которых данный эксперт верно определил наличие запаха, и предыдущим (большим) значением разбавления, при котором запах экспертом еще не ощущался. После исключения из анализа аномальных значений индивидуальных порогов восприятия рассчитывается скорректированный порог восприятия комиссии – среднее геометрическое из оставленных для анализа индивидуальных порогов восприятия. Полученное значение численно равно концентрации запаха в исходной пробе воздуха (ЕЗ/м³), так как пороговая концентрация, т. е. такая концентрация, при которой вероятность ощущения запаха составляет 50 %, равна 1 ЕЗ/м³ (ГОСТ 32673-2014. Правила установления нормативов и контроля выбросов дурнопахнущих веществ в атмосферу; EN 13725:2003. Air Quality – Determination of Odour Concentration by Dynamic Olfactometry).

Динамическая ольфактометрия применяется преимущественно для инвентаризации источников запаха. Первый этап таких исследований заключается в отборе проб воздуха от источника в специальные ПЭТ-мешки, предварительно проверенные на отсутствие запаха. Тип источника (организованный или неорганизованный, аэрируемый или неаэрируемый) определяет выбор пробоотборного устройства (рисунки 1, 2).

Например, для отбора проб с поверхности отстойника используется вентилируемый пробоотборный колпак: чистый воздух проходит через пространство между поверхностью источника и крышкой колпака, вбирая в себя запахи с поверхности, а полученная проба отбирается на выходе из устройства. Для исключения возможности изменения состава газовой фазы за счет адсорбции, конденсации или химических превращений проба должна поступить на анализ в ольфактометрическую лабораторию в течение 30 ч после отбора. В лаборатории проба в разных соотношениях разбавляется нейтральным воздухом без запаха с помощью ольфактометра и с заданной скоростью подается на анализ членам экспертной комиссии, удовлетворяющим требованиям по обонянию. Определенное таким образом значение концентрации запаха на источнике позволяет при известном расходе рассчитать выброс запаха от данного источника в единицах запаха в секунду или в час. Полученное число может использоваться как для точечной оценки выброса запаха (например, при определении эффективности работы газоочистного оборудования или сравнительном анализе различных источников запаха на предприятии), так и для построения карт рассеивания запаха с целью установления ореола запахового воздействия на прилегающие к предприятию территории. Для прогнозирования рассеивания запаха используются те же математические модели, что и для загрязняющих веществ.



Рисунок 1 – Стандартное пробоотборное устройство для организованных источников



**Рисунок 2 – Пробоотборный колпак для неорганизованных источников:
а – неаэрируемых; б – аэрируемых**

В полевой ольфактометрии единицей измерения служит отношение Dilution-to-Threshold (D / T) – разбавление до порогового значения. Отношение D / T рассчитывается по формуле

$$\frac{D}{T} = \frac{V_{\text{н}}}{V_3},$$

где V_n – это объем нейтрального, очищенного от запаха воздуха; V_3 – это объем воздуха с запахом. Эксперт вдыхает пробы различных разбавлений, начиная с большего, и фиксирует первое значение, при котором он почувствовал запах. Это значение в единицах D / T отражает силу запаха в воздухе.

Цель полевой ольфактометрии – контроль качества атмосферного воздуха на предмет наличия запаха в той или иной местности. В зависимости от поставленных задач такой мониторинг может проводиться как на территории предприятия, так и в селитебной зоне. Обычно перед началом исследования определяются точки проведения мониторинга, в которых в дальнейшем контролируется запах. Аттестованный эксперт с соответствующим обонянием обходит заданные точки и оценивает запах с помощью полевого ольфактометра. Работа полевого ольфактометра осуществляется за счет наличия двух путей поступления воздушных потоков – через картридж очистки воздуха от запаха и через одно из отверстий градуированного диска D / T . Внутри корпуса ольфактометра происходит смешение двух потоков, и затем смесь нейтрального воздуха и воздуха с запахом поступает к носу эксперта, который должен определить, ощущается ли запах. Обычно такие исследования проводятся длительное время (в течение нескольких месяцев), что позволяет определить частоту возникновения запаха той или иной силы в разных точках на местности.

Таким образом, существующие методы ольфактометрии позволяют проводить комплексные исследования запаха от различных источников запаха на объектах водоотведения и водоочистки и на других предприятиях. Динамическая ольфактометрия позволяет провести количественную оценку запаха непосредственно на источнике: определить уровень выброса запаха, выявить наиболее значимые источники запаха, рассчитать эффективность установленного газоочистного оборудования, построить карту рассеивания запаха и спланировать мероприятия по борьбе с запахом. Полевая ольфактометрия позволяет проводить длительный мониторинг качества атмосферного воздуха на предмет частоты возникновения запаха той или иной силы в санитарно-защитной или селитебной зоне [1, 2].

Литература

1. Calvert, S. Handbook of Air Pollution Technology / S. Calvert, H. M. Englund. – John Wiley and Sons, Inc., 1984.
2. The Nasal Ranger Field Olfactometer. Operation Manual. – St. Croix Sensory, 2008.

В.Н. Марцунь, кандидат технических наук, доцент
Учреждение образования «Белорусский государственный
технологический университет», г. Минск, Беларусь

РЕАГЕНТЫ И МАТЕРИАЛЫ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД И ОБРАБОТКИ ОСАДКОВ

В процессах очистки сточных вод, обработки осадков в значительных количествах используется сорбенты, коагулянты, флокулянты, обеззараживающие агенты, которые обеспечивают требуемую степень очистки сточных вод, интенсифицируют процессы разделения. После использования они удаляются в составе отходов – осадков, шламов, отработанных сорбентов, фильтровальных материалов. Рекуперация материалов, используемых при очистке сточных вод, затруднена или невозможна по причине необратимых изменений их состава и свойств. Расходы, связанные с использованием перечисленных материалов, формируют значительную долю эксплуатационных затрат на очистку сточных вод и обработку осадков.

В нашей республике сорбенты, коагулянты, флокулянты не производятся или производятся в недостаточных количествах и ассортименте. Анализ данных о составе и свойствах ряда производственных отходов свидетельствует о том, что некоторые из них при соответствующей подготовке могут найти применение в технологии очистки сточных вод и обработки осадков. К таким относятся отходы, которые содержат синтетические и биополимеры, отработанные сорбенты, некоторые кальций- и магнийсодержащие материалы и др.

Разработана технология получения материалов, пригодных для использования в процессах очистки сточных вод от красителей и обезвоживания осадков из отработанных синтетических ионитов. Наибольший эффект получен при использовании для кондиционирования осадков перед обезвоживанием измельченного отработанного высокоосновного анионита марки АВ-17, состав которого совпадает с составом высокомолекулярных флокулянтов катионного типа. Для получения эффекта, сравнимого с действием флокулянта Праестол, расход измельченного анионита составляет 2,0–2,5 % от массы сухого вещества осадков [1].

Одной из проблем очистных сооружений канализации является сброс формальдегидсодержащих сточных вод. Залповые сбросы таких сточных вод могут приводить к длительным нарушениям режима биологической очистки. В то же время формальдегид используется в качестве обеззараживающего агента. Разработана технология стабилизации и обеззараживания осадков очистных сооружений канализации

сточными водами производства карбамидоформальдегидных смол. При этом решается проблема обезвреживания высококонцентрированных сточных вод и обеспечивается подготовка осадков к использованию [2].

В процессе каталитического крекинга углеводородов нефти образуется отработанный катализатор – материал высокой степени дисперсности и однородного состава. Разработана технология переработки отработанного катализатора каталитического крекинга, позволяющая получать сорбент, не уступающий по сорбционной способности цеолитам, и лантансодержащий концентрат [3]. Полученный сорбент может использоваться для извлечения из воды тяжелых металлов, азота аммонийного (ТУ ВУ100354659.110-2015. Сорбенты для очистки сточных вод). Сорбционная емкость в зависимости от сорбируемого иона может достигать 4 мг-экв/г.

Одним из многотоннажных отходов, образующихся в Республике Беларусь, является электросталеплавильный шлак. Определенные фракции этого материала способны сорбировать из сточных вод фосфаты, использоваться в качестве засыпки фильтрующих колодцев (см. ТУ ВУ 100354659.102-2014. Сорбент для очистки воды; [4]).

Использование материалов на основе отходов в технологии очистки сточных вод не только является вкладом в решение задач импортозамещения, но и вовлекает в хозяйственный оборот отходы, которые в настоящее время хранятся на площадках предприятий или размещаются на ведомственных полигонах и полигонах твердых коммунальных отходов.

Литература

1. Способ уплотнения и обезвоживания осадков сточных вод: пат. № 13685, Беларусь, МКИ С02F 11/12 / В.Н. Марцуль, В.И. Романовский, О.А. Белый, В.В. Ходин, В.С. Зубрицкий. – Оpubл. 21.07.2010.

2. Способ стабилизации осадков сточных вод: пат. № 5905 / В.Н. Марцуль, А.В. Лихачева, С.А. Каждан, В.В. Савченко. – Оpubл. 10.10.2003.

3. Способ извлечения лантана из отработанного катализатора крекинга углеводородов нефти: пат. № 16344, Беларусь, МПК С22В 59/00, С22В 3/06 / В.Н. Марцуль, И.Ю. Козловская, В.Л. Шляхтенюк. – Оpubл. 12.06.2012.

4. Способ извлечения фосфатов из осадков сооружений биологической очистки сточных вод: пат. № 21502, Беларусь, МПК С 02F 1/28; С 02F 1/58 / В. Н.Марцуль, Е.Г. Сапон, А.И. Панковец. – Оpubл. 30.12.2017.

В.Н. Марцунь¹, кандидат технических наук, доцент

Е.Г. Сапон¹, ассистент

О.С. Дубовик², ведущий инженер-технолог

В.В. Иванович², инженер-технолог

¹Учреждение образования «Белорусский государственный технологический университет», г. Минск, Беларусь

²Унитарное предприятие «Минскводоканал», г. Минск, Беларусь

ИСПЫТАНИЯ РАЗЛИЧНЫХ РЕЖИМОВ СБРАЖИВАНИЯ СТОЧНЫХ ВОД МИНСКОЙ ОЧИСТНОЙ СТАНЦИИ НА ПОЛУПРОМЫШЛЕННОЙ ПИЛОТНОЙ УСТАНОВКЕ

Для обоснованного выбора технологии анаэробного сбраживания осадков сточных вод (ОСВ) Минской очистной станции (МОС) были проведены испытания на полупромышленной пилотной установке (установка).

Анаэробное сбраживание – процесс бескислородного разложения органических веществ, который может протекать в интервале температур от 0 до 110 °С. На практике применяются мезофильные (30–40 °С) и термофильные (50–60 °С) условия. По данным за 2014 г. около 67 % биореакторов в мире эксплуатировались в мезофильном режиме и 33 % в термофильном [1]. Термофильное сбраживание имеет ряд существенных преимуществ, таких как большая метаболическая активность микроорганизмов и, как следствие, более высокая степень сбраживания ОСВ, практически полное уничтожение вирусных и бактериальных патогенов, а также лучшие водоотдающие свойства сброженных ОСВ [2, 3]. К недостаткам процесса термофильного сбраживания относят его высокую энергоемкость и низкую стабильность, что препятствует широкой коммерциализации термофильного сбраживания. Это связывают с тем, что метаногены очень чувствительны к резким изменениям температур, которые часто могут происходить на практике в виду выхода из строя оборудования.

В результате анаэробного сбраживания ОСВ образуется биогаз, который может быть использован как возобновляемый источник энергии. Он представляет собой смесь газов: метан (55–75 %), углекислый газ (30–45 %), сероводород (1–2 %), азот (до 1 %), водород (до 1 %), следовые количества кислорода и оксида углерода [2].

Целью проведения испытаний было экспериментальное обоснование режима сбраживания и получение исходных данных для проектирования новой системы обработки осадков МОС.

Работа проводилась в рамках Рамочного соглашения о сотрудничестве по проведению испытаний на УП «Минскводоканал» между БГТУ, УП «Минскводоканал», компаниями AQUA Consult Ingenieur GmbH,

Cambi и Европейским экологическим центром KREVOX. Испытания вариантов анаэробного сбраживания осадков сточных вод проведены с использованием установки контейнерного типа, безвозмездно предоставленной фирмой AQUA Consult Ingenieur GmbH. Общий вид установки представлен на рисунке 1.



Рисунок 1 – Полупромышленная пилотная установка

Установка включает четыре биореактора с рабочим объемом 80 дм³ каждый. Реакторы оборудованы аналитической и инструментальной системами для поддержания и контроля следующих показателей иловой смеси: температура, рН, окислительно-восстановительный потенциал (ОВП) и уровень заполнения. Установка оснащена расходомерами и газоанализатором для контроля за количественным и качественным составом образующегося биогаза. Работоспособность установки и контроль показателей в соответствии с программой испытаний обеспечивали сотрудники БГТУ, МОС и AQUA-Consult Baltic.

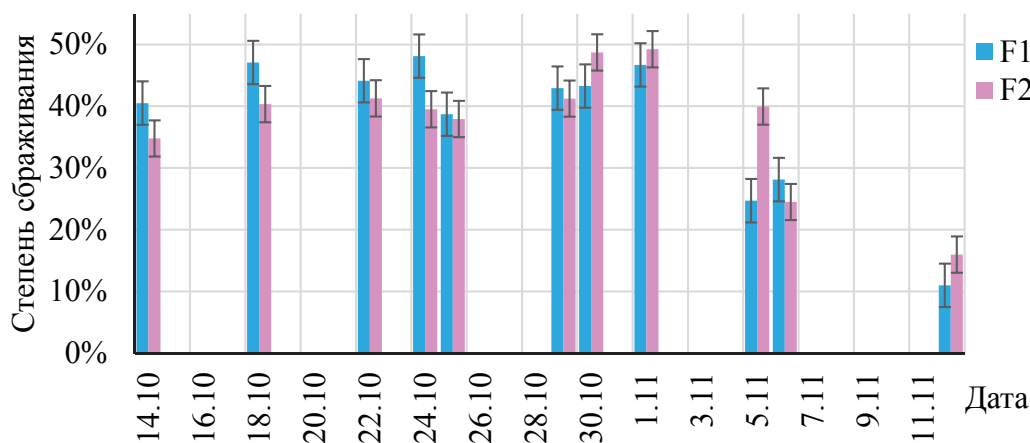
В течение девяти месяцев анаэробной стабилизации подвергнуто более 3 т ОСВ, выполнено более 1000 лабораторных исследований. Осадки сточных вод до и после сбраживания анализировали в лабораториях кафедры промышленной экологии БГТУ по следующим параметрам: влажность, взвешенные вещества, доля беззольного вещества, общий фосфор, общий азот, химическое потребление кислорода (ХПК). Анализ жидкой фазы сброженных осадков проводили в лаборатории Минской очистной станции по следующим параметрам: фосфор фосфатный, азот аммонийный, ХПК, БПК. Математическую обработку результатов проводили с использованием программы Microsoft Excel.

Помимо инструментального анализа выхода биогаза производили его оценку по степени сбраживания органического (беззольного) вещества ОСВ, которую определяли по формуле

$$FD_2 = 1 - \frac{(100 - W_{\text{eff}}) \cdot VSS_{\text{eff}}}{(100 - W_{\text{inf}}) \cdot VSS_{\text{inf}}},$$

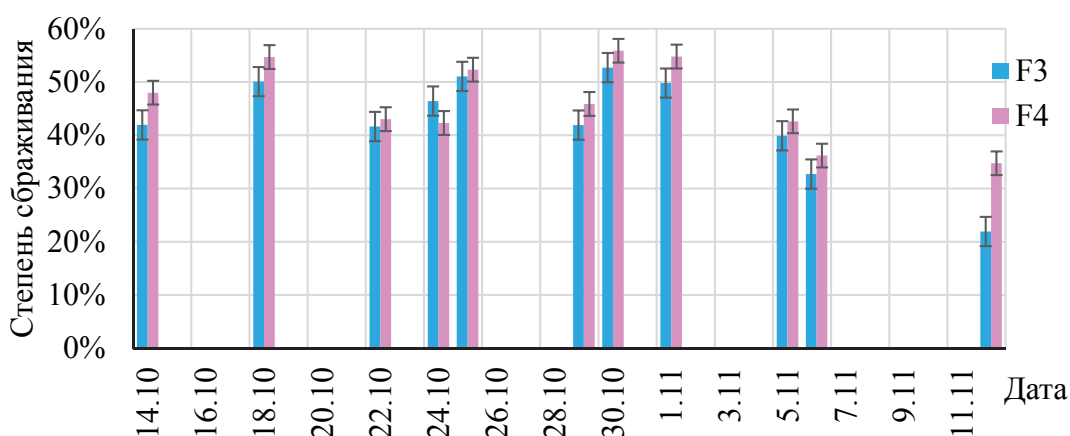
где W_{inf} , W_{eff} – влажность осадков сточных вод до и после сбраживания, %; VSS_{inf} , VSS_{eff} – содержание беззольного вещества в осадках сточных вод до и после сбраживания, %.

В результате проведения испытаний получена информация о степени сбраживания ОСВ МОС и суточном выходе биогаза, составе жидкой фазы сброженных ОСВ. Результаты определения степени сбраживания представлены на рисунках 2 и 3.



F1 – реактор № 1; F2 – реактор № 2

Рисунок 2 – Степень сбраживания в мезофильных условиях



F3 – реактор № 3; F4 – реактор № 4

Рисунок 3 – Степень сбраживания в термофильных условиях

Степень сбраживания органического вещества ОСВ в условиях проводимых испытаний составила:

– в мезофильном режиме сбраживания (гидравлическое время удержания – 20 суток) – 37,4 %;

– в термофильном режиме сбраживания (гидравлическое время удержания – 12 суток) – 44,3 %.

Получена информация о составе жидкой фазы сброженных ОСВ. Установлено, что среднее содержание азота аммонийного в жидкой фазе ОСВ, сброженных в термофильном режиме, примерно в 1,5 раза больше, чем в жидкой фазе ОСВ сброженных в мезофильных условиях.

Показано, что среднее содержание фосфора фосфатного в жидкой фазе сброженных ОСВ составляет 120,0 мгР/дм³ и не зависит от температурных условий.

Полученные данные могут быть использованы при выборе и разработке проектных решений по реконструкции МОС УП «Минскводоканал».

Литература

1. De Baere, L. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste in Europe – Status, experience and prospects / L. De Baere, B. Mattheeuws // Waste Management. – 2014. – Vol. 3. – P. 517–526.

2. The anaerobic digestion of solid organic waste / A. Khalid [et al.] // Waste Management. – 2011. – Vol. 31, no. 8. – P. 1737–1744.

3. Creamer Inhibition of anaerobic digestion process: a review / Ye Chen [et al.] // Bioresource Technology. – 2008. – Vol. 99, no. 10. – P. 4044–4064.

В.И. Мостовой, заместитель генерального директора
Акционерное общество «ДАКТ-Инжиниринг», г. Москва, Россия

ИННОВАЦИОННОЕ ОБОРУДОВАНИЕ И ТЕХНОЛОГИИ В ОБЕЗВОЖИВАНИИ

Важный вопрос – решение проблем обезвоживания осадков различного типа, образующихся на предприятиях ЖКХ, а именно – поставка «под ключ» технологии с достижением гарантийных показателей.

Блочно-модульная система очистки вод

Отличительными особенностями блочно-модульной системы очистки вод являются высокая степень очистки поступающих водных масс, простота обслуживания и минимум энергозатрат. Система состоит из модулей, в каждом из которых происходит очистка по нескольким показателям.

Так, в первом блоке осуществляется очистка от крупных включений, первоначальная очистка от взвешенных частиц и реагентная обработка, во втором блоке происходит аэрация и интенсификация окислительных процессов, третий блок играет роль контактного отстойника, одновременно поддерживая завершающийся процесс окисления и обеспечивая необходимое время для окончания процессов химического взаимодействия. В последнем блоке осуществляется завершающая тонкая очистка воды до качества питьевой.

Система очистки комплектуется станциями приготовления и дозирования реагентов, блоком мехобезвоживания, местом отбора проб, местом оператора, автоматической системой контроля за работой комплекса и качеством очищенной воды.

Автоматический самопромывной фильтр (АСФ)

АСФ используется для очистки воды от взвешенных частиц крупностью от 50 мкм (рисунок 1).

Основные параметры автоматического самопромывного фильтра:

Производительность – 10–100 м³/ч;

мощность – не более 5 кВт;

размер задерживаемых частиц – от 50 мкм;

емкость бака промывной воды – 2 м³.

Фильтр – инновационное изобретение, признанное Роспатентом. Фильтр представляет собой две фильтровальные камеры, работающие попеременно, и накопительный бак.

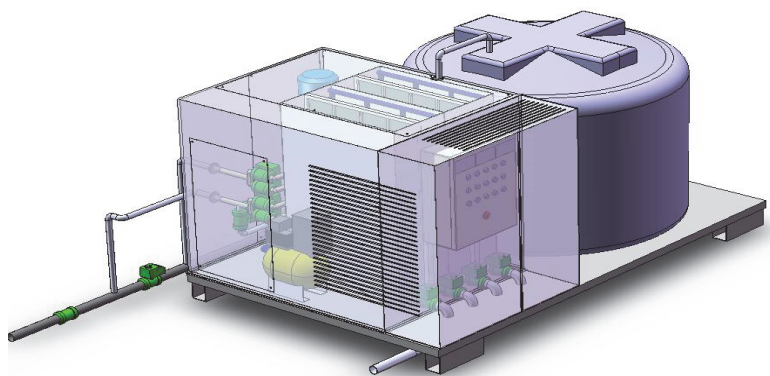


Рисунок 1 – Автоматический самопромывной фильтр

Может устанавливаться в магистраль подачи технической воды для приготовления флокулянтов или для технических нужд.

Контур чистой воды

Одной из основных проблем любой водно-шламовой схемы является накопление микроскопических кристаллических частиц вместе с глинистыми частицами. Циркулируя в основном водно-шламовом потоке, они не выводятся из него, потому что фильтрат от процессов обезвоживания возвращается в радиальные сгустители. Улавливание микроники и глинистых частиц в обычном тракте связано либо с необходимостью подачи большего количества флокулянтов и коагулянтов, что негативно сказывается на конечной влажности обезвоженного кека и экономике процесса, либо с периодическими сбросами загрязненной воды, набором свежей или постоянным разбавлением.

Контур чистой воды представляет собой цепочку аппаратов и агрегатов, позволяющих вывести мелкие частицы твердого из общей вводно-шламовой схемы, закольцевав фильтрат, содержащий микронику и глинистые частицы, в малом контуре, из которого гораздо проще их вывести.

Путем сбора фильтрата, его сгущения и направления отдельным трактом на подачу в гравитационную зону обезвоживающего фильтр-пресса нами достигается полный вывод микроники и глинистых частиц из водооборота фабрики.

Следует отметить, что с фильтратом выносятся определенное количество флокулянта, который будет содействовать осаждению и осветлению воды в пластинчатом сгустителе.

Использование контура чистой воды не влечет за собой увеличения расхода реагентов, так как они рассчитываются по отношению к содержанию твердого в исходном шламе фабрики.

Таким образом, контур чистой воды позволяет создать замкнутую водно-шламовую схему участка обезвоживания, практически исключая дополнительную подачу технической воды с производства и сводя к минимуму просок твердого из отделения сгущения и обезвоживания.

Система ШЛАМ

Разработана и успешно внедрена на нескольких объектах система автоматического учета и дозирования флокулянта в зависимости от количества твердого, содержащегося в исходной пульпе (рисунок 2).



Рисунок 2 – Система ШЛАМ

Данная разработка была реализована по причине достаточно часто возникающей проблемы нестабильного содержания твердого в исходной пульпе, что в свою очередь усложняет процесс дозирования реагентов, зачастую приводя к их неоправданному перерасходу.

Система ШЛАМ представляет собой цепь приборов учета и датчиков, связанных в единую систему с программным модулем, отслеживающим количество твердого в исходной пульпе и дозирующим необходимое количество реагента. Все измерения ведутся в режиме реального времени, что позволяет оперативно реагировать на изменение входных данных.

Система ШЛАМ позволяет снизить удельный расход флокулянта на 20 % в год.

Ленточный фильтр-пресс

Трехметровый фильтр-пресс ФПП-3000Мч (рисунок 3) смог доказать свое превосходство над трехметровым прессом зарубежного производства в ходе сравнительных испытаний в условиях действующего производства.



Рисунок 3 – Ленточный фильтр-пресс

В результате испытаний ленточный фильтр-пресс ФПП-3000Мч представил лучшие показатели работы. Ниже приведены средние значения результатов испытаний:

- содержание твердого в питании – 435,5 г/л;
- влажность (кека) – 30,9 %;
- производительность по сухому весу – 32,1 т/ч.

ФПП-3000Мч успешно эксплуатируются на многих производственных предприятиях России.

Камерный фильтр-пресс

Камерные фильтр-прессы (рисунок 4) предназначены для обезвоживания шлама и фильтрации под давлением. Типы фильтр-прессов: с боковой или верхней подвеской плит.

Фильтр-прессы могут быть укомплектованы камерными, мембранными плитами или смешанным пакетом плит. Применение фильтр-пресса с мембранным пакетом плит позволит ускорить процесс фильтрации. Для сжатия отфильтрованного кека мембраной используется сжатый воздух или вода.

Размеры фильтровальных плит: от 250 × 250 до 1500 × 2000 мм.

Площадь фильтрации одного фильтр-пресса: от 1,8 до 650,0 м².

Толщина фильтровальной камеры (толщина кека): от 10 до 50 мм.

Способ отвода фильтрата: с открытым и закрытым отводом.

Фильтр-прессы могут быть оснащены специальным оборудованием: автоматической системой раздвижения плит, системой встряхивания плит, автоматической системой промывки салфеток, автоматическими каплесборниками, системой промывки и просушки кека.



Рисунок 4 – Камерный фильтр-пресс

Основные достоинства камерных фильтр-прессов: низкая влажность кека, высокая чистота фильтрата, низкое энергопотребление, высокое фильтрационное давление, возможность промывки и просушки кека.

Давление фильтрации: стандартное исполнение от 16 до 30 бар.

Дисковый фильтр

Дисковый фильтр представлен на рисунке 5.

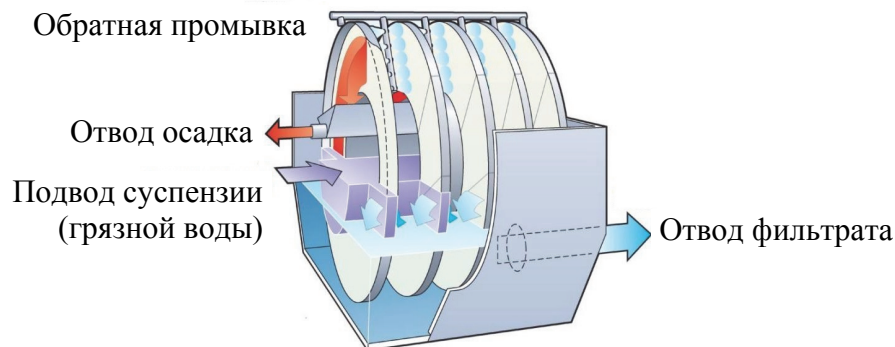


Рисунок 5 – Дисковый фильтр

Основные характеристики:

- производительность – до 1000 л/с на единицу оборудования;
- материал изготовления – нержавеющая сталь;
- энергоемкое оборудование, компактность. По габаритам на 75 % меньше, чем песчаные фильтры;
- оснащен автоматической обратной промывкой. Непрерывная фильтрация в процессе обратной промывки;
- минимальное техническое обслуживание. Элементы, требующие технического обслуживания, легко доступны;
- модульные фильтрующие элементы.

**В.П. Музыкин, заведующий сектором
гидроэкологических обоснований и прогнозирования
Ю.И. Заяц, младший научный сотрудник
А.И. Денищик, младший научный сотрудник**
Республиканское унитарное предприятие «Центральный
научно-исследовательский институт комплексного использования
водных ресурсов», г. Минск, Беларусь

ПРОГНОЗНЫЕ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ РАСЧЕТЫ СТЕПЕНИ ВОЗДЕЙСТВИЯ ПОЛЕЙ ФИЛЬТРАЦИИ НА ПОДЗЕМНЫЕ ВОДЫ НА ОСНОВЕ СТАТИСТИЧЕСКИХ ДАННЫХ ИХ РЕАЛЬНОЙ ЭКСПЛУАТАЦИИ

Очистные сооружения сточных вод с использованием полей фильтрации (далее – ПФ) до настоящего времени являются одним из основных способов биологической очистки сточных вод в естественных условиях.

В РУП «ЦНИИКИВР» выполнены специальные работы по оценке воздействия на подземные воды ПФ коммунальных и промышленных предприятий по репрезентативным объектам, которые показали [1]:

а) воздействие ПФ вызывает на прилегающих территориях в грунтовых водах ореолы загрязнения по следующим компонентам: минерализация (в концентрации до 3,2 ПДК), аммоний-ион (до 63,5 ПДК), нефтепродукты (до 59 ПДК), общее железо (до 136,6 ПДК), марганец (до 71,7 ПДК), СПАВ_{анион} (до 1,3 ПДК) и некоторые тяжелые металлы (кадмий и никель до 1,4 ПДК);

б) ореолы загрязнения имеют овальную форму, вытянутую в направлении потока грунтовых вод, удаление границ ореолов загрязнения по изолиниям относительной концентрации $C_i / C_{\text{ПДК}} = 1$ от контуров ПФ составляет от 175 до 575 м;

в) максимальное расстояние рассеивания загрязняющих веществ по потоку подземных вод до значений, соответствующих фоновым значениям показателей загрязнения в грунтовых водах, составляет от 342 до 770 м;

г) величина бокового рассеивания загрязняющих веществ в направлении, перпендикулярном потоку подземных вод, составляет 200–250 м.

Имея данные оценки воздействия ПФ, выполнены также исследования по обобщению условий реальной эксплуатации ПФ в республике. Для этого использованы данные государственной статистической отчетности по форме 1-вода (Минприроды) об использовании воды

в 2016–2018 гг. Данные реальной эксплуатации показали, что в республике получил распространение экстенсивный путь использования земель для ПФ, т. е. увеличение полезных площадей ПФ без учета природных условий и экологической безопасности.

Все это является следствием системных ошибок, допускаемых на стадии проектирования, в том числе и в связи с недоучетом гидрогеологических условий и прогнозирования. Гидрогеологическое прогнозирование предоставляет возможность оценить вероятность формирования ореолов загрязнения уже на стадии проектирования ПФ.

Для приближенной прогнозной оценки воздействия ПФ на подземные воды авторами предлагается использовать параметрический критерий воздействия (K_n), рассчитываемый по формуле

$$K_n = P / q_r,$$

где P – проектная (фактическая) нагрузка сточных вод на ПФ, $\text{м}^3/(\text{сут}\cdot\text{га})$; q_r – величина естественных ресурсов (питания) подземных вод, которые должны учитываться в расчетах на участке ПФ в качестве разбавляющего фактора, $\text{м}^3/(\text{сут}\cdot\text{га})$.

За многолетний период естественные ресурсы подземных вод характеризуются значением модуля подземного стока. Для оценки воздействия ПФ достаточно рассматривать первые от поверхности водоносные горизонты, в совокупности находящиеся в области речного дренирования. Тогда для определения q_r достаточно использовать значение модуля подземного стока в реки (M_n), также выраженное в $\text{м}^3/(\text{сут}\cdot\text{га})$.

Подземный сток в реки для территории республики картирован, имеются соответствующие карты M_n [2]. Следовательно, расчет параметрического критерия воздействия может быть осуществлен для любых участков ПФ. Чем больше критерий K_n по величине превышает единицу, тем существеннее воздействие на подземные воды и больше масштабы воздействия. Если же $K_n < 1$, то ореол загрязнения на участке ПФ не образуется.

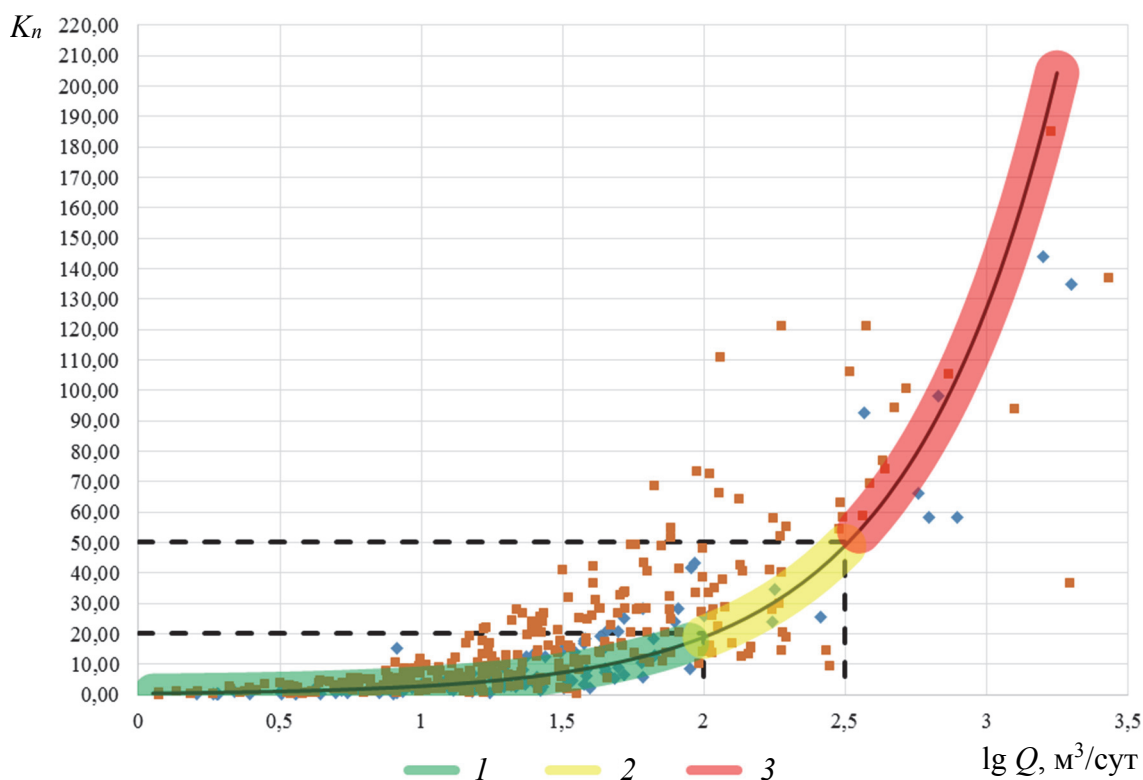
С целью практического применения параметрического критерия воздействия выполнена графоаналитическая оценка его связи с объемами отведения сточных вод на ПФ (Q , $\text{м}^3/\text{сут}$). Для этого также использованы результаты обобщения статистической отчетности водопользователей. На рисунке связь графически выражена средней кривой зависимости критерия K_n от логарифма объемов отведения сточных вод ($K_n = f(\lg Q)$), имевшихся в 2016 г.

Используя параметрический критерий воздействия K_n как оценочный параметр воздействия ПФ на ресурсы подземных вод, можно классифицировать ПФ по степени воздействия следующим образом:

1) $K_n \leq 20$ – воздействие от нейтрального до слабого, при котором ореолы загрязнения локализируются непосредственно на участке ПФ;

2) $20 < K_n < 50$ – умеренное воздействие, при котором ореолы загрязнения имеют ограниченное распространение на прилегающих территориях;

3) $K_n \geq 50$ – негативное воздействие, при котором на прилегающих к ПФ территориях формируются значительные по площади ореолы загрязнения.



1 – нейтральное, до слабого; 2 – умеренное; 3 – негативное

Рисунок – График зависимости параметрического критерия оценки воздействия от объемов подачи сточных вод на поля фильтрации и расчетные интервалы воздействия полей фильтрации на водные ресурсы

Как показали расчеты, все репрезентативные ПФ относятся к 3-му классу негативного воздействия с $K_n \geq 50$.

Из анализа связи $K_n = f(\lg Q)$ вытекает ряд важных следствий. Во-первых, использование K_n позволяет осуществить гидрогеологическое прогнозирование воздействия ПФ на стадии проектирования. Рассчитав K_n и используя приведенные классификационные признаки воздействия ПФ, можно получить требуемую оценку степени воздействия проектируемых ПФ на подземные воды.

Во-вторых, имея по прогнозу негативную оценку степени воздействия ПФ, необходимо, в соответствии с природоохранными требованиями, предусмотреть мероприятия по предупреждению негативного воздействия на водные объекты. Для вновь проектируемых объектов таким мероприятием должен быть отказ от использования ПФ для очистки сточных вод, если по проектным данным $K_n \geq 50$. Для эксплуатируемых объектов возможно изменение установившейся практики эксплуатации ПФ с использованием для этого дифференцированного подхода к способу очистки сточных вод, а именно дополнительно применяя на всех ПФ, для которых $K_n \geq 50$, очистные сооружения биологической очистки в искусственных условиях либо сооружения физико-химической очистки и используя ПФ только для последующей доочистки сточных вод. Для ПФ промышленных предприятий, для которых $20 < K_n < 50$, также следует использовать очистные сооружения биологической (физико-химической) очистки в искусственных условиях с последующей доочисткой на ПФ. Для ПФ, для которых $K_n \leq 20$, может применяться практикуемая в настоящее время схема очистки сточных вод.

Найденное решение позволяет осуществлять гидрогеологическое прогнозирование, имея в своем распоряжении минимальное количество исходных расчетных параметров, но в то же время являющихся надежными показателями как проектно-эксплуатационных характеристик рассматриваемого объекта, так и участка подземной гидросферы.

Литература

1. Оценка влияния полей фильтрации населенных пунктов и промышленных предприятий на подземные воды / В.П. Музыкин [и др.]. // Сахаровские чтения 2007 года: экологические проблемы XXI века: материалы 7-й Междунар. науч.-техн. конф., Минск, 17–18 мая 2007 г. / МГЭУ им. А. Д. Сахарова. – Минск, 2007. – С. 69–70.

2. Дрозд, В.В. Подземная составляющая речного стока Белоруссии / В.В. Дрозд // Проблемы использования водных ресурсов. – Минск: Наука и техника, 1971. – С. 49–56.

Д.А. Овчаренко, студент

И.И. Иваненко, кандидат технических наук, доцент

Санкт-Петербургский государственный
архитектурно-строительный университет, г. Санкт-Петербург, Россия

ПРОБЛЕМЫ УДАЛЕНИЯ КСЕНОБИОТИКОВ В ПРОЦЕССЕ ТРАДИЦИОННОЙ ОЧИСТКИ ГОРОДСКИХ СТОЧНЫХ ВОД

Ксенобиотики – чужеродные для организмов соединения, которые практически не включаются в элементные циклы углерода, азота, серы или фосфора. Они временно или постоянно накапливаются в окружающей среде и вредно влияют на все живое. Широкое и повсеместное применение пестицидов, в том числе неразлагаемых, накопление различных отходов в огромных количествах привело к загрязнению окружающей среды – недр, воздуха и воды. Ксенобиотики, которые подвергаются полной деградации, т. е. минерализуются до диоксида углерода, воды, аммиака, сульфатов и фосфатов, используются микроорганизмами в качестве основных ростовых субстратов и проходят полный метаболический цикл. Однако некоторые ароматические углеводороды и синтетические полимеры вообще не поддаются биологической трансформации.

Особую проблему в сфере очистки сточных вод составляют частицы пластика в силу их крайне малого размера и невозможности их разложения существующими биологическими методами. В городскую канализацию попадают стоки, загрязненные волокнами после стирки белья (эксперименты по отбору проб сточных вод из бытовых стиральных машин показали, что одна одежда может производить более 1900 волокон за стирку [1]), а также с водой уходят аморфные или сферические частицы пластика в составе декоративных смываемых и несмываемых косметических средств гигиены ежедневного пользования.

В среднем микропластиком принято считать частицы размером до 5 мм в связи со сложностью их обнаружения. Существует два типа пластических микрочастиц: первичные – пластиковые гранулы различных размерных групп, используемые на производственных предприятиях как сырье, и вторичные, образованные в результате распада более крупных пластиковых элементов. Сброшенные в природный водоем микропластические частицы свободно плавают по всему водоносному слою. Другие мелкие частицы песка и прочих загрязнений легко адсорбируются на их поверхности, повышая риск потребления их в пищу организмами.

В России очень мало внимания уделяется содержанию микропластика в сточных водах, хотя как раз на очистных сооружениях нужно

устранять первопричину просачивания частиц пластиковых отходов с «очищенными» водами в мировой океан, исследованию которого посвящается основное внимание. Большая часть поступающего на очистные сооружения пластика задерживается на механической ступени очистки, вместе с остальным обезвоженным и обезвреженным осадком этот пластик нередко поступает на удобрение сельскохозяйственных полей, что загрязняет почву ксенобиотиком, и немалая доля пластиковых частиц проходит дальше, минуя биологическую ступень очистки, и попадает на выходе в приемный водоем. В последнее время микропластик обнаруживается в пробах водопроводной воды, это говорит о том, что фильтры и барабанные сети на водозаборных очистных сооружениях также не способствуют 100%-ной очистке забираемой воды от полимерных микрочастиц. Данные микрочастицы крайне малы и часть из них беспрепятственно просачивается сквозь слои загрузки фильтров. Таким образом, необходимо не просто удалить эти ксенобиотики, но найти способ их разрушения.

Нельзя утверждать, что очистные сооружения не справляются с очисткой сточных вод от пластиковых отходов. По данным различных исследований за 2014 г., можно выявить важность очистных сооружений на пути микропластика в водоем. Однако несмотря на большое количество задержанных частиц, можно наблюдать высокий суточный вынос микропластика со сточными очищенными водами, что говорит о недостаточной степени очистки. Также из сравнения можно утверждать, что концентрация микропластика в стоках напрямую зависит от крупности города, к которому принадлежат очистные сооружения. Таким образом, увеличение расходов, поступающих на очистные сооружения, влечет за собой увеличение нагрузки микропластическим загрязнением, и для поддержания такой же концентрации сбрасываемого микропластика, что и в малонаселенных городах, требуется дополнительная ступень очистки. Еще одной важной проблемой является отсутствие нормативов по допустимому сбросу микропластических отходов в приемный водоем из-за отсутствия точного представления о конкретном негативном влиянии микропластика на водную среду, соответственно, нельзя точно судить о качестве сбрасываемых вод.

Также не существует в мире нормативного метода выявления микропластика в воде. Во всех исследованиях по анализу воды на наличие микропластических частиц порядок выделения частиц и волокон аналогичен – фильтрация взвеси с помощью фильтровальных устройств через круглые фильтры из различных по размеру планктонных сетей от 300 до 20 мкм. Чтобы получить более точное представление о составе полученной отфильтрованной пробы, необходимо затем очистить ее

методом флотации, где происходит отделение микропластика по плотности от органической и неорганической среды. Для дополнительного анализа отдельных частиц чаще всего применяют следующие спектроскопические инструменты:

1) спектроскопия FTIR. Полимеры диагностируются путем сравнения со спектрами известных полимеров;

2) флюоресцент Nile Red. Исследование микропластика, как правило, проводится с помощью зеленого флюоресцента в растворе NR с концентрацией 5 мг/л;

3) рамановская спектроскопия. Техника определения основана на последовательной CARS микроскопии (anti-Stokes Raman Scattering), которая позволяет определять частицы размером до 2 мкм в массе планктона. Кроме способности различать мельчайший пластик, этот метод также визуализирует пространственные химические картины образцов. Рамановская спектроскопия в дополнение к FTIR относится к самым продвинутым техникам анализа.

Как уже было сказано, необходимо искать биологические способы деградации пластика непосредственно в сооружениях. По мере загрязнения окружающей среды полимерными отходами микроорганизмы учатся выживать в условиях постоянно прогрессирующего количества пластика в их среде обитания. В ходе исследования микроорганизмов, живущих в океане, японские ученые нашли колонию бактерий, получившую название *Ideonella sakaiensis* 201-F6, которая использует в углеродном и энергетическом обменах полиэтилентерефталат (ПЭТФ), также известный как лавсан или полиэстер. При выращивании на ПЭТФ эта культура продуцирует два фермента, способных гидролизовать ПЭТФ, и промежуточный продукт реакции – моно(2-гидроксиэтил)терефталевую кислоту (МГЭТ ТФК). Оба фермента необходимы для эффективного ферментативного превращения ПЭТФ в два экологически безопасных мономера: терефталевую кислоту и этиленгликоль. Этот консорциум разлагал поверхность пленки ПЭТ со скоростью 0,13 мг/см²·день при 30 °С. Бактерия *Ideonella sakaiensis* способна обитать в любых средах, поддерживающих жизнь, а также может относиться к виду патогенных бактерий. Также она аэробна, т. е. живет и развивается в окисленной среде [2].

Произведенные нами расчеты показали, что для разложения данной бактерией полиэтиленовой пленки площадью 1 м³ требуется свыше трех лет. Данный метод разрушения поливинилтерефталата может быть применен на очистных сооружениях в силу возможности адаптации к условиям водной среды, но скорость деградации пластика абсолютно неприемлема. Требуется выявить условия, при которых эффективность

работы бактерии повысится до скорости, удовлетворяющей полному удалению содержащихся в сточных водах частиц.

Также в Пакистане был обнаружен грибок, разлагающий полиэфируретан: *Aspergillus Tubinhensis*. Деградирующую способность гриба исследовали в трех средах: в почве, на поверхности агар-агара и в жидкой среде. Мицелий гриба колонизирует на поверхности ПУ-пленки и повреждает ее [3]. По эффективности разрушения жидкая среда находится на втором месте, в которой, кстати, пленка полностью расщепилась на мелкие частицы за два месяца. В сравнение с бактерией у грибов явное преимущество по скорости разложения пластика. Однако сами микроорганизмы не справляются с достаточной скоростью.

Данная работа призвана показать необходимость глубокого изучения проблемы удаления из сточных вод наиболее опасных ксенобиотиков – неразлагающихся соединений. Эта экологическая проблема на данный момент практически не изведена, особенно в нашей стране, необходимо выявить истинную угрозу, чтобы установить нормативы по допустимому содержанию ксенобиотических частиц и разработать новый метод фильтрации сточных вод, новые способы изъятия микропластика с минимальными затратами.

Так как данный вопрос еще только начинает изучаться в нашей стране, целью данной работы было изучить проблемы, с которыми столкнулись мировые ученые, их рассуждения и идеи решения вопроса, и, основываясь на полученной информации, поставить конкретную задачу для дальнейших исследований.

Литература

1. Accumulations of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks / M. A. Browne [et al.] // *Sci. Technol.*, Just Accepted Manuscript. Publication Date (Web): 06 September 2011. – DOI: 10.1021/es201811s.
2. A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate) / S. Voshida [et al.] // *Science*. – 11 mart 2016. – P. 1196–1199.
3. Biodegradation of polyester polyurethane by *Aspergillus tubingensis* [Электронный ресурс] / S. Khan [et al.] // *Environmental Pollution*. – Режим доступа: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.012>.

PHOSPHORUS REMOVAL FROM WASTEWATER USING DISSOLVED AIR FLOTATION

Introduction

The water quality problems related to increasing phosphate content in wastewater, which stimulates aquatic plant growth and contributes to eutrophication process, leads to more stringent WWTP effluent total phosphorus concentrations requirements.

Dissolved air flotation (DAF) is a feasible tertiary treatment technology for the removal of phosphorus. KWI decided to conduct pilot tests and case studies in several treatments plants to determine the efficacy of using the KWI enhanced KWI DAF technology as well Combination of DAF Process and filtration.

Pilot and case studies goals

- Evaluate treatment performance of the DAF technology for phosphorus removal;
 - Evaluate the chemicals consumption;
 - Develop efficient design of DAF technology for phosphorus removal.
- Principle of UI elements

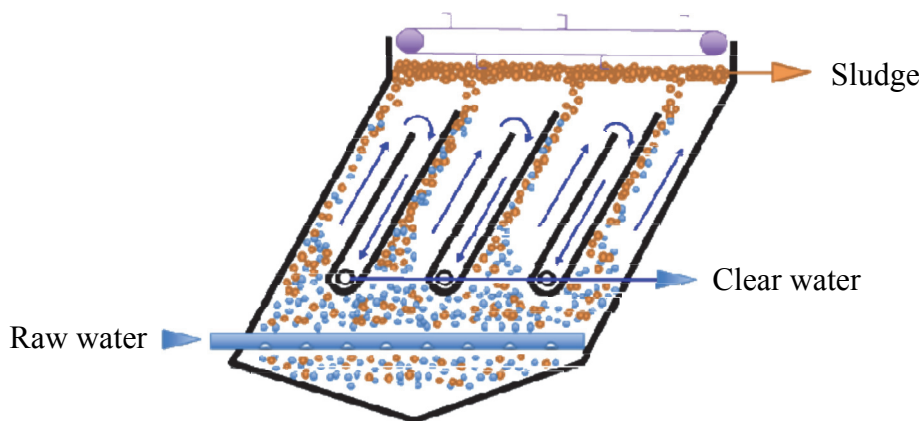


Figure 1

The core technology of KWI's Megacell® series is a U-shaped plate placed side by side, which allows the same flow and reverse flow solid-liquid separation similar to the lamellar clarification, achieving high hydraulic load and solid load. This technology provides efficient treatment with less energy consumption.

Pilot test results of phosphorus removal

The pilot equipment was integrated at One WWTP in Kunming with capacity 120.000 m³/day in 2018. The target of outlet TP concentration was 0.05 mg/l.

The pilot system consists of DAF tank with U elements and scoop, 3rd generation Air Dissolving Reactor and chemicals feed equipment.

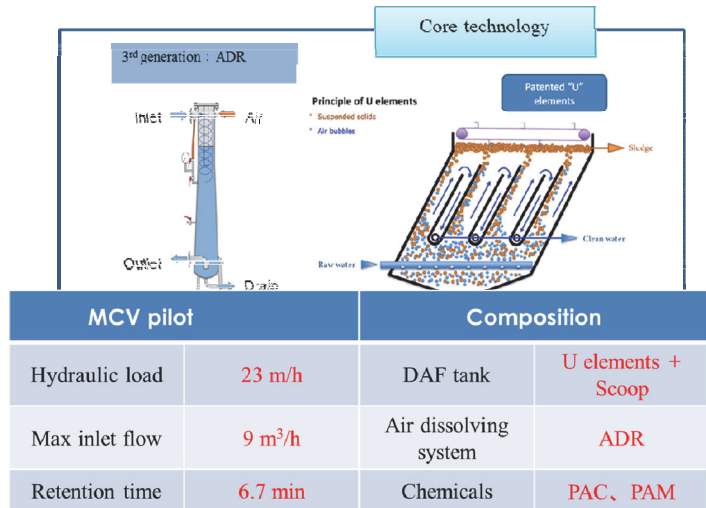


Figure 2

Major factors affecting phosphorus removal by DAF

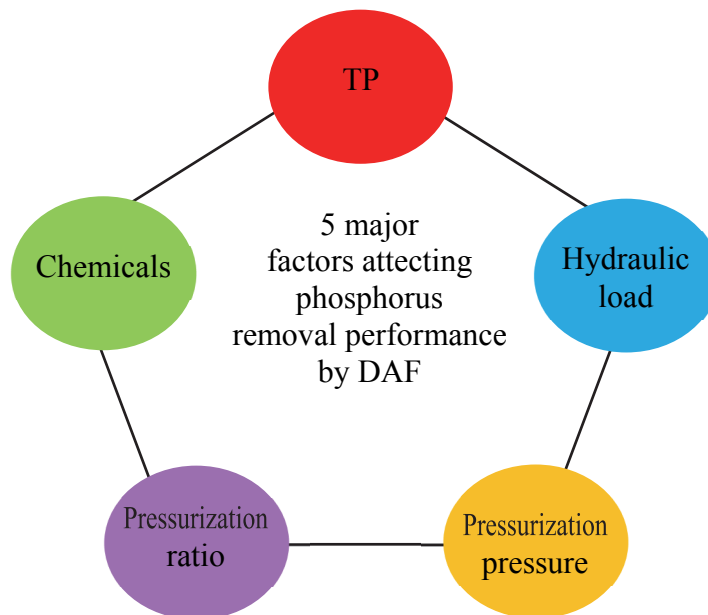


Figure 3

Chemicals consumption

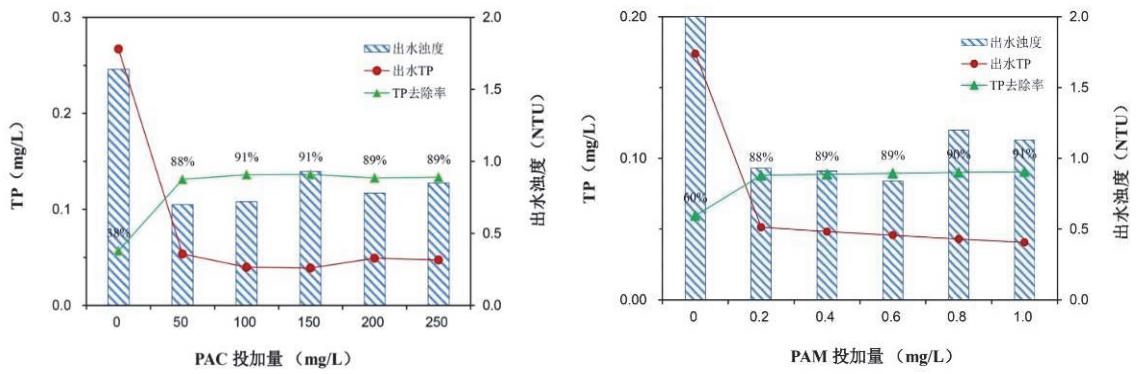


Figure 4

When Outlet P ≤ 0.05 mg/l, outlet turbidity < 1 NTU.
Effective content of PAC is 10 %.

Pressure of dissolved-air water

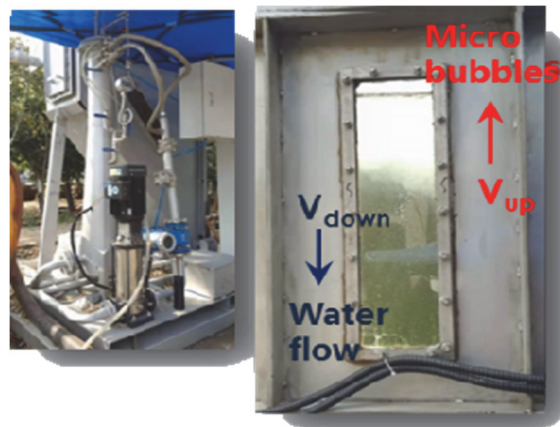
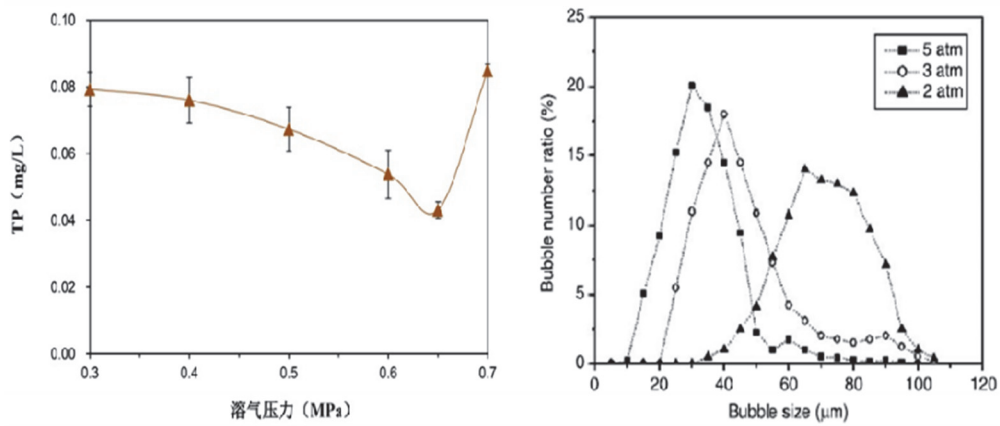


Figure 5

Henry's Law: At a constant temperature, the solubility of the gas in the liquid is proportional to the equilibrium partial pressure of the gas.

Micro-bubbles are not as small as possible to achieve the best performance. The smaller the bubbles, the slower the rising velocity. When $V_{up} > V_{down}$, the air flotation separation effect is better.

Hydraulic load

The amount of water per unit surface area of the separation zone of the DAF tank (excluding recycled pressurization water) per unit time.

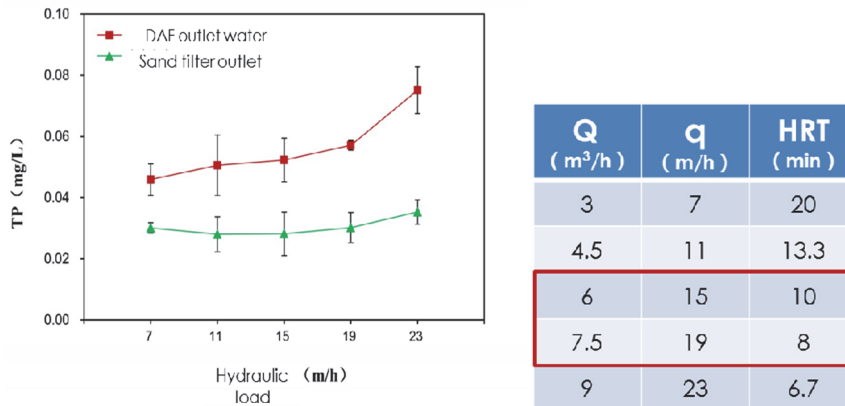


Figure 6

Recycle ratio of pressurization water.

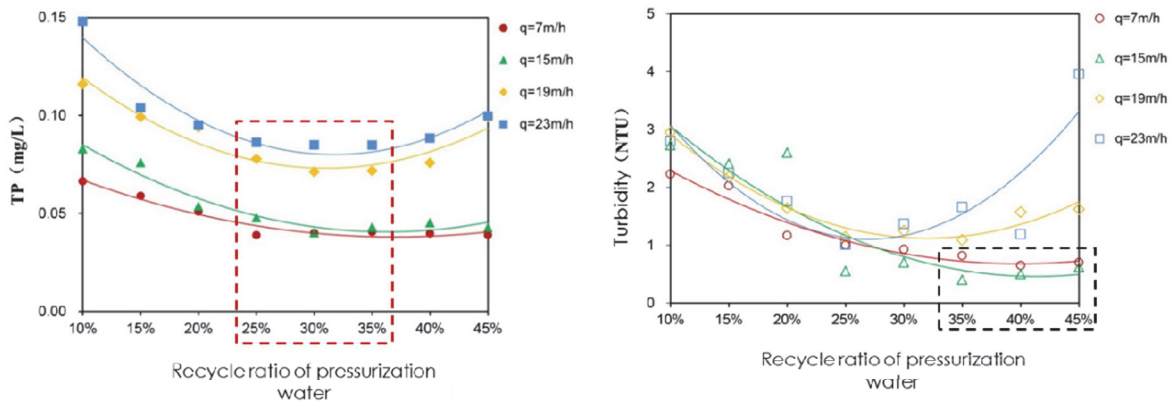


Figure 7

Conclusion

According to inlet water quality (TP: level 1 A = 0,5 mg/l) and MCV DAF pilot equipment:

– the target of 0.05 mg/l outlet TP can be achieved by chemical phosphorus removal, however, the requirement of solid-liquid separation performance is very high (outlet turbidity < 1 NTU). Increasing the hydraulic load leads to an

increase of water flow, making it difficult to achieve fine solid-liquid separation;

– after the secondary sedimentation tank, add the process of “chemical phosphorus removal + MCV DAF solid-liquid separation”.

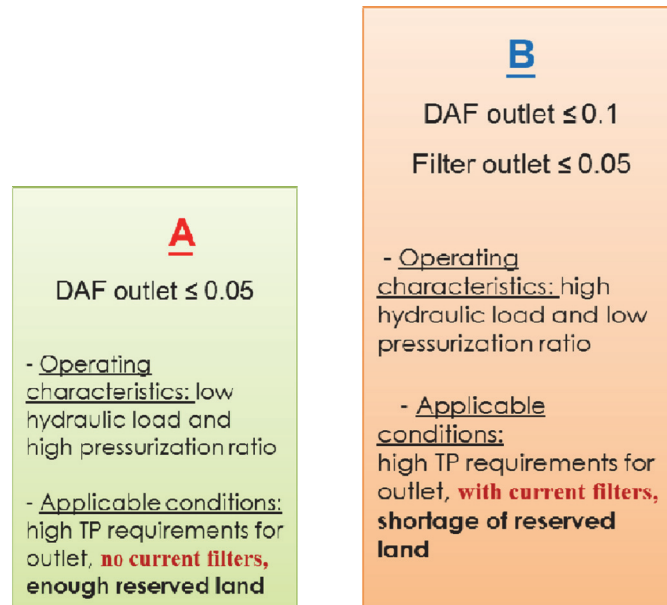


Figure 8

When the hydraulic load is 7 m/h and the recycle ratio $\geq 40\%$, DAF outlet TP ≤ 0.05 mg/l.

When the hydraulic load is 15 m/h and the recycle ratio $\geq 25\%$, DAF outlet TP ≤ 0.1 mg/l and sand filter outlet SS ≤ 0.05 mg/l.

И.А. Просвирякова, кандидат медицинских наук
Е.В. Дроздова, кандидат медицинских наук, доцент
А.Е. Пшегорода, старший научный сотрудник
Т.З. Суровец, младший научный сотрудник
А.В. Фираго, специалист

Республиканское унитарное предприятие «Научно-практический
центр гигиены», г. Минск, Беларусь

ОЦЕНКА РИСКА ЗДОРОВЬЮ НАСЕЛЕНИЯ ПРИ ОБОСНОВАНИИ САНИТАРНО-ЗАЩИТНЫХ ЗОН ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЙ КАНАЛИЗАЦИИ

Обязательным условием для осуществления градостроительного проектирования населенного пункта является зонирование территории. Зонирование определяет функциональное назначение территории, взаимное размещение функциональных зон, обеспечивает предотвращение негативного воздействия факторов окружающей среды и создание благоприятных условий для жизни и здоровья населения.

Санитарно-защитная зона (СЗЗ) является особой функциональной зоной, которая устанавливается вокруг объектов и производств, оказывающих негативное воздействие на окружающую среду и здоровье человека. По своему функциональному назначению СЗЗ служит санитарно-защитным барьером между территорией предприятия и жилой зоной, дает снижение вредного воздействия до установленных гигиенических нормативов по всем факторам воздействия за ее пределами, обеспечивает возможность организовать дополнительные озелененные площади, предназначенные для экранирования, ассимиляции и фильтрации загрязнителей атмосферного воздуха, а также повышения комфортности микроклимата.

На территории Республики Беларусь требования к установлению СЗЗ для канализационных очистных сооружений хозяйственно-бытовых и производственных сточных вод регламентированы постановлением Совета Министров Республики Беларусь от 11 декабря 2019 г. № 847 [1]. Базовые размеры СЗЗ для канализационных очистных сооружений устанавливаются дифференцированно в зависимости от производительности очистных сооружений (таблица).

Зачастую развитие инновационных технологий, внедрение современных очистных систем, реализация природоохранных мероприятий, а также увеличение плотности населения и площади территорий, занятых под жилую зону, приводит к пересмотру установленных базовых размеров СЗЗ.

Таблица – Базовые размеры СЗЗ для канализационных очистных сооружений хозяйственно-бытовых и производственных сточных вод

Сооружения для очистки сточных вод	Расстояние в метрах при расчетной производительности очистных сооружений, тыс. м ³ /сут			
	до 0,2	от 0,2 до 5,0	от 5,0 до 50,0	от 50,0 до 280,0
Насосные станции и аварийно-регулирующие резервуары, локальные очистные сооружения компактного типа с полной биологической очисткой с аэробной стабилизацией ила	15	20	20	30
Сооружения для механической и биологической очистки с иловыми площадками для сброженных осадков, а также иловые площадки	150	200	400	500
Сооружения для механической и биологической очистки с термомеханической обработкой осадка в закрытых помещениях	100	150	300	400
Поля:				
а) фильтрации	200	300	500	1000
б) орошения	150	200	400	1000
Биологические пруды	200	200	300	300

Изменение размеров СЗЗ может проводиться только при наличии весомых, подтвержденных документальными свидетельствами оснований. Одним из таких оснований является подтверждение безопасности для окружающей среды, жизни и здоровья человека при вновь устанавливаемых границах СЗЗ.

На сегодняшний день действенным механизмом гигиенической экспертизы и современным методом регулирования градостроительной, хозяйственной и других видов деятельности, отвечающим интересам защиты здоровья населения от неблагоприятного воздействия факторов окружающей среды, является методология оценки риска здоровью [2]. Оценка риска здоровью широко применяется при гигиенической экспертизе проектных решений по размещению, проектированию новых и реконструкции, техническом перевооружении действующих объектов. Наиболее востребована она при принятии решений по установлению (корректировке) границ СЗЗ объектов.

Одним из крупнейших объектов, прошедших в 2019 г. процедуру оценки риска, являются очистные сооружения канализации проектной пропускной способностью 97,6 тыс. м³/сут., осуществляющие очистку хозяйственно-бытовых и производственных сточных вод в г. Бресте.

Базовый размер СЗЗ объекта составляет 400 м. Функционирование очистных сооружений канализации сопряжено с воздействием на прилегающие территории 31 источника выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух и 8 источников шума. Валовый выброс загрязняющих веществ в атмосферный воздух составляет 96,13 т в год.

Проектными решениями в рамках реконструкции объекта предлагалось сокращение базового размера СЗЗ с юго-востока и северо-востока до 217 м, с установлением границ СЗЗ по границе территории жилой застройки усадебного типа (рисунок).

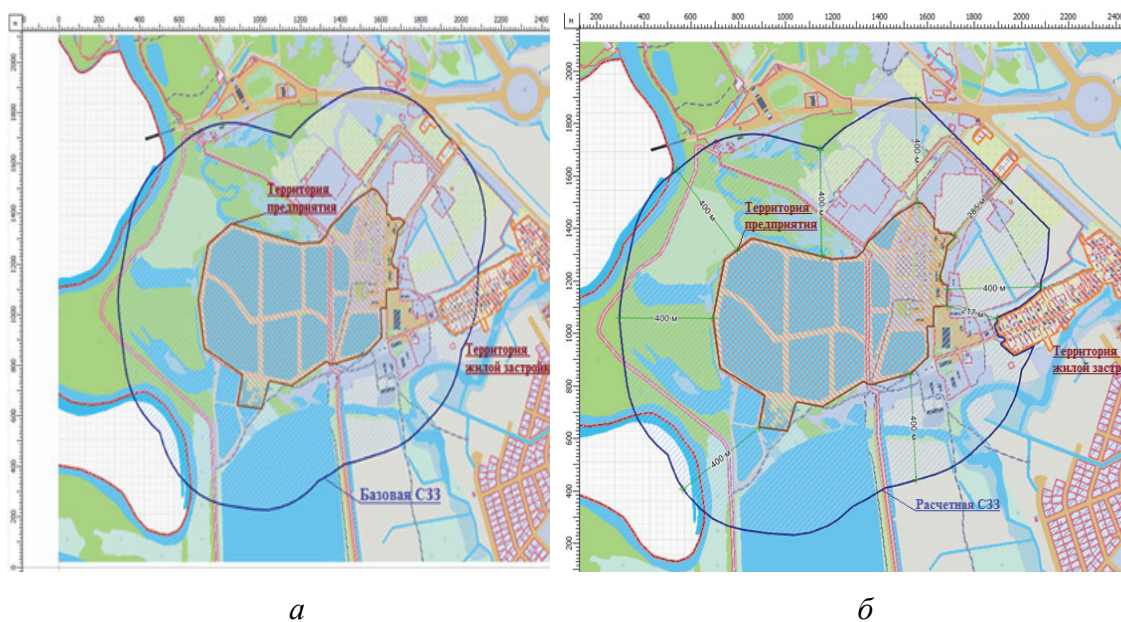


Рисунок – Базовая (а) и расчетная (б) санитарно-защитные зоны очистных сооружений производительностью 97 600 м³/сут

В качестве обоснования достаточности проектируемых размеров и границ СЗЗ было проведено моделирование рассеивания выбросов загрязняющих веществ в атмосферном воздухе с учетом фонового загрязнения атмосферы в районе размещения объекта. Установлены значения максимальных расчетных концентраций загрязняющих веществ и ожидаемых уровней звука, уровней звукового давления в октавных полосах частот на границе проектируемой СЗЗ и территории жилой застройки.

Критерием отсутствия риска здоровью населения является достижение так называемого уровня «приемлемого риска», значения которого зависят от количества и длительности воздействия неблагоприятного фактора. В ходе оценки риска здоровью установлено, что при реализации проектных решений по реконструкции очистных сооружений канализации будет обеспечено соблюдение гигиенических нормативов,

а также приемлемость потенциального риска острого и хронического воздействия на границе проектируемой СЗЗ и территории жилой застройки. Величина потенциального риска на уровне «приемлемый» свидетельствует об отсутствии неблагоприятных медико-экологических тенденций в развитии заболеваемости у населения, проживающего за пределами СЗЗ.

Аналитический материал, полученный в результате гигиенической оценки и оценки риска здоровью предлагаемых проектных решений, был использован для установления СЗЗ очистных сооружений канализации г. Бреста.

Литература

1. Специфические санитарно-эпидемиологические требования к установлению санитарно-защитных зон объектов, являющихся объектами воздействия на здоровье человека и окружающую среду: утв. постановлением Совета Министров Респ. Беларусь 11.12.2019, № 847. – Минск, 2019.

2. Оценка риска для жизни и здоровья населения от воздействия загрязняющих веществ в атмосферном воздухе: Инструкция по применению 004-0617: утв. заместителем Министра здравоохранения – Главным государственным санитарным врачом Республики Беларусь 31.08.2017. – Минск: НПЦГ, 2017.

**А.М. Ратникова, магистр технических наук,
старший преподаватель**
А.Б. Невзорова, доктор технических наук, профессор
О.К. Новикова, кандидат технических наук, доцент
Учреждение образования «Белорусский государственный
университет транспорта», г. Гомель, Беларусь

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ОБЪЕМОВ ПОВЕРХНОСТНЫХ СТОЧНЫХ ВОД ДЛЯ ПОВТОРНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ НА ПРЕДПРИЯТИЯХ МАШИНОСТРОЕНИЯ

Снижение антропогенной нагрузки на водные источники является одной из приоритетных задач природоохранной деятельности. Использование поверхностных сточных вод, образующихся на территории промышленных предприятий, в системах оборотного водоснабжения позволит значительно сократить объемы сточных вод, отводимых в городскую дождевую канализацию, а также уменьшить нагрузку на водные объекты.

Определение объемов поверхностных сточных вод, которые могут быть использованы для систем промышленного водоснабжения, должно основываться на данных многолетних наблюдений [1, 2].

Среднегодовой объем поверхностных сточных вод, образующихся на площадках предприятий, складывается из объемов дождевых, талых и поливочных сточных вод.

Среднегодовые объемы дождевых ($W_d, \text{м}^3$) и талых ($W_t, \text{м}^3$) вод, стекающих с селитебных территорий и промышленных площадок, определяются по следующим формулам [3]:

$$W_d = 10h_d\Psi_d F; \quad (1)$$

$$W_t = 10h_t\Psi_t F, \quad (2)$$

где h_d – слой осадков, мм, за теплый период года, определяется по таблице А1 [3]; Ψ_d, Ψ_t – общий коэффициент стока дождевых и талых вод соответственно; F – общая площадь стока, га; h_t – слой осадков, мм, за холодный период года определяется по таблице А1 [3].

При определении среднегодового объема дождевых вод W_d , стекающих с территорий промышленных предприятий и производств, значение общего коэффициента стока Ψ_d находится как средневзвешенная величина для всей площади стока с учетом средних значений коэффициентов стока для разного вида поверхностей, которые следует принимать по таблице 8.3 [3].

При определении среднегодового объема талых вод общий коэффициент стока Ψ_T с селитебных территорий и площадок предприятий с учетом уборки снега и потерь воды за счет частичного впитывания водопроницаемыми поверхностями в период оттепелей можно принимать в пределах 0,5–0,7 [3].

Общий годовой объем поливомоечных вод (W_M , м³), стекающих с площади стока, определяется по формуле

$$W_M = 10mkF_M\Psi_M, \quad (3)$$

где m – удельный расход воды на мойку дорожных покрытий (как правило, принимается 1,2–1,5 л/м² на одну мойку); k – среднее количество моек в году; F_M – площадь твердых покрытий, подвергающихся мойке, га; Ψ_M – коэффициент стока для поливомоечных вод (принимается равным 0,5).

Целесообразность использования поверхностных сточных вод, образующихся на территории промышленного предприятия, должна основываться на его водохозяйственном балансе. Например, возврат поливомоечных вод, которые учитываются в водохозяйственном балансе, позволит уменьшить объем безвозвратных потерь, к которым они относились. Однако, как показывает практика, объемы поливомоечных вод незначительны по сравнению с объемами дождевых и талых сточных вод, поэтому ими можно пренебречь.

В качестве примера приведен расчет для предприятия сельскохозяйственного машиностроения ОАО «ГЗЛиН». Для г. Гомеля, согласно [2], среднемноголетний слой осадков за теплый период года составляет $h_d = 424$ мм, среднемноголетний слой осадков за холодный период года – $h_T = 194$ мм.

Годовой объем поверхностных сточных вод, отводимых с двух площадок предприятия, составляет 292,3 тыс. м³, в том числе за теплый период года – 189,9 тыс. м³, за холодный – 102,4 тыс. м³.

На основании анализа водного хозяйства исследуемого предприятия составлены водохозяйственные балансы за 2007–2018 гг. годы, из данных которых установлено, что использование поверхностных сточных вод для подпитки оборотных систем водоснабжения позволит снизить расход воды на технологические нужды на 56–68%.

При внедрении повторного использования дождевых и талых сточных вод необходимо предусмотреть очистные сооружения накопительного типа с аккумулирующей емкостью.

Для прогнозирования изменения объемов поверхностных сточных вод выполнен анализ фактических данных о количестве осадков, выпавших за 1980–2018 гг. в Гомеле, где находится объект исследования (рисунки 1, 2).

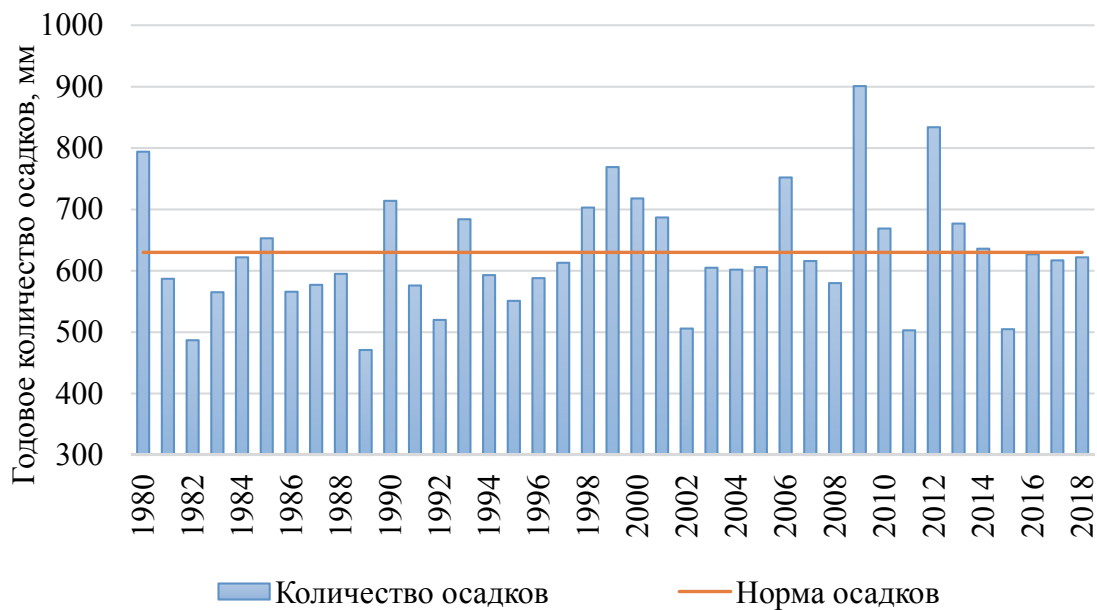


Рисунок 1 – Годовое количество выпавших осадков

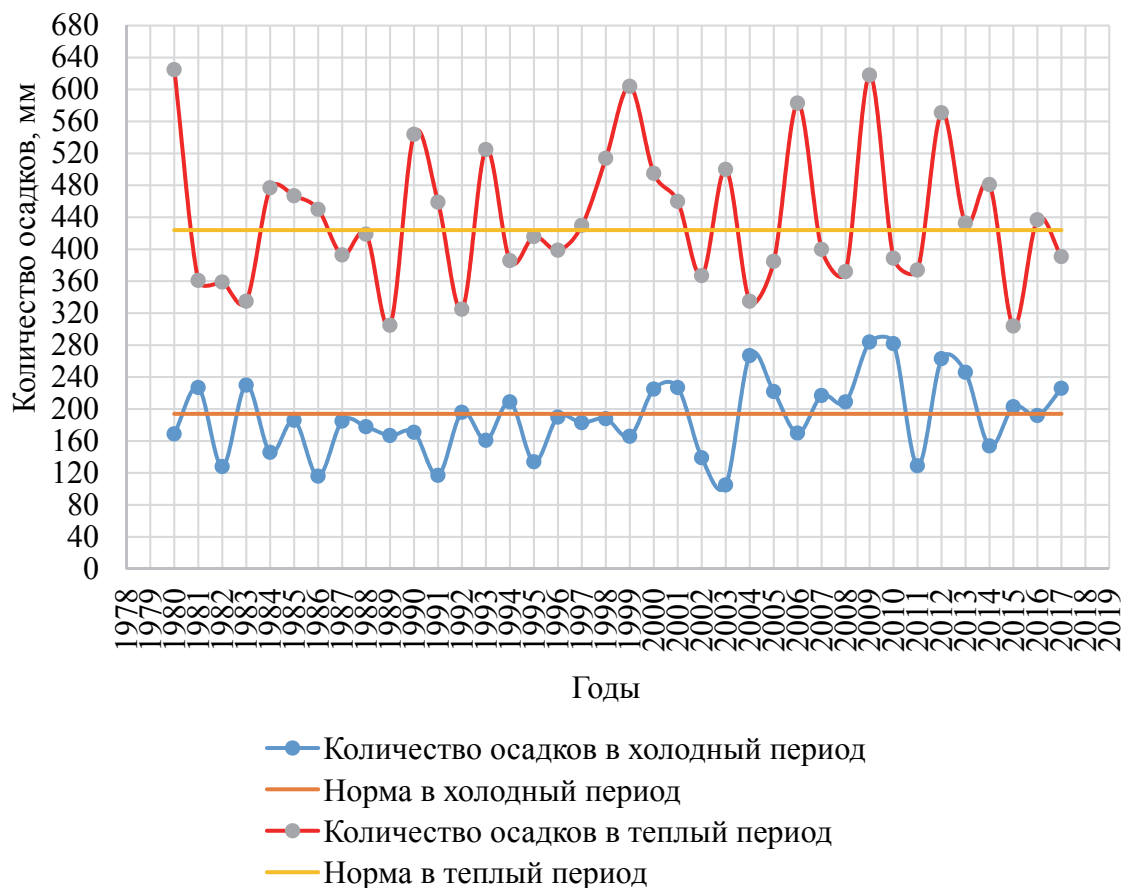


Рисунок 2 – Динамика количества осадков в теплый и холодный периоды года

Установлено, что в рассматриваемом периоде есть годы, в которые количество осадков было значительно ниже нормы и, соответственно, объемы поверхностных сточных вод значительно меньше рассчитанных по нормативным значениям.

Для оптимизации определения объема аккумулирующей емкости, а также, возможно, сооружений доочистки необходимо знать минимальный обеспеченный объем отводимых поверхностных сточных вод. Согласно графику (рисунок 2), минимальный слой осадков в теплый период составляет 330 мм, в холодный – 120 мм, что отвечает статистическим данным [2], согласно которым годовое количество осадков (95 % обеспеченности) составляет 450 мм.

В соответствии с приведенными выше данными обеспеченный объем поверхностных сточных вод, отводимых с площадок предприятия, составляет 211,1 тыс. м³, в том числе дождевых – 147,8 тыс. м³, талых – 63,3 тыс. м³.

Использование данного объема для систем промышленного водоснабжения позволит уменьшить забор свежей воды на 48–57 %.

Таким образом, повторное использование поверхностных сточных вод предоставит возможность значительно уменьшить антропогенное воздействие на водные объекты, поскольку снижается забор свежей воды, а также объемы сброса поверхностных сточных вод. Аккумуляция, необходимая очистка, а также подача очищенных поверхностных сточных вод к месту назначения существенно усложняют эксплуатацию систем водоснабжения и канализации предприятий, но в то же время значительно снижают нагрузку на городские системы водоснабжения и канализации.

Литература

1. Новикова, О.К. Отведение и очистка поверхностных сточных вод: монография / О.К. Новикова, М-во трансп. и коммуникаций Респ. Беларусь, Белорус. гос. ун-т трансп. – Гомель: БелГУТ, 2019. – 183 с.
2. Справочник по климату Беларуси: в 2 ч. / Гос. ком. по гидрометеорологии Респ. Беларусь, Респ. Гидрометеоцентр; ред. М. А. Гольберг. – Ч. 2: Осадки / Е. В. Комаровская [и др.]. – Минск, 2017. – 73 с.
3. Канализация. Наружные сети и сооружения. Строительные нормы проектирования: ТКП 45-4.01-321–2018 (33020). – Введ. 01.10.2018. – Минск: Минстройархитектуры Респ. Беларусь, 2018. – 87 с.

ANALYSING THE ENERGY EFFICIENCY OF WASTEWATER TREATMENT PLANTS

Motivation

Wastewater treatment aims at sanitation in cities and a good ecological status of the receiving water bodies. In order to fight eutrophication, enhanced nutrient reduction is required. For the Baltic Sea region recommendations have been published by HELCOM [1]. While phosphorus removal does not need much electrical energy, the demand for aeration and especially nitrification/denitrification is high. The limited availability of fossil resources for energy production and greenhouse gas mitigation are reasoning enough for energy smart operation of WWTP. Last but not least a noticeable saving of operational costs can be achieved. The complex task is to minimize the energy demand while keeping or improving the nutrient load in the effluent of wastewater treatment plants (WWTPs).

Key figures for energy benchmarking in the baltic sea region

In order to provide an overview about the current situation in the Baltic Sea region incl. Belarus, key figure data is essential and helps to develop a benchmark. Operational data from WWTPs in the region has been collected in the project Interactive Water Management (IWAMA). The evaluation reveals information about the current situation of different scaled wastewater treatment plants (WWTPs) in the BSR, which are operated under different legal requirements and different restrictions for nutrient effluent values. While country-based key figure comparison is an accepted and widely applied method, this novel approach combines transnational information from different legal backgrounds and technological levels.

Nutrient removal efficiencies of 66 WWTP were checked against HELCOM recommendation 28E/5. In average 86 % of N are removed (Figure 1). Median effluent concentration for total nitrogen is 9 mg/l. In regards of phosphorous, an average of 96 % P removal is achieved. Median effluent P concentration was determined at 0.5 mg/l (Figure 2).

Several ratios (flow, COD load removed) have been compared to find the most objective basis for a comparison of different scaled WWTPs. The evaluation revealed differences in inlet concentration depending on the sub-region selected up to factor 2.

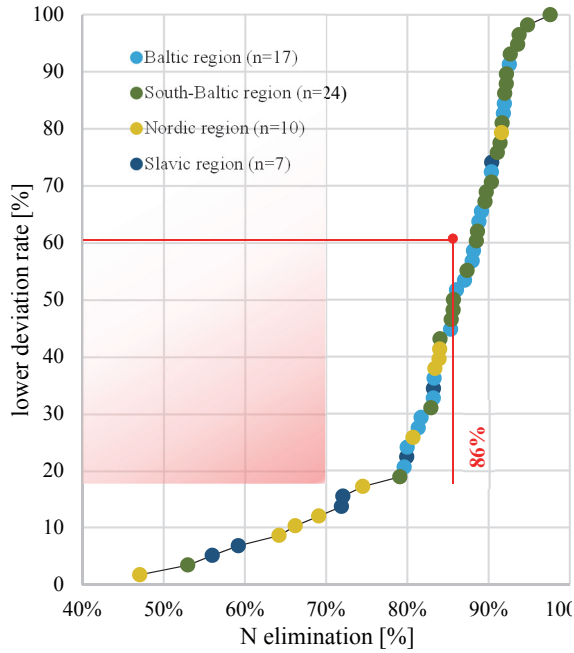


Figure 1 – N removal efficiency

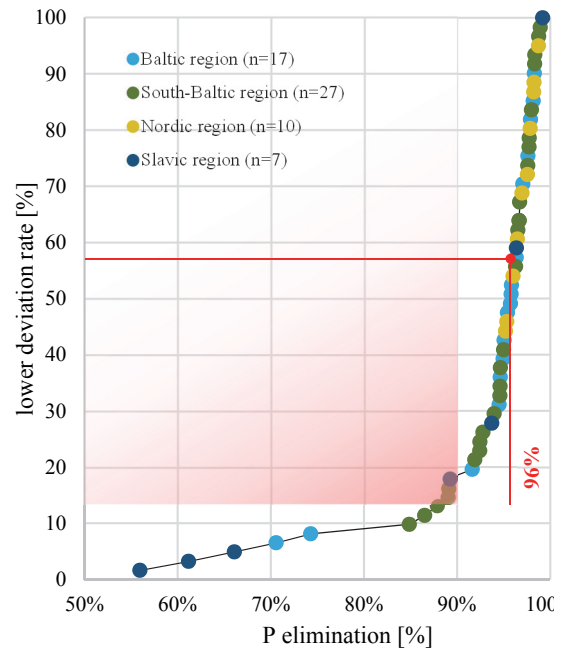


Figure 2 – P removal efficiency

Finally, the population equivalent based on 120 g COD/(PE·d) was chosen as most representative key figure. According to the results of the key figure evaluation the benchmark for energy optimized treatment was set to 23 kWh/PE_{COD,120}·a (Figure 3).

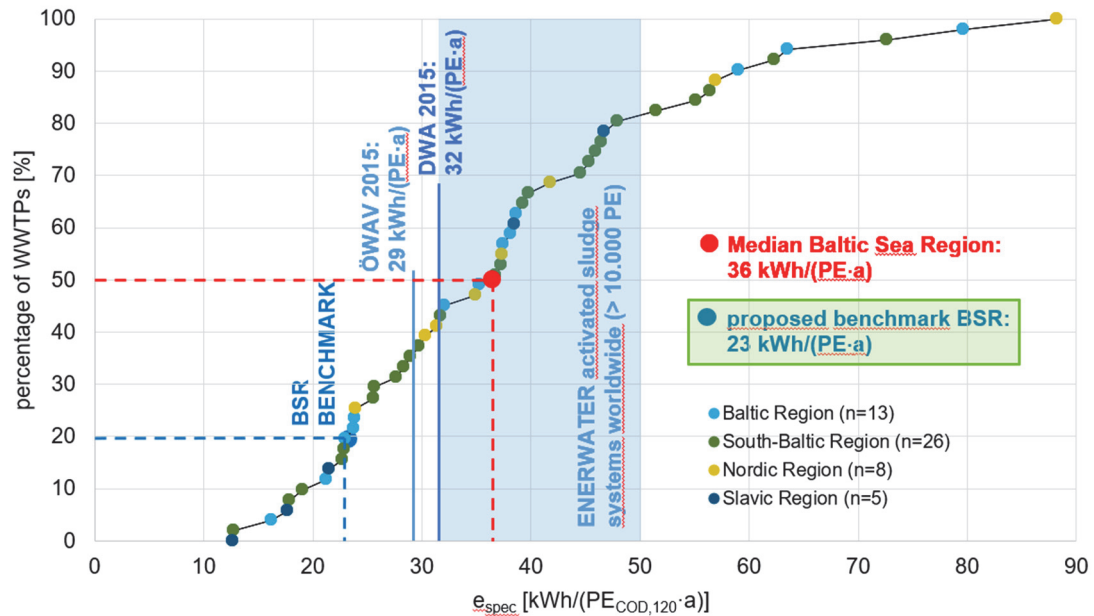


Figure 3 – Specific energy consumption [kWh/(PE_{COD,120}·a)], accumulative

Energy analysis

Influenced by the results of the key figure comparison, an energy self audit tool has been developed. The tool follows the approach published in the Standard A-216 by the German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA). The plant specific ideal energy consumption values are calculated automatically by the tool if required process data is provided. With the help of the tool, WWTP operators are enabled to analyze the energy efficiency of their treatment process. Regular (annually repeated) audits help to detect potential problems, preventing losses in both energy and finances. The available options for analysis evolve based on the complexity of the treatment process applied. After an intense data collection phase in the first year, the inventory can easily be updated with information from the respective reporting year. Based on the tool internal evaluation, optimization measures are suggested which can be further investigated, if necessary with the help of external consultants (Figure 4).

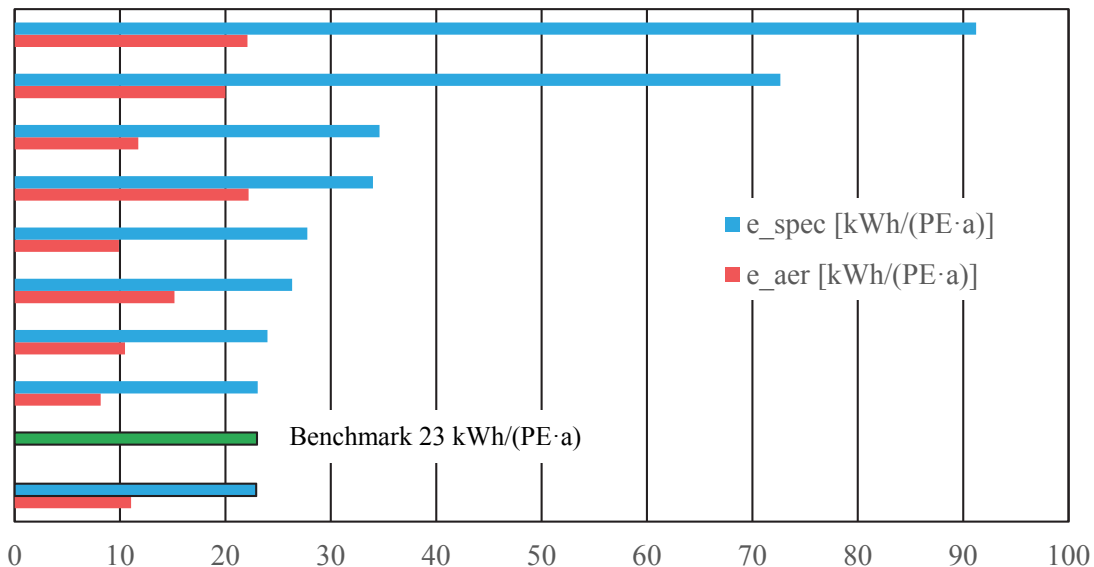


Figure 4 – Specific energy consumption of audit WWPT [total and Aeration]

The tools have been tested at WWTP of varying size and technology. The audits performed at 9 partner WWTPs revealed individual optimization potentials of the treatment processes, sludge management and equipment (Figure 5).

The theoretical reduction of energy consumption ranges from 4 up to 40 % per WWTP. The discussion about the audit process and final results during audit group meetings have been considered beneficial by all audited WWTPs.

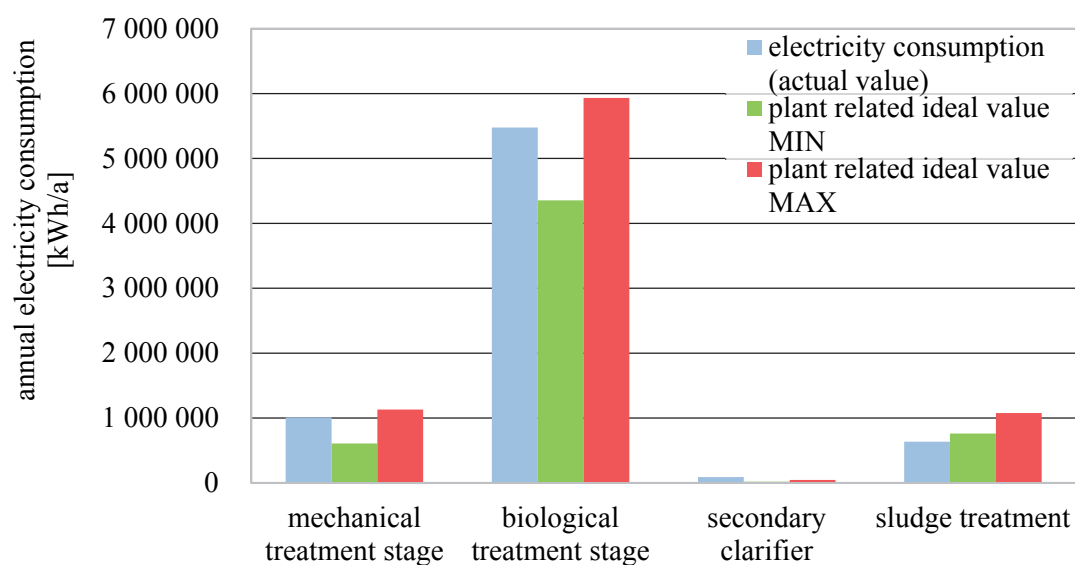


Figure 5 – Total values and ideal values main treatment stages

A peer group-based approach of evaluation offered additional benefits for the partner WWTP, due to the regular international experience exchange. The described tools are publicly available.

Acknowledgements

This research was supported by Interreg Baltic Sea region.

References

1. Helcom: Recommendations 28E/5. Helsinki, 2007.
2. Key figure data for energy benchmark / S. Rettig [et al.]. – City of Turku, 2018. – P. 20.
3. DWA: Arbeitsblatt DWA-A 216 – Energiecheck und Energieanalyse – Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen. Hennef, 2015.
4. Smart Energy Management Audit Concept: Combined audit reports Development and results from audited wastewater treatment plants in the project IWAMA – Interactive Water Management / S. Rettig [et al.]. – 2019. – P. 12.

ПЕРСПЕКТИВНЫЕ ТЕХНОЛОГИИ ИЗВЛЕЧЕНИЯ ФОСФОРА НА ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЯХ КАНАЛИЗАЦИИ

Фосфор (Р) относится к наиболее важным биогенным элементам, влияющим на энергетические и биохимические процессы клеток всех живых организмов. В связи с этим человечество сильно зависит от его доступности. В настоящее время основным источником Р являются фосфориты и апатиты, запасы которых сконцентрированы в ограниченном числе стран, таких как Марокко, Китай, США, Россия и Алжир [1]. Так как альтернативной замены фосфорным удобрениям в сельском хозяйстве не существует, то оставшиеся 90 % стран мира, включая Беларусь, вынуждены импортировать сырье для их получения. Кроме того, фосфорсодержащие горные породы относятся к невозобновляемым природным ресурсам. Прогнозируется, что легкодоступные разведанные запасы при современном уровне добычи и потребления иссякнут в обозримом будущем [2]. В связи с этим страны Европейского союза включили фосфорсодержащие горные породы и белый фосфор в перечень стратегического сырья.

Сформированный в результате деятельности человека техногенный круговорот фосфора, от добычи фосфорсодержащего сырья до потребления продукции, главным образом минеральных удобрений, продовольствия и моющих средств, является разомкнутым [2]. Значительные потери Р связаны с его миграцией в сточные воды и далее в водные объекты. Антропогенная эвтрофикация водных объектов сопровождается уменьшением прозрачности, «цветением» воды, увеличением количества сине-зеленых водорослей и цианобактерий, накоплением органического вещества в воде и осадках, заиливанием берегов, ростом дефицита кислорода, гибелью гидробионтов, деградацией водных ресурсов [3].

В связи с необходимостью ограничения поступления Р в водные объекты, а также его возврата в хозяйственный оборот развитые государства начинают принимать «жесткие» законодательные нормы по удалению и извлечению фосфора на очистных сооружениях канализации. Первой страной, которая законодательно закрепила необходимость извлекать Р из осадков сточных вод и бойнь с 1 января 2016 г., была Швейцария. В Германии в мае 2017 г. был утвержден Закон

об осадках сточных вод. В законе оговорена минимальная степень извлечения Р на очистных сооружениях мощностью более 50 000 ЭН (эквивалентное население), которая должна к 2029 г. превышать 50 мас. %. В названных странах введен мораторий на использование осадков сточных вод в сельском хозяйстве.

В процессе очистки сточных вод на очистных сооружениях канализации фосфор удаляется и аккумулируется в сыром осадке и избыточном активном иле. В результате длительного уплотнения, анаэробной стабилизации, совместного механического обезвоживания, а также уплотнения на иловых площадках этих осадков значительное количество Р может переходить в иловую воду (до 60 мас. %). В следствие возврата иловых вод в приемную камеру очистных сооружений возрастает нагрузка по Р на основную систему очистки. Таким образом, извлечение Р из возвратных потоков является актуальным.

Для извлечения Р из жидкой фазы иловых суспензий в основном используют процессы осаждения, кристаллизации или адсорбции. Как правило, извлечению Р предшествует стадия, обеспечивающая его максимальный переход в жидкую фазу. Это может достигаться за счет изменения рН, окислительно-восстановительного потенциала или температуры. В результате извлечения получают либо магний аммоний фосфат (струвит), либо гидроксипатит, либо фосфат кальция. Существует множество технологий, позволяющих извлекать Р из иловых вод [4]:

- | | |
|----------------------|---------------------------------|
| 1) Phostrip; | 8) Ebara Corp.; |
| 2) Ostara PEARL; | 9) MAP crystallization; |
| 3) DHV Crystalactor; | 10) Kurita Ltd.; |
| 4) Unitika Phosnix; | 11) P-RoC or PROPHOS; |
| 5) Nishihara Ltd.; | 12) CSIR fluidized bed reactor; |
| 6) REPHOS; | 13) Sydney Waterboard Reactor. |
| 7) PRISA; | |

Среди представленных технологий наиболее известна Ostara PEARL, обеспечивающая высокую степень извлечения (более 90 %) и низкое содержание тяжелых металлов в образующихся гранулах струвита, названных Crystal Green.

Внедрение таких технологий позволяет возвращать извлеченный Р в хозяйственный оборот и снижать отрицательное воздействие на окружающую среду при получении и использовании классических фосфорных удобрений. Например, при сокращении объемов применения минеральных удобрений, произведенных на основе природного сырья, можно ожидать сокращение поступления кадмия в биосферу.

На кафедре промышленной экологии также разработана технология извлечения Р из иловых вод, образующихся при обработке осадков

сточных вод. В основе технологии лежит использование измельченного каустического доломита, полученного в результате обжига при температуре 650–750 °С в качестве сорбционного материала. Во время извлечения в результате хемосорбционных процессов фосфор связывается в малорастворимые соединения магний аммоний фосфат и фосфат магния [5]. Высокая эффективность извлечения Р (более 90 %) была подтверждена экспериментально при обработке фугата, полученного путем обезвоживания осадков сточных вод, сброженных в мезофильных условиях.

Полученный в результате извлечения осадок содержит до 8 мас. % фосфора и до 1 мас. % азота. При этом содержание тяжелых металлов в нем не превышает предельно допустимых концентраций в почве, установленных Продовольственной и сельскохозяйственной организацией ООН (ФАО) и Министерством здравоохранения Беларуси. Таким образом, полученный осадок может найти применение в сельском и лесном хозяйстве в качестве комплексной почвоулучшающей добавки.

Установлено, что извлечение Р из возвратных потоков очистных сооружений с применением данной технологии позволяет снизить общую нагрузку по Р на очистные сооружения до 30 %. В свою очередь это повлечет за собой повышение эффективности удаления Р на основной стадии очистки. Кроме того, использование данной разработки обеспечивает возможность последующего использования извлеченных биогенных элементов.

Литература

1. Mineral commodity summaries 2019 / Edited by Amy C. Tolcin. – Reston, VA: U.S. Geological Survey, 2019. – 204 p. – DOI: org/10.3133/70202434.
2. Ashley, K. A brief history of phosphorus: from the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse / K. Ashley, D. Cordell, D. Mavinic // *Chemosphere*. – 2011. – Vol. 84, no. 6. – P. 737–746.
3. Mechanisms and assessment of water eutrophication / Yang Xiao-E [et al.] // *Journal of Zhejiang University Science B*. – 2008. – Vol. 9, no. 3. – P. 197–209.
4. Sartorius, C. Phosphorus recovery from wastewater – Expert survey on present use and future potential / C. Sartorius, J. von Horn, F. Tettborn // *Water Environment Research*. – 2012. – Vol. 84, no. 4. – P. 313–322.
5. Сапон, Е.Г. Очистка возвратных потоков очистных сооружений от фосфатов обожженным доломитом / Е.Г. Сапон, В.Н. Марцуль // *Труды БГТУ. Сер. 2, Хим. технологии, биотехнология, геоэкология*. – 2017. – № 1. – С. 106–113.

СОВРЕМЕННЫЕ ЭФФЕКТИВНЫЕ МЕТОДЫ БОРЬБЫ С ЗАПАХОМ ОТ ОБЪЕКТОВ ВОДОПРОВОДНО-КАНАЛИЗАЦИОННОГО ХОЗЯЙСТВА

Запах – это специфическое ощущение присутствия в воздухе летучих органических соединений (ЛОС), обнаруживаемых химическими рецепторами обоняния, расположенными в носовой полости. Ощущаемые запахи в весьма значительной степени влияют на оценку человеком качества среды обитания [1].

К основным отрицательным аспектам наличия неприятного запаха относят:

1) социальный. Неприятные запахи ведут к снижению качества жизни. Наличие посторонних запахов – стресс-фактор, который приводит к раздраженности населения;

2) экологический и социально-эпидемиологический. Запахи способны вызывать аллергические реакции, влиять на скорость сердцебиения, кровяное давление, вызывать снижение обоняния из-за воспалительного процесса в слизистой оболочке носа;

3) экономический. Наличие неприятных запахов влияет на стоимость жилья.

В системе водоотведения дурнопахнущие вещества (сероводород, меркаптаны, летучие жирные кислоты и другие восстановленные соединения, такие как амины, альдегиды и кетоны) образуются в результате анаэробного биологического разложения органических веществ, прежде всего белков (в особенности, серосодержащих) и углеводов. В формировании запаха также принимают участие микроорганизмы-сульфатредукторы, содержащиеся в сточной воде, получающие энергию за счет окисления органических веществ, восстановления серы, содержащейся в сульфатах.

Так как очистные сооружения и инженерные сооружения и объекты системы водоотведения во многих случаях расположены в той или иной близости от жилого сектора либо мест нахождения граждан, выделение от них неприятных запахов приводит к жалобам населения. В связи с этим необходимы нормирование и контроль уровня неприятных запахов, разработка и реализация мероприятий по их снижению.

Неприятные запахи от канализационных каналов или КНС, помимо того что приводят к жалобам проживающего вблизи вытяжек населения,

также являются указанием на развитие анаэробных процессов, вызывающих серьезные проблемы: газовая коррозия бетона в коллекторах или коррозия электрооборудования. Для предотвращения негативных последствий необходимо своевременно определить источники выбросов и обеспечить должную систему вентиляции выявленных объектов, оснащенную соответствующим газоочистным оборудованием.

В газовоздушных выбросах от объектов канализации содержится большое количество одорантов с различными пороговыми концентрациями чувствительности носа к этим веществам (которые, как правило, значительно ниже значений ПДК), например, метилмеркаптан – 0.000003 мг/м^3 , аммиак – $0,1 \text{ мг/м}^3$, сероводород – $0,00076 \text{ мг/м}^3$.

В связи с этим определить концентрации веществ посредством инструментального анализа с целью выявления основных одорантов достаточно сложно и дорого, а в некоторых случаях и невозможно. Количественное определение запаха в целом без привязки к конкретным загрязняющим веществам осуществляют посредством ольфактометрии (рисунки 1–3).

В качестве эталонного вещества при измерении запаха применяют *n*-бутанол. Одна европейская эталонная единица запаха (odour unity (OU_E), E3) соответствует 123 мкг *n*-бутанола.



Рисунок 1 – Работа со стационарным ольфактометром



Рисунок 2 – Оценка интенсивности запаха полевым ольфактометром

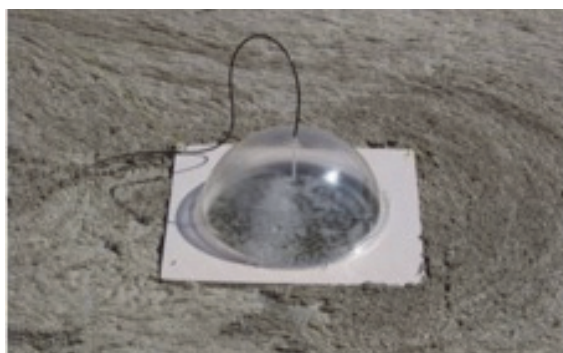


Рисунок 3 – Отбор пробы запаха от иловой карты

При ольфактометрических исследованиях концентрацию запаха измеряют путем определения фактора разведения, требуемого для достижения порога определения в 1 ЕЗ/м. Диапазон измеряемых концентраций от 10 до 10^7 ЕЗ/м³.

В ГОСТ-Р 32673-2014 «Правила установления нормативов и контроля выбросов дурнопахнущих веществ в атмосферу», разработанном на основе европейского стандарта динамической ольфактометрии EN 13725:2003 [2], описана методика ольфактометрических измерений.

В отсутствие возможности проведения ольфактометрических замеров применительно к выбросам очистных сооружений в качестве маркерного вещества можно использовать сероводород, концентрация которого достаточно просто определяется инструментально. Однако следует учитывать ограничения использования сероводорода как индикатора запаха:

- порог чувствительности сероводорода очень низкий (всего 0,00076 мг/м³), в то время как ПДК в селитебной зоне в 10 раз выше – 0,008 мг/м³;

- необходимо устанавливать зависимость запаха от концентрации H₂S для каждого объекта (очистных сооружений), что обусловлено их конкретной спецификой (наличие промышленных стоков, технология очистки и пр.).

Инвентаризация источников выбросов запаха с помощью ольфактометрических измерений позволяет составить карту рассеивания запахов и определить основные источники выбросов запаха для составления плана мероприятий по снижению уровня запахов от очистных сооружений. Пример составления карты рассеивания от очистных сооружений с учетом рельефа местности, розы ветров и метеоусловий приведен на рисунке 4.

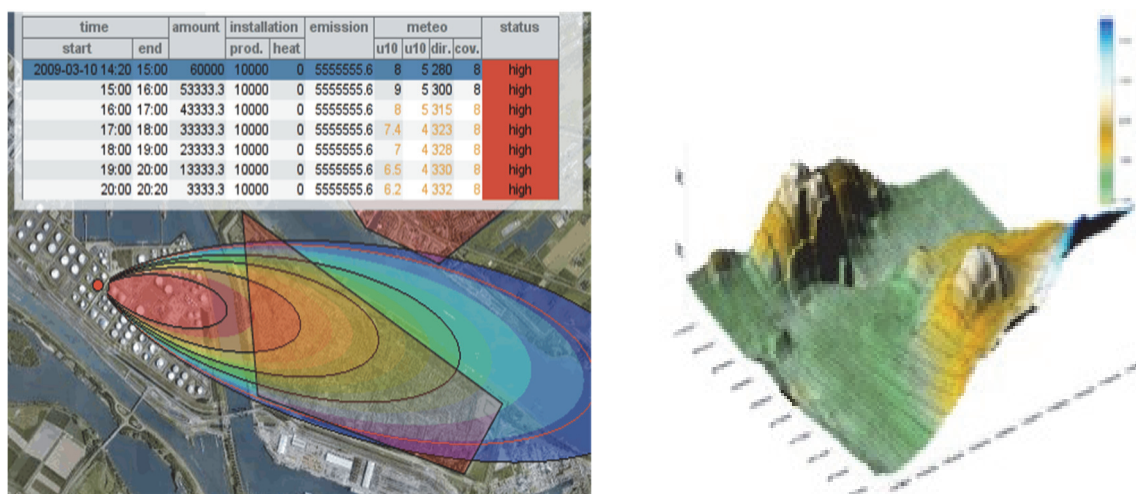


Рисунок 4 – Рассеивание запаха от очистных сооружений

Мероприятия по снижению уровня запахов могут быть технологическими и техническими [3, 4].

Технические мероприятия по снижению уровня запахов выбираются в зависимости от типа источника выбросов запаха: организованный (например, вентиляционные выбросы от канализационной насосной станции (КНС), цеха механического обезвоживания (ЦМО) и пр.) или неорганизованный (например, иловые карты, первичные отстойники и пр.), а также с учетом того, есть ли превышения ПДК загрязняющих веществ или нет.

На основании анализа данных по работе различных типов оборудования очистки выбросов на разных объектах систем водоотведения по критериям стоимости оборудования и его эксплуатации, глубины очистки, простоты эксплуатации, надежности к оптимальным решениям для организованных источников относятся адсорберы (при условии использования высококачественных адсорбентов). В качестве примера можно указать произведенные в России адсорберы ПьюрАэр с адсорбционной загрузкой марки УКМ [5].

Основные характеристики адсорберов ПьюрАэр:

- эффективность удаления запаха – 99,5 %;
- изменение или залповое повышение концентраций загрязняющих веществ не сказывается на эффективности очистки в связи с тем, что в качестве адсорбента используется специальный уголь марки УКМ, имеющий высокие адсорбционные свойства (адсорбция H_2S до 70 % от собственного веса);
- влажность очищаемых газов не влияет на степень эффективности очистки;
- корпус и элементы фильтра выполнены из антикоррозионных материалов, таких как стеклопластик или полиэтилен высокой плотности (HDPE) – (см. рисунки 5–6);
- техническое обслуживание заключается только в проверке износа адсорбента с помощью датчика (щупа) – см. рисунок 7;
- для работы не требуются ни электроэнергия, ни вода.

При невозможности перекрытия источников выбросов запаха, в том числе от неорганизованных источников большой площади, таких как иловые карты, шламонакопители, оптимальной технологией является «Мокрый барьер» – распыление веществ, нейтрализующих запах. По этой технологии нейтрализация запаха происходит за счет распыления в воздухе водного раствора специального концентрата, представляющего собой смесь растительных эфирных масел. Высокая реакционная способность данных соединений обеспечивает их реакции с дурнопахнущими соединениями и нейтрализацию последних.



Рисунок 5 – Очистка выбросов от резервуаров КНС по перекачке илового осадка (АО «Мосводоканал»)



Рисунок 6 – Установка адсорбционных фильтров на Василеостровской канализационной насосной станции (ГУП «Водоканал Санкт-Петербурга»)

Очистка выбросов составляет 46 000 м³/ч.



Рисунок 7 – Щуп для определения износа адсорбента

Для распыления раствора используется специальное оборудование, состоящее из форсунок на протяженном шланге, насоса с блоком управления и емкости для раствора (рисунки 8–9).



Рисунок 8 – «Мокрый барьер» на первичных отстойниках



Рисунок 9 – «Мокрый барьер» на иловых картах

Через форсунки происходит распыление раствора концентрата, что создает завесу мелкодисперсного тумана с размерами частиц от 5 до 50 мкм.

Для эффективной борьбы с запахом от объектов водопроводно-канализационного хозяйства необходимо провести инвентаризацию источников выбросов ольфактометрическими методами с разработкой плана мероприятий по сокращению выбросов запаха [6, 7].

В качестве оптимальной технологии удаления запахов для организованных источников служит применение адсорберов, для неорганизованных – применение технологии «Мокрый барьер».

Литература

1. Очистка сточных вод с использованием централизованных систем водоотведения поселений, городских округов: ИТС 10-2019: утв. Приказом Росстандарта от 12 дек. 2019 г. № 2981. – М., 2019.

2. Правила установления нормативов и контроля выбросов дурнопахнущих веществ в атмосферу: ГОСТ 32673-2014. – Введ. 07.01.2015. – Минск, 2015.

3. Свицков, С.В. Внедрение технологии уничтожения неприятных запахов на очистных сооружениях г. Анапа / С.В. Свицков // Наилучшие доступные технологии водоснабжения и водоотведения. – 2015. – № 4.

4. Свицков, С.В. Очистные сооружения как источник неприятного запаха: причины, характеристики и методы борьбы / С.В. Свицков, Д.А. Данилович, В.Н. Азаров // Водоснабжение и санитарная техника. – 2016. – № 7.

5. Рублевская, О.Н. Мероприятия по предотвращению распространения неприятных запахов на объектах ГУП «Водоканал Санкт-Петербурга» / О.Н. Рублевская // Водоснабжение и санитарная техника. – 2013. – № 10.

6. *Odours in wastewater treatment: measurement, modeling and control* / ed. by R. Stuetz, F.-B. Frechen. – IWA Publishing, 2001.

7. *Control of Odors and Emissions from Wastewater Treatment Plants*. – WEF, 2004.

М.Ю. Семашко, младший научный сотрудник
Н.А. Ковальчук, младший научный сотрудник
Институт жилищно-коммунального хозяйства
НАН Беларуси, Минск, Беларусь

ТЕОРИТИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ РАЗРАБОТКИ МЕХАНИЗМОВ ПРИВЛЕЧЕНИЯ ИНВЕСТИЦИЙ ДЛЯ ФИНАНСИРОВАНИЯ ИНФРАСТРУКТУРНЫХ ПРОЕКТОВ РАЗВИТИЯ ВОДОПРОВОДНО-КАНАЛИЗАЦИОННОГО ХОЗЯЙСТВА

Водопроводно-канализационное хозяйство (ВКХ) Республики Беларусь составляет значительную долю отрасли жилищно-коммунального хозяйства (далее – ЖКХ), основными направлениями деятельности которого является обеспечение комфортных условий проживания и социально-экономической безопасности нашей страны. В свою очередь, ВКХ играет важнейшую роль в становлении народного хозяйства страны, что указывает на необходимость выделения значительного объема финансовых ресурсов на ее содержание и развитие.

Однако в настоящее время наблюдается низкий объем выделения средств из республиканского и местных бюджетов на реализацию проектов по реконструкции очистных сооружений для улучшения качества очистки сточных вод и снижения сброса загрязняющих веществ в водные объекты, проектов по внедрению биогазовых комплексов на очистных сооружениях, строительству станций обезжелезивания с целью повышения качества питьевого водоснабжения.

Стоит отметить, что Концепция совершенствования и развития жилищно-коммунального хозяйства до 2025 г. предполагает преобразование системы финансирования и привлечения инвестиций в ВКХ. Данная концепция нацелена на предоставление бюджетного финансирования ВКХ для модернизации объектов, развития материально-технической базы и функционирования этих организаций (не менее 70 %), а также на внедрение новых механизмов инвестирования в инновационные проекты, привлечение дополнительных источников финансирования и средств на материальное стимулирование работников в виде выплат социального характера (не более 30 %) [1].

Далее более подробно остановимся на рассмотрении основных экономических механизмов привлечения инвестиций в инновационные проекты развития ВКХ, которые представлены в виде следующих направлений:

– внедрение проектов по проведению модернизации инженерных сетей и объектов ВКХ, средства на финансирование которых будут

выделяться ОАО «Банк развития Республики Беларусь», Белорусским инновационным фондом, региональными инновационными фондами, Белорусским фондом финансовой поддержки предпринимателей;

- государственная поддержка инвестиционных проектов республиканского значения и создание отраслевого централизованного инновационного фонда ВКХ;

- выделение средств на мероприятия по модернизации объектов ЖКХ (лизинг, долгосрочная аренда, концессия, инвестиционные договоры), основанных на модели государственно-частного партнерства;

- привлечение дополнительных средств финансирования в виде кредитов и грантов международных финансовых организаций;

- снижение выделения бюджетных средств на финансирование развития отрасли ЖКХ и переход на 100 %-ную оплату жилищно-коммунальных услуг потребителями при условии сохранения государственного регулирования тарифов на коммунальные услуги;

- переход организаций ВКХ на самофинансирование с целью получения экономической самостоятельности и социальной ответственности, внедрения мероприятий по рациональному использованию ресурсов и, как следствие, максимизации полученной прибыли.

В настоящее время важные механизмы развития государственной политики, деятельность которой связана со стимулированием развития приоритетных направлений в области экономики и социальной сферы, представлены в виде институтов развития, использующих ресурсы для финансирования инвестиционных и инновационных проектов. Поэтому немаловажную роль в данной ситуации играет привлечение дополнительных средств финансирования, таких как кредиты, иностранные инвестиции, безвозмездная финансовая поддержка (гранты).

Финансирование за счет собственных средств инвестора может достигать уровня 40 %, а привлеченные ресурсы составляют оставшуюся часть. Источниками финансирования в Республике Беларусь являются следующие институты развития: Европейский банк реконструкции и развития, Глобальный экологический фонд, Международная финансовая корпорация, Северный инвестиционный банк (СИБ), Коммерческие банки, Международная финансовая корпорация, Северная экологическая финансовая корпорация (НЕФКО), а также могут привлекаться средства региональных инновационных фондов и Республиканского централизованного инновационного фонда (таблица) [2, 3].

Таблица – Действующие в Беларуси институты развития и их возможности по финансированию инвестиционных проектов ВКХ

Источник финансирования	Условия
Евразийский банк реконструкции и развития	Минимальная сумма – 10 млн долл. США; отсрочка оплаты основного долга в зависимости от индивидуальных показателей проекта; сроки кредитования предоставляются на срок до 15 лет; процентная ставка – от $libor + 2\%$ до $libor + 11\%$; доля собственного участия – не менее 10 %
Международная финансовая корпорация	Минимальная сумма – от 10 млн долл. США; сроки – около 10 лет; процентная ставка – 6–7 %; доля собственного участия – не менее 40 %; не требует привлечения государственных гарантий
Республиканский централизованный инновационный фонд и региональные инновационные фонды	Виды оказываемой государственной финансовой поддержки: финансовые средства на возвратной возмездной или безвозмездной основе; субсидии для возмещения части процентов за пользование банковскими кредитами; субсидии для возмещения расходов на выплату лизинговых платежей по договорам финансовой аренды (лизинга) в части оплаты суммы вознаграждения (дохода) лизингодателя; субсидия для возмещения части расходов, связанных с участием в выставочно-ярмарочных мероприятиях либо с их организацией; льготное кредитование, в том числе микрокредитование
ОАО «Банк развития Республики Беларусь»	Кредиты в безналичной форме в белорусских рублях и (или) иностранной валюте, не превышающие 80 % от суммы инвестиций в основной капитал. Срок возврата кредита не должен превышать 15 лет
Коммерческие банки	Процентная ставка – до 11,75 % в белорусских рублях, до 15 % в российских рублях, 8 % в долларах США и евро; многими банками процентные ставки устанавливаются по согласованию сторон; множество формальных требований; залог или другие формы обеспечения; финансирование до 70 % стоимости проекта; срок кредитования до 60 мес. В некоторых банках возможна отсрочка погашения основного долга
Глобальный экологический фонд, Северная экологическая финансовая корпорация (НЕФКО), Северный инвестиционный банк (СИБ)	Выделение грантов или софинансирование по результатам проведения конкурса проектов; заявителями могут выступать некоммерческие организации (в том числе общественные объединения, фонды, учреждения, объединения юридических лиц и (или) индивидуальных предпринимателей (ассоциации и союзы), учредителями (собственниками) которых не являются органы государственной власти и управления, государственные организации и учреждения) и поселковые/сельские Советы депутатов, зарегистрированные и осуществляющие деятельность на территории Республики Беларусь; банк предлагает долгосрочные кредиты и гарантии на рыночных условиях для своих клиентов в частном и государственном секторах, срок кредитования – до 20 лет в объеме до 50 % от стоимости проекта

Приоритетной задачей ВКХ является инновационное развитие, однако действующая нормативная база не позволяет предприятиям ВКХ использовать средства инновационных фондов в полной мере для реализации инвестиционных проектов. Одним из элементов для достижения данной задачи может выступать внесение корректив в положение о порядке формирования и использования инновационных фондов. Инновационные проекты в сфере ВКХ ориентированы на внутренний рынок и имеют высокую социальную значимость, что связано с обеспечением населения качественной питьевой водой, а также решением экологических проблем, оказывающих влияние на окружающую среду.

Литература

1. Концепция совершенствования и развития жилищно-коммунального хозяйства до 2025 года: утв. постановлением Совета Министров Респ. Беларусь, 29 дек. 2017 г., № 1037 [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.government.by/upload/docs/file34e37cb338aada3e.PDF>. – Дата доступа: 12.11.2019.

2. Попкова, А.С. Перспективные схемы государственно-частного партнерства в системе водоснабжения и водоотведения в Республике Беларусь / А.С. Попкова // Науч.-техн. прогресс в жилищно-коммунальном хозяйстве: материалы I Междунар. науч.-практ. конф., Минск, 3–4 окт. 2019 г.: в 3 ч. / Белорус. гос. технол. ун-т. – Минск, 2019. – Ч. 2. – С. 32–41.

3. Привлечение кредитов, выдаваемых банками Республики Беларусь [Электронный ресурс]. – Режим доступа: http://www.economy.gov.by/ru/privle4enie_kreditov_pod_garantii-ru/. – Дата доступа: 04.11.2019.

**Т.В. Слиж¹, руководитель группы реализации проекта
С.А. Дубенок², заместитель директора
по научной работе, кандидат технических наук**

¹Унитарное предприятие «Минскводоканал», г. Минск, Беларусь

²Республиканское унитарное предприятие «ЦНИИКИВР»,
г. Минск, Беларусь

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПЛАТЕЖИ ЗА СБРОС СТОЧНЫХ ВОД И ИХ РОЛЬ В СНИЖЕНИИ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ

Сброс сточных вод в поверхностные водные объекты и подземные горизонты является одним из видов воздействия на окружающую среду. Экономическим механизмом по сокращению этого воздействия должны выступать в первую очередь различные природоохранные платежи и налоги.

Платежи за загрязнение водных ресурсов взимаются в большинстве стран в виде экологических налогов (при непосредственном сбросе сточных вод в окружающую среду), платы за услуги по приему, транспортировке и очистке сточных вод (при сбросе сточных вод в системы канализации) по установленным тарифам и в виде возмещения вреда окружающей среде (при сверхнормативных и аварийных сбросах сточных вод в окружающую среду).

При взимании платы за сброс сточных вод в водные объекты могут использоваться две базы для расчета величины платы: объем сброса сточных вод и масса сбрасываемых загрязняющих веществ. Причем в ряде стран применяются обе базы одновременно.

В Российской Федерации и Украине, большинстве стран ЕС объектом обложения за сброс сточных вод является масса сбрасываемых загрязняющих веществ, т. е. реализуется общепризнанный международный принцип – «загрязнитель платит». Ставка налога в данном случае определяется в зависимости от класса опасности сбрасываемого загрязнения и его массы. Ряд европейских стран облагают налогом не только точечные, но и диффузные источники загрязнения вод (Дания, Бельгия, Нидерланды, Швеция), а именно используемые в сельском хозяйстве минеральные и органические удобрения и пестициды.

В соответствии с Налоговым кодексом Республики Беларусь экологический налог является составной частью республиканских налогов и в качестве объектов налогообложения включает выбросы загрязняющих веществ в атмосферный воздух, сбросы сточных вод, хранение, захоронение отходов производства.

При этом объектами экологического налога не признается сброс поверхностных сточных вод (дождевые и талые) в окружающую среду.

Плательщиками экологического налога не признаются бюджетные и сельскохозяйственные организации, которые работают на едином налоге (за исключением рыбных прудовых хозяйств).

Сумма экологического налога исчисляется как произведение налоговой базы и налоговой ставки. Налоговой базой при сбросе сточных вод является фактический объем сброса. При этом по остальным видам экологического налога налоговой базой является фактическое поступление загрязнения в окружающую среду, которое выражено через массу загрязняющего вещества по всем источникам поступления загрязнений.

С 2010 г. ставки экологического налога дифференцированы в зависимости от объектов окружающей среды, принимающих сточные воды, и на 01.01.2019 г. составляли:

- в водотоки – 0,1 руб. (0,04 евро за 1 м³);
- в водоемы, подземные воды – 0,12 руб. (0,05 евро за 1 м³);
- в недра – 6,9 руб. (3,05 евро за 1 м³).

Очевидно, что за исключением ставок налога на сброс сточных вод в недра остальные ставки являются относительно низкими.

При этом для ставок экологического налога за сброс сточных вод предусмотрены понижающие коэффициенты:

1) за сброс сточных вод плательщиками, получившими экологический сертификат соответствия, в течение трех лет со дня получения этого сертификата – 0,9;

2) за сброс сточных вод для владельцев коммунальной канализации (сброс от населения), для рыбных прудовых хозяйств (сброс с прудов) – 0,006;

3) за сброс сточных вод в водные объекты теплоэлектростанциями, использующими в работе:

– невозобновляемые источники энергии, в которых охлаждение конденсаторов турбин осуществляется по прямоточной схеме, – 0,5;

– возобновляемые источники энергии, в которых охлаждение конденсаторов турбин осуществляется по прямоточной схеме, – 0,2.

Анализ фактических данных по уплате экологического налога за сброс сточных вод в Республике Беларусь показывает, что существенного влияния на экономику страны данный налог не оказывает: суммарно экологический налог (выбросы, сбросы, отходы) составляет около 0,15 % от ВВП (таблица), а экологический налог за сброс сточных вод – около 0,06–0,07 % от ВВП.

Таблица – Отношение уплаченных сумм экологического налога к ВВП в Республике Беларусь, %

Год	1996	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Показатель	0,40	0,70	0,58	0,37	0,38	0,20	0,12	0,12	0,13	0,18	0,14	0,15	0,16	0,16

По этому показателю Республика Беларусь значительно уступает странам ЕС. Так, в Польше удельный вес экологического налога составляет около 1,9 % ВВП, а в Чехии – 2,7 %. Мировая практика доли экологического налога в ВВП от 1,5 до 3 %.

Регулирующие функции экологического налога в части принятия водопользователями решений в отношении способов и объемов использования водных ресурсов, воздействия на водные объекты практически не выражены.

Стимулирующий эффект, способный побудить водопользователя к повышению эффективности очистки сточных вод и снижению поступления массы загрязняющих веществ в водные объекты, отсутствует.

Не способствует повышению результативности налогового регулирования в сфере водопользования также отсутствие инструментов, направленных на ограничение диффузного загрязнения водных объектов.

К тому же существующая процедура применения экологического налога не позволяет использовать налоговые поступления для реализации природоохранных мероприятий: до 2011 г. в Республике Беларусь экологический налог поступал в целевой бюджетный фонд охраны природы. С 2011 г. такой фонд был упразднен и экологический налог за сбросы сточных вод перечисляется непосредственно в бюджет (40 % – в республиканский, 60 % – в местные), при этом наблюдается систематическое недофинансирование мероприятий по охране водных ресурсов. Поступающие в бюджет средства от уплаты экологического налога зачастую расходуются на мероприятия, не связанные с охраной окружающей среды.

Проведенный анализ позволяет сделать вывод: существующая в стране система исчисления и взимания экологического налога за сброс сточных вод недостаточно задействована в регулировании водоохраных мероприятий по снижению воздействия на водные ресурсы и требуется совершенствование данной системы.

Первоочередное внимание необходимо обратить на усиление регулирующей и стимулирующей функций экологического налога за сброс сточных вод:

- повышение ставок экологического налога за сброс сточных вод;

– уточнение методики исчисления экологического налога за сброс сточных вод (учет как объема сбрасываемых сточных вод, так и массы сбрасываемых загрязняющих веществ с установлением норматива платы за сброс облагаемых загрязняющих вещества (за тонну или килограмм) с учетом их класса опасности); внесение изменений в соответствующие нормативные правовые акты;

– расширение сферы применения экологического налога за сброс сточных вод, ориентированной на ограничение диффузного загрязнения водных объектов, ограничение загрязнения и истощения водных объектов от ведения рыбного прудового хозяйства и на поступление загрязнения при сбросе поверхностных сточных вод (дождевых, талых и поливомоечных) в водные объекты;

– возрождение целевого бюджетного фонда охраны природы и целевого статуса экологических налогов как источника его формирования.

Принятие решения о реализации той или иной меры должно осуществляться в контексте общей налоговой политики государства. Первоочередное внимание необходимо уделять усилению регулирующей и стимулирующей роли налоговых инструментов, что не ограничивается простым повышением ставок и расширением сферы применения налогов. Расширение сферы использования экологического налога за сброс сточных вод и применение более обоснованных ставок в первую очередь должны создавать стимулы для внедрения передовых технологий по очистке сточных вод и снижению поступления загрязнений в водные объекты [1, 2].

Литература

1. Налоговый кодекс Республики Беларусь (Особенная часть): принят Палатой представителей 11 дек. 2009 г.; одобр. Советом Респ. 18 дек. 2009 г. – Минск, 2009. – № 71-3.

2. Водный кодекс Республики Беларусь: принят Палатой представителей 2 апр. 2014 г.; одобр. Советом Респ. 11 апр. 2014 г. – Минск, 2014. – № 149-3.

**А.В. Смирнов, заместитель начальника
технологического отдела**

Акционерное общество «МАЙ ПРОЕКТ», г. Москва, Россия

ПРАКТИЧЕСКИЙ ОПЫТ РЕТЕХНОЛОГИЗАЦИИ СООРУЖЕНИЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД

Абсолютное большинство сооружений очистки сточных вод построены в соответствии со строительными нормами и правилами, введенными в действие несколько десятилетий назад. При проектировании очистных сооружений канализации (ОСК) учитывались только два показателя: биохимическое потребление кислорода (БПК) и взвешенные вещества. При этом не предусматривалась очистка сточных вод от биогенных соединений.

Современные требования, предъявляемые к очистке городских сточных вод, предполагают, что очистка от этих и других соединений необходима. Опыт работы на сооружениях очистки сточных вод показал, что реконструкция сооружений путем замены оборудования далеко не всегда соответствует современным экологическим, экономическим и техническим требованиям. Эти требования определяют необходимость проведения реконструкции систем очистки воды с поэтапной *ретехнологизацией*.

За последние годы ретехнологизация систем очистки сточных вод была проведена на ряде объектов в России, Украине и Белоруси, на которых было достигнуто хорошее качество очищенных сточных вод при минимальном объеме строительных работ.

Саму суть ретехнологизации можно разделить на 3 основных этапа: **технологический этап** – реализация современных технологий очистки сточных вод в существующих объемах и габаритах сооружений – актуализация технологической схемы очистки; **технический этап** – замена, модернизация оборудования в рамках актуализированной технологической схемы; **смарт-этап** (Smart) – оснащение сооружений приборами контроля, учета и мониторинга состояния процесса очистки сточных вод, централизация сигналов с оборудования в диспетчерский пункт для управления технологическими параметрами работы сооружений и оборудования.

Первый и главный этап ретехнологизации – разработка технологической схемы работы сооружений, наиболее важным звеном которой является узел биологической очистки. Среди предлагаемых в отрасли технологических схем очистки сточных вод (МБР, иммобилизованная микрофлора и т. д.) внедрение схем нитри- и денитрификации является наиболее доступным и широко применяемым.

АО «МАЙ ПРОЕКТ» при подборе схем нитри- и денитрификации используют собственную программу «ЭкоСим», которая основана на модели работы активного ила (ASM), а также международную программу GPS-X. Компьютерная имитация процессов биологической очистки сточных вод в аэротенках является мощным современным средством, необходимым при прогнозировании проектных и эксплуатационных параметров. За последние 10 лет по проектам компании были выполнены работы по строительству и реконструкции более 20 объектов с внедрением технологии удаления биогенных элементов.

Среди наиболее распространенных и доступных мероприятий технического этапа можно выделить замену системы аэрации, установку новых воздухоподогревателей и насосных агрегатов с регулируемой производительностью и более энергоэффективными характеристиками.

Основа автоматизации технологических процессов – это перераспределение материальных, энергетических и информационных потоков в соответствии с принятым критерием управления (оптимальности). Под автоматической системой управления технологическими процессами (АСУ ТП) обычно понимается комплексное решение, обеспечивающее автоматизацию основных технологических операций технологического процесса на сооружениях в целом или каком-то его участке.

Современные КИПиА позволяют вывести АСУ ТП очистных сооружений на новый уровень: обустройство мониторинга и регистрации качества сточных вод, необходимое для оценки работы (расход, уровень, концентрации соединений азота и фосфора, доза и индекс ила, концентрация растворенного кислорода и органических соединений), построение автономных блоков работы (контроль уровня растворенного кислорода, динамический нитратный рецикл, автоматическая ферментация сырого осадка и т. д.), верхний уровень логического контроля и прогнозирования работы ОСК на основе математических моделей работы активного ила. Оснащение сооружений приборами КИПиА, построение единой диспетчерской, а также программирование верхнего (логического) уровня является завершающим и наиболее дорогостоящим этапом ретехнологизации.

В заключение хотелось бы привести примеры, наиболее интересные в плане ретехнологизации: проект реконструкции ОСК г. Вологда и проект реконструкции МОС-1 г. Минска.

В рамках проекта реконструкции ОСК г. Вологда выполнена ретехнологизация сооружений биологической очистки и модернизация воздухоподогревательной станции. Для реализации технологии нитри- и денитрификации существующие первичные отстойники переоборудованы под зоны перемешивания и включены в состав сооружений биологической очистки (рисунок 1).

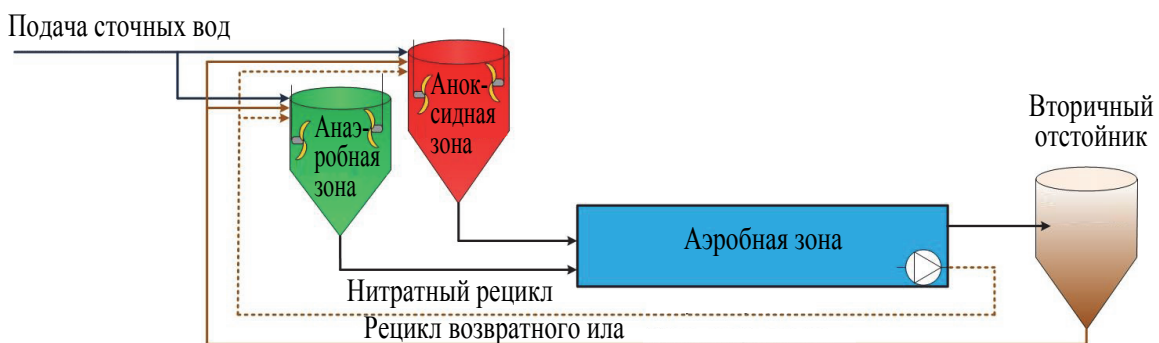
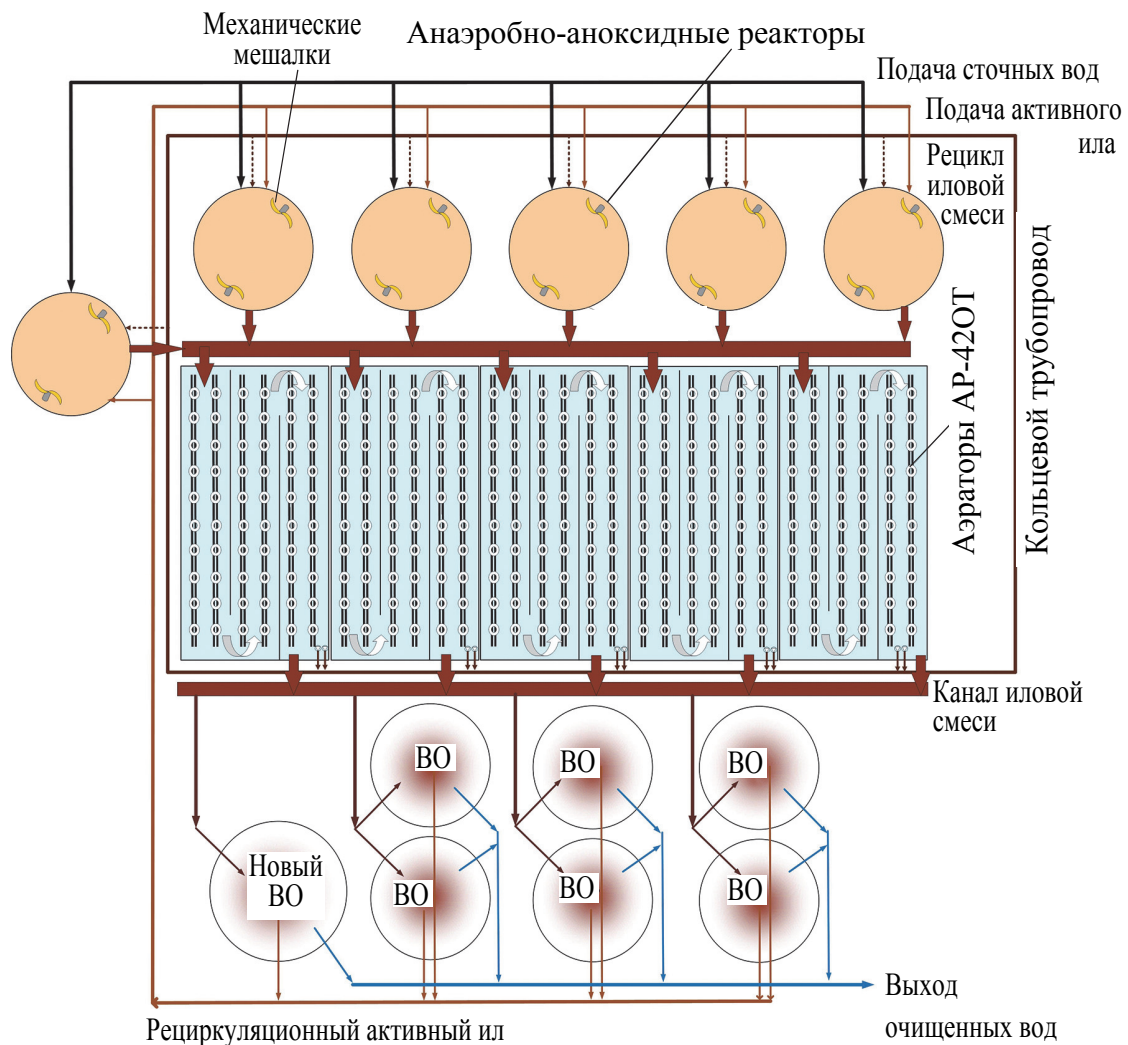


Рисунок 1 – Технологическая схема работы биологической очистки на ОСК г. Вологда

В ходе разработки схемы было принято решение включения объема первичных отстойников в биологическую очистку в качестве анноксидных и анаэробных зон (реакторов), организации циркуляционных колец возвратного ила и нитратного рецикла.

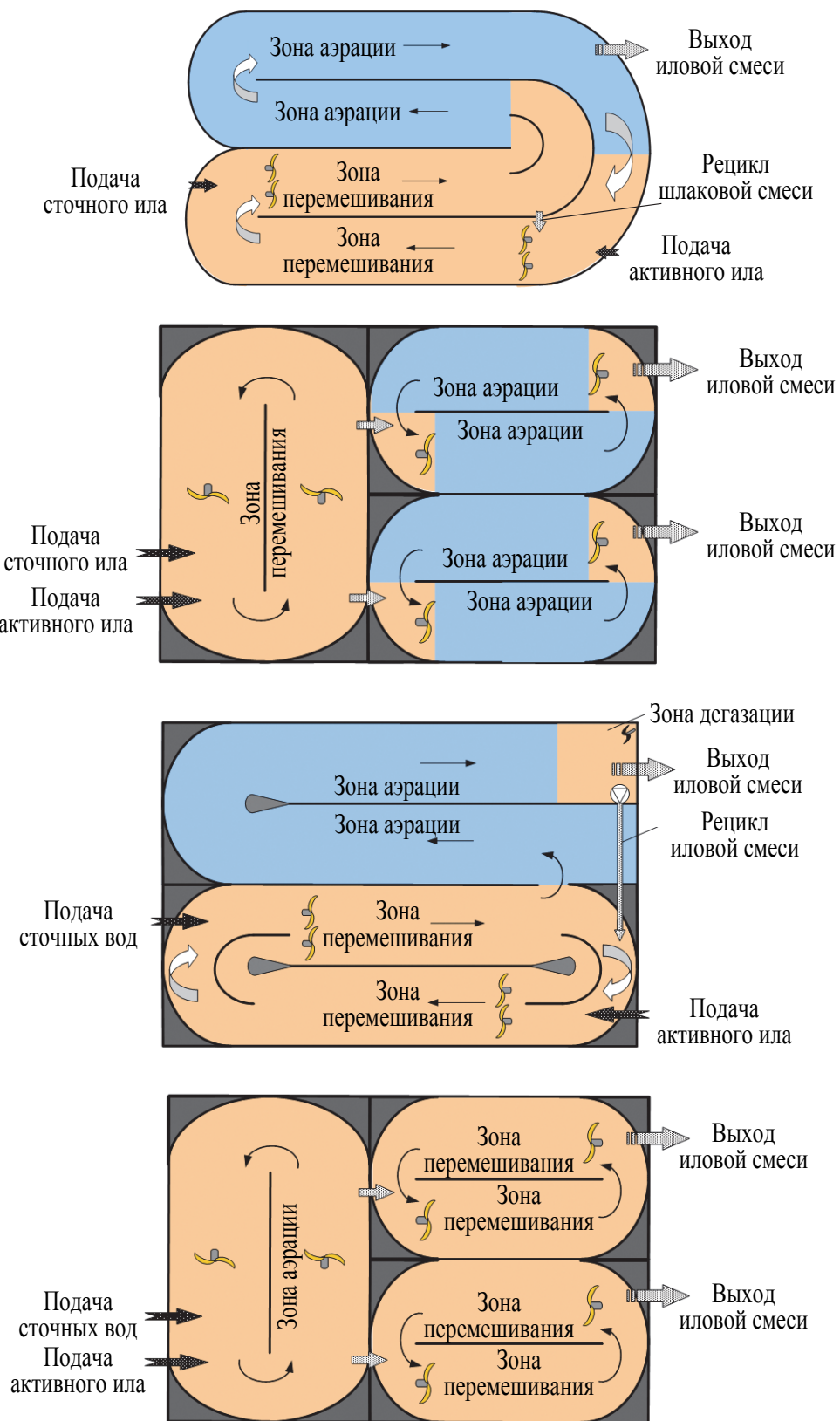


Рисунок 2 – Схемы работы биологической очистки на МОС-1 г. Минска

Установка датчиков КИПиА (датчик аммонийного азота – после механической очистки, автоматический пробоотборник и датчик нитратов – после вторичных отстойников) позволяет определять характер работы зоны в зависимости от баланса возвратного и нитратного рециклов. После завершения всех строительно-монтажных и пусконаладочных работ были достигнуты нужные значения качества очистки сточных вод на уровне требований для водоемов рыбохозяйственного значения Российской Федерации.

При составлении технологической схемы работы аэротенка на МОС-1 были рассмотрены схемы, которые дали хорошие результаты качества очистки по отдельным показателям (рисунок 2).

Математическое моделирование работы биологической очистки в отличие от ТКП 45-4.01-202-2010 позволяет не только рассчитать объемы зон, но и рассмотреть порядок и очередность функциональных зон, что, в свою очередь, позволяет разработать различные технологические схемы и оценить достоинства и недостатки каждой. В итоге выбирается схема, оптимальная для эксплуатации.

Опыт компании АО «МАЙ ПРОЕКТ» доказывает, что концепция ретехнологизации позволяет реализовать современный комплекс очистных сооружений в существующих объемах при грамотном проектировании с использованием последних достижений науки и техники.

Литература

1. Мешенгиссер, Ю.М. Ретехнологизация сооружений очистки сточных вод / Ю.М. Мешенгиссер. – М.: ООО «Издательский Дом «Вокруг света», 2012.

2. Мешенгиссер, Ю.М. Влияние эффективных систем аэрации на качество очистки сточных вод / Ю.М. Мешенгиссер, А.И. Щетинин // Водоснабжение и санитарная техника. – 2000. – № 12, ч. 2.

3. Щетинин, А.И. Особенности реконструкции городских очистных сооружений канализации в настоящий период / А.И. Щетинин // Вода и экология: проблемы и решения. – 2002. – № 2.

Е.А. Соловьева, кандидат технических наук, доцент
Петербургский государственный университет путей сообщения
Императора Александра I, г. Санкт-Петербург, Россия

ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ГЛУБОКОГО УДАЛЕНИЯ АЗОТА И ФОСФОРА ИЗ ГОРОДСКИХ СТОЧНЫХ ВОД ХИМИКО-БИОЛОГИЧЕСКИМИ МЕТОДАМИ

Многообразие технологических и конструктивных решений, особенно ярко проявляющихся в зарубежной практике, представляет возможность использования множества вариантов схем в зависимости от конкретных местных условий.

Ограничивая задачу реконструкции сооружений и строительства новых очистных станций рамками России и государств СНГ, уменьшив разнообразие возможных вариантов несколькими схемами денитрификации и дефосфатирования (Денифо). При этом составим перечень условий, которые обеспечивают максимум эффективности процессов очистки сточных вод и обработки осадков.

Высокий эффект осветления сточных вод в первичных отстойниках означает удаление тонкодисперсной взвеси, приближающейся по свойствам к коллоидной дисперсной фазе, полезной для процессов денитрификации и дефосфатирования. Поэтому достижение глубокого осветления, использование предварительной аэрации, коагуляция сточных вод в первичных отстойниках становятся нежелательными, а иногда и отрицательными факторами.

В случае поступления весьма разбавленных стоков первичные отстойники включают в схему циркуляции активного ила: циркулирующий активный ил частично или полностью подают в первичные отстойники, осветленная жидкость направляется в аэротенки, осевший ил и взвешенные вещества также откачиваются в аэротенк, при этом осадочная часть отстойников играет роль анаэробно-аноксидной зоны, т. е. становится предденитрификатором.

Биоблок выполняется по схеме анаэробно-аноксидно-оксидной обработки сточных вод (схема АА/О). Ввод реагента в первичные отстойники дестабилизирует коллоидные и часть растворенных загрязнений, вследствие их удаления снижается количество денитрифицированного азота [1, 2].

Другой способ насыщения сточных вод продуктами брожения загрязнений заключается в накоплении и подбраживании осадка прямо в отстойниках. За сутки в отстойниках слой осадка увеличивается на 5–10 см, накопление осадка высотой до 1–1,5 м длится 3–4 недели.

Эффективное безреагентное удаление фосфора, а также азота достигается в схемах очистки, включающих предварительную денитрификацию циркулирующего активного ила и маневренную секцию аноксидно-оксидной обработки иловой смеси (секцию с мешалками и аэраторами).

Схема изображена на рисунке 1 в двух вариантах: с денитрификатором ила в начале биоблока и внутри аноксидной зоны.

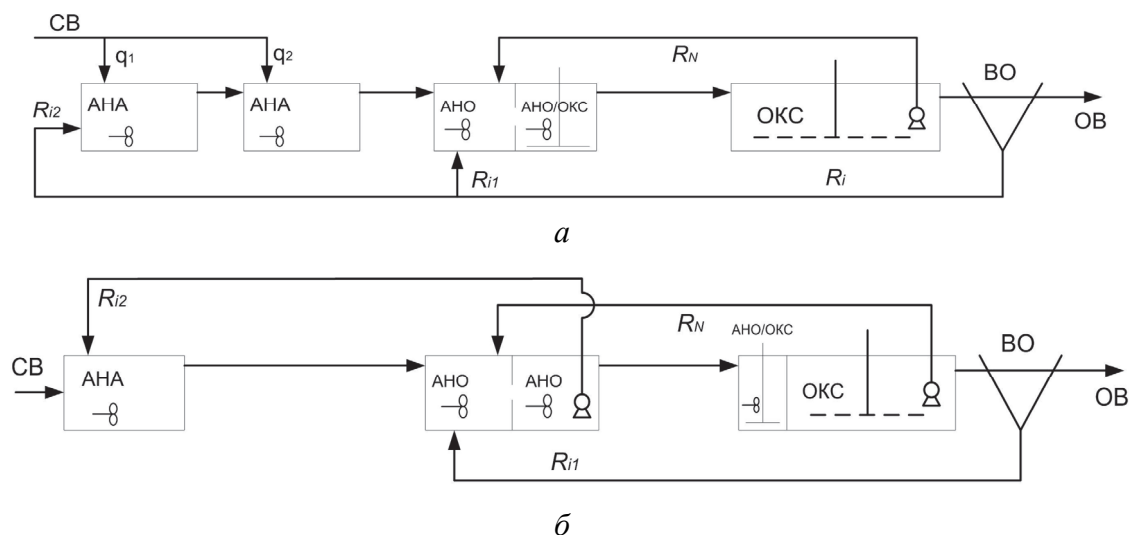


Рисунок 1 – Схемы очистки с предденитрификатором ила в начале биоблока (а) и внутри аноксидной зоны (б)

В первом случае (рисунок 1, а) циркулирующий активный ил дробно (R_{i1} и R_{i2}) возвращается в головные отсеки. При достаточно низкой (4–4,5 мг/л) концентрации азота нитратов в иле он весь подается в аноксидную зону (предденитрификатор), в которую впускается часть сточных вод (расход q_1). Высокое содержание азота нитратов в иле (7–8 мг/л) заставляет подавать его дробно: потоком R_{i1} в основной денитрификатор и R_{i2} в предденитрификатор в зависимости от наличия легкоокисляемой органики (БПК₅) в сточных водах.

Маневренный отсек может служить продолжением денитрификатора либо началом оксидной части, например при снижении температуры воды при снеготаянии. Достоинства схемы заключаются в возможности управления работой предденитрификатора за счет манипулирования потоками q_1 и R_{i2} .

Во втором случае (рисунок 1, б) денитрификация в активном иле осуществляется в основном денитрификаторе. Создание наиболее благоприятных условий для работы анаэробной зоны достигается за счет регулирования потока R_{i2} . Обе схемы являются основополагающими для процессов Денифо, применяющихся в условиях традиционного состава

городских сточных вод ХПК 300–400 мг/л, азот общий до 40 мг/л и требуемого качества очищенной воды в пределах до 10–12 мг/л по общему азоту и 1,0–1,5 мг/л по общему фосфору.

При ослаблении требований к качеству очищенной воды начинается упрощение схем: удаляется маневренная зона, исключается регулирование потоков q_1 и q_2 , R_{i_1} и R_{i_2} , и в конечном итоге остается схема АА/О с фиксированными объемами отсеков Анаэробно и Аноксидно (рисунок 2).

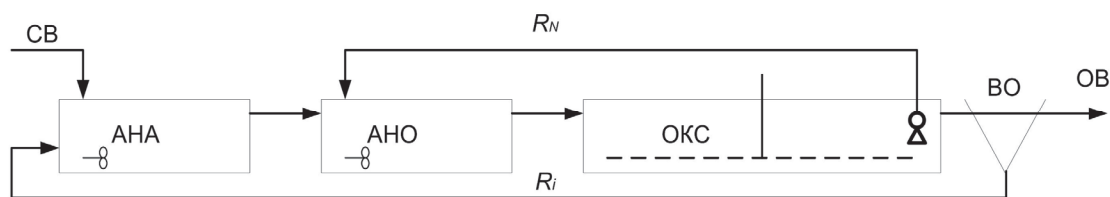


Рисунок 2 – Схема анаэробно-аноксидно-оксидной обработки сточных вод (АА/О)

Добавка реагентов для снижения концентрации фосфора до 0,5 мг/л несколько меняет ситуацию. Отпадает необходимость тщательной подготовки циркулирующего ила перед анаэробной зоной, вопросы регулирования концентрации фосфора в очищенной воде решаются путем изменения дозы реагента. В схеме АА/О (рисунок 2) реагент может вводиться перед вторичными отстойниками либо в циркулирующий активный ил. Доза реагента по Fe^{+3} 1,5–2,0 г/м³ при подаче в ил, 3,0–4,0 г/м³ при подаче перед вторичными отстойниками [3].

Роль вторичных отстойников значительно усиливается в связи с ограничениями по выносу фосфора с активным илом. Способы кардинального снижения количества взвеси в очищенной воде связаны с новыми процессами – коагуляция и флокуляция очищенной воды, ультрафильтрация с использованием бактерицидных мембран или простая фильтрация на зернистых минеральных и пластмассовых фильтрах.

Простое отстаивание иловой смеси позволяет снизить концентрацию взвешенных веществ до 7–8 мг/л, и этот уровень можно считать предельным. Нагрузка на 1 м² площади дна отстойника снижается до 0,8–1,0 м³/м²·ч [2]. Выносу частиц активного ила способствует неудачная конструкция отстойников в целом и илососов.

Стабилизация осадков в аэробных или анаэробных условиях продвигает появление вторичных загрязнений в виде аммонийного азота, нитратов и ортофосфатов, и включение таких процессов в схему обработки осадков нежелательно. Распадающееся органическое вещество

осадков необходимо для денитрификации и дефосфатирования. По этим причинам рекомендуется обезвоживание сырых осадков с последующей их стабилизацией и обеззараживанием путем компостирования или ликвидации сжиганием.

Смешивание осадка и ила вызывает активное вытеснение фосфатов из тела клеток бактерий, иногда в огромных количествах (250–280 мг/л по фосфору). Технология уплотнения осадка и ила меняется с целью сокращения времени уплотнения до 8–10 ч при добавке 1,0–1,2 кг флокулянта на 1 т сухих веществ [3].

Сжигание кека, как это принято на очистных станциях Санкт-Петербурга, выдвигает ряд ограничений, в том числе достижение его влажности не более 75 % и зольности не выше 40 %.

Основной результат написания данной статьи – раскрытие особенностей функционирования очистной станции как единой системы, ориентированной на удаление из городских сточных вод и возвратных потоков азота и фосфора, а также выбор рациональных, эффективных и надежных комплексных технологических схем биологической и химико-биологической (безреагентной и реагентной) обработки сточных вод и осадков.

Литература

1. Отведение и очистка сточных вод Санкт-Петербурга / под общ. ред. Ф.В. Кармазинова. – СПб.: Новый журнал, 2002.
2. Соловьева, Е.А. Очистка сточных вод от азота и фосфора: монография / Е.А. Соловьева. – СПб.: Водопроект – Гипрокоммунводоканал. Санкт-Петербург, 2008.
3. Соловьева, Е.А. Удаление азота и фосфора из городских сточных вод. Технологии удаления азота и фосфора в комплексе по очистке сточных вод и обработке осадка / Е.А. Соловьева. – Германия: LAP LAMBERT Academic Publishing, 2011.

ИССЛЕДОВАНИЕ РАЗДЕЛЕНИЯ ИЛОВОЙ СМЕСИ НА УЛЬТРАФИЛЬТРАЦИОННОЙ МЕМБРАНЕ

Сочетание блока биологической очистки и мембранных модулей называется мембранным биореактором (МБР) [1, 2].

Цель работы – выработка практических рекомендаций по использованию мембранных модулей в блоке биологической очистки.

Для достижения цели определены следующие задачи:

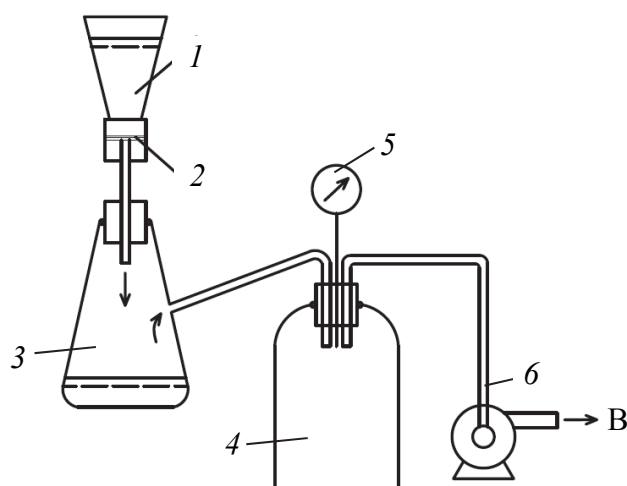
1. Выявление характера зависимости проницаемости мембраны q_s от трансмембранного давления (ТМД) Δp и дозы ила a_i .

2. Определение рекомендуемых режимов работы мембранного модуля в зависимости от концентрации иловой смеси.

На рисунке 1 показана модель плоскорамного фильтрующего элемента на основе прибора для определения удельного сопротивления осадков фильтрации.

Опыты проводились при ТМД $\Delta p = 0,1-0,5$ бара и дозах ила $a_i = 4-8$ кг/м³.

Продолжительность фильтрации при каждом давлении составляла 30 мин. Каждые 5 мин производился замер количества выделенного пермеата.



1 – воронка; 2 – мембрана; 3 – сборник фильтрата; 4 – ресивер;
5 – вакуумметр; 6 – вакуум-насос; В – откачка воздуха

Рисунок 1 – Схема лабораторной установки мембранной фильтрации

На рисунке 2 представлены кривые выделения пермеата при различных ТМД Δp на примере фильтрации иловой смеси концентрацией 5 кг/м^3 .

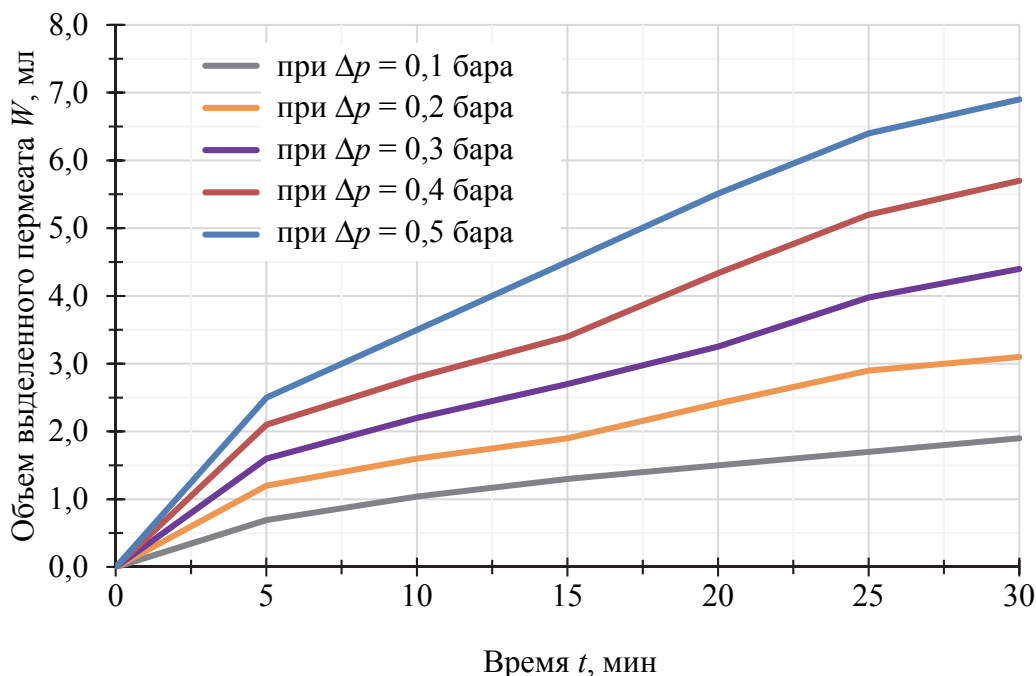


Рисунок 2 – Динамика выделения пермеата при разном трансмембранном давлении Δp и дозе ила $a_i = 5 \text{ кг/м}^3$

Из графиков получаем эмпирическую формулу зависимости объема выделенного пермеата W от времени t , ТМД Δp и дозы ила a_i :

$$W = ((-0,06 \cdot a_i + 0,53) \cdot p + 0,13) \cdot t^{0,47}. \quad (1)$$

Выводим формулу расчета пропускной способности мембраны:

$$q_s = ((-0,06 \cdot a_i + 0,53) \cdot p + 0,13) \cdot t^{-0,53}. \quad (2)$$

По результатам формулы (2) построены графики зависимости пропускной способности мембраны q_s от ТМД Δp при разных дозах ила a_i .

На рисунке 3 представлен график производительности мембраны на примере фильтрации иловой смеси концентрацией 5 кг/м^3 .

На графике также выделены три режима работы мембраны: 1 – режим рекомендован в часы минимального потребления; 2 – в часы максимального потребления; а 3 – в аварийных ситуациях. Работа мембраны при повышенных давлениях не рекомендуется [3, 4].

Методика определения производительности мембраны является классической (исходная жидкость считается ньютоновской) [1, 2].

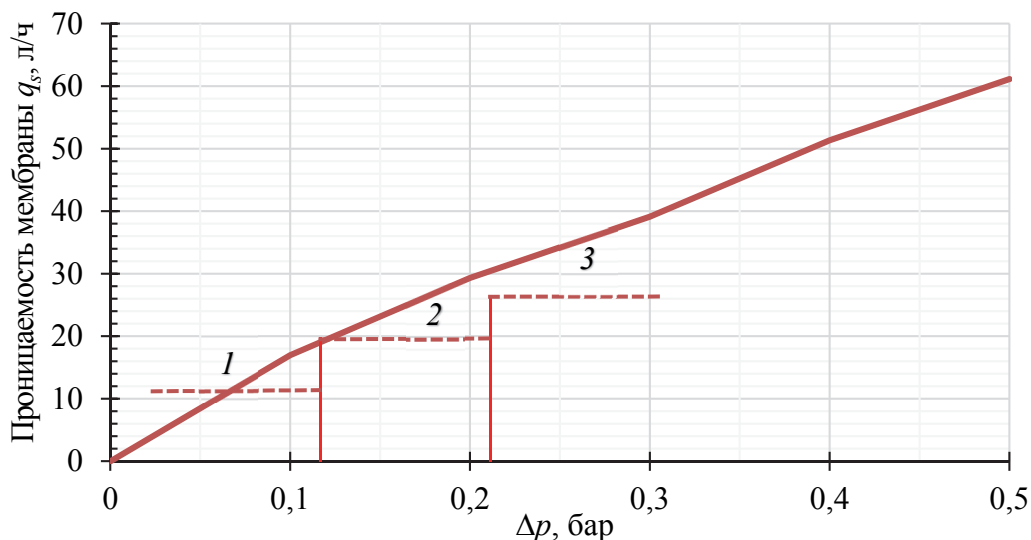


Рисунок 3 – График работы мембраны при разном трансмембранном давлении Δp и дозе ила $a_i = 5 \text{ кг/м}^3$

В результате проведенных исследований определены:

- 1) характер зависимости проницаемости мембраны q_s от трансмембранного давления Δp и дозы ила a_i ;
- 2) определены рекомендуемые режимы работы мембранного модуля в зависимости от концентрации иловой смеси.

Литература

1. Мишуков, Б.Г. Мембранные биологические реакторы для глубокой очистки сточных вод: учеб. пособие / Б.Г. Мишуков, Е.А. Соловьева. – СПб.: Изд-во СПбГЭУ, 2017. – 64 с.
2. Мишуков, Б.Г. Использование мембранных технологий в процессах глубокой очистки городских сточных вод / Б.Г. Мишуков, Е.А. Соловьева // Инновации и инвестиции. – 2017. – № 11. – С. 175–179.
3. Соловьева, Е.А. Применение мембранных биореакторов в блоках биологической очистки сточных вод / Е.А. Соловьева, Д.С. Тарасов // Фундаментальные научные исследования: теоретические и практические аспекты: сб. материалов III Междунар. науч.-практ. конф., Кемерово, 29–30 янв. 2017 г.: в 2 т. / Зап.-Сиб. науч. центр. – Кемерово, 2017. – Т. I. – С. 117–123.
4. Соловьева, Е.А. Очистка сточных вод в мембранном биореакторе / Е.А. Соловьева, Д.С. Тарасов; под общ. ред. Т.С. Титовой // Профессиональное образование, наука и инновации в XXI веке: сб. трудов X С.-Петербур. конгр., Санкт-Петербург, 21–25 нояб. 2016 г. / Петерб. гос. ун-т путей сообщения Императора Александра I. – СПб., 2016. – С. 204–210.

СОСТОЯНИЕ ПРОБЛЕМЫ УТИЛИЗАЦИИ ОСАДКОВ СТОЧНЫХ ВОД В РОССИИ. ОСАДОК КАК ВТОРИЧНЫЙ МАТЕРИАЛЬНЫЙ ПРОДУКТ

Количество городских стоков и осадков сточных вод (ОСВ) постоянно растет, вместе с этим обостряются проблемы, связанные с их рациональной, экономически эффективной и экологически безопасной утилизацией. Предлагаются качественно новые и совершенствуются уже используемые методы очистки стоков, обезвоживания и хранения осадков сточных вод.

Существующие технологические решения могут основываться на выполнении требований обработки сточных вод, перечисленных в информационно-техническом справочнике по наилучшим доступным технологиям ИТС 10–2015 «Очистка сточных вод с использованием централизованных систем водоотведения поселений, городских округов», и должны учитывать возможности вторичного использования осадков сточных вод, в том числе с целью получения прибыли.

Анализ, проведенный Российской ассоциацией водоснабжения и водоотведения и основанный на результатах федеральных статистических наблюдений, показывает, что за период 2008–2017 гг. через очистные сооружения на полную биологическую очистку в среднем ежегодно поступало около 10 833 млн м³ сточных вод. За этот же период было образовано около 62,1 млн т осадков сточных вод 75 %-ной влажности, из них в 2017 г. – около 5,6 млн т (рисунок).

Обращение водоканала с осадком является неотъемлемой составной частью процесса водоотведения, но при этом осадок может являться сырьем для изготовления широкого спектра продукции. Однако использование осадков как сырья для производства вторичного продукта с учетом нынешнего законодательства Российской Федерации вызывает ряд трудностей:

- отсутствие правового разграничения понятий «продукция» и «отход», а также правового регулирования обращения с осадком;
- получение лицензии в случае использования отхода в производстве или для реализации;
- законодательный процесс получения пакета разрешительных документов на вторичную продукцию из осадков может занимать до двух и более лет;
- проблемы с реализацией полученной продукции (несмотря на пониженную стоимость в сравнении с производимыми аналогами).

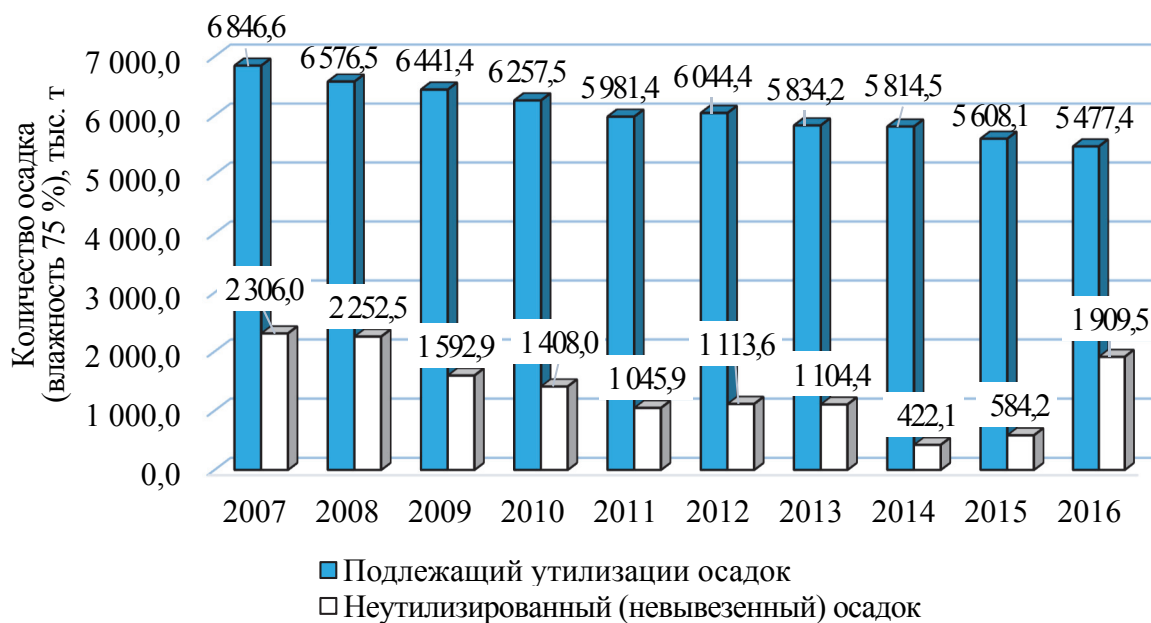


Рисунок – Количество подлежащего утилизации и неутилизированного (невывезенного) осадка

Пути решения

В целях четкого разграничения правового регулирования обращения с осадком Федеральным законом № 416-ФЗ от 07.12.2011 «О водоснабжении и водоотведении» были введены определения понятий «осадок сточных вод и водоподготовка», «обращение с осадком».

Стабильный спрос на производимую продукцию и вовлечение ее в хозяйственный оборот может быть обеспечен только за счет законодательно установленной приоритетности использования осадков сточных вод в качестве удобрений, почвогрунтов, материалов для рекультивации нарушенных земель, изолирующего материала для полигонов твердых коммунальных и промышленных отходов, при осуществлении закупок для государственных или муниципальных нужд государственными корпорациями, государственными компаниями, публично-правовыми компаниями, государственными и муниципальными унитарными предприятиями и учреждениями, хозяйственными обществами.

Таким образом, существующие на сегодняшний день способы работы с осадком сточных вод являются сложными, затяжными и недостаточно урегулированными. Вносимые изменения в законодательную базу России позволят решить проблему утилизации отходов канализационных станций путем их вовлечения в хозяйственный оборот на местном уровне, а также обеспечат основы государственной экологической политики о необходимости сокращения объемов размещения отходов в целях их повторного вовлечения в хозяйственный оборот.

УДК 628.381.1:635.015

А.В. Юрениа¹, кандидат сельскохозяйственных наук
Н.И. Якимов¹, доцент, кандидат сельскохозяйственных наук
В.Н. Марцуль¹, доцент, кандидат технических наук
И.В. Соколовский¹, доцент, кандидат сельскохозяйственных наук
Д.В. Белозарович², заместитель начальника
О.С. Дубовик², ведущий инженер-технолог
В.В. Иванович², инженер-технолог

¹ Учреждение образования «Белорусский государственный технологический университет», г. Минск, Беларусь

² Унитарное предприятие «Минскводоканал», г. Минск, Беларусь

СВОЙСТВА ГРУНТОВ ДЛЯ ВЫРАЩИВАНИЯ ДРЕВЕСНЫХ РАСТЕНИЙ НА ПРУДАХ-НАКОПИТЕЛЯХ ОСАДКОВ СТОЧНЫХ ВОД

Результатом любой очистки сточных вод является образование осадков сточных вод (далее по тексту – ОСВ). На данный момент существует множество способов обработки и утилизации ОСВ. Однако самым простым и недорогим из них остается хранение ОСВ на иловых площадках, в прудах-накопителях (либо площадках подсушивания), именно по этой причине большинство очистных сооружений, построенных по проектам вплоть до 90-х годов прошлого века, имеют только такое решение по обращению с ОСВ. Кроме того, фактически все решения по утилизации и обработке осадков ОСВ являются экономически нецелесообразными и имеют только экологический эффект.

Таким образом, для уменьшения площади поверхности прудов-накопителей ОСВ существует возможность использования песка после песколовки в качестве мульчи для проведения замульчирования с дальнейшей высадкой древесных растений. Древесные растения выступают как универсальные природные фильтры, которые из воздуха частично осаждают, аккумулируют и детоксируют различные газообразные примеси.

В качестве объекта исследования использовался иловый пруд № 4 УП «Минскводоканал» площадью 0,92 га. В 2011 г. была выполнена часть научной работы НАН Беларуси по вопросу возможности проведения замульчирования прудов-накопителей, в 2018 г. исследования по данному вопросу были продолжены совместно с БГТУ.

Перед посадкой древесных растений в начале апреля 2019 г. для исследования грунта было заложено 5 разрезов глубиной 1,5 м, в которых были отобраны образцы на различной глубине для анализа водно-физических и химических свойств. Дополнительно на участке были

отобраны смешанные образцы грунта для определения динамики основных его свойств по участку. Отбор проб грунта производили в соответствии с ГОСТ 174301–83.

Грунт на объекте представляет собой смесь с неоднородным составом по соотношению минеральная часть – органика. Во взятых почвенных образцах определены следующие показатели:

- актуальная кислотность (рН в KCl);
- гумус;
- содержание кальция и магния;
- подвижная фосфорная кислота и железо;
- обменный калий.

Проведение лабораторных исследований осуществлялось согласно общепринятым методикам, приведенным в литературных источниках по почвоведению.

Исследования включали определение элементного состава, в том числе тяжелых металлов, отобранных проб песчаной смеси пескоплощадок (песок из песколовков) с целью выявления возможности ее использования в качестве мульчи, создания посадки лесных культур и уменьшения воздействия на атмосферный воздух за счет уменьшения площади поверхности прудов-накопителей, а также определение химического потребления кислорода водного экстракта отобранных проб и твердости почвогрунтов. Испытания проводили на оборудовании Центра физико-химических исследований и кафедры промышленной экологии БГТУ.

Содержание гумуса на участке имеет довольно широкий диапазон (от 1,60 до 6,53 %). Среднее содержание гумуса по смешанным образцам верхнего горизонта составило 3,1 %, что говорит о повышенной степени обеспеченности.

Кислотность грунтов довольно низкая, реакция среды близка к нейтральной (рН по смешанным образцам на участке составляет от 6,4 до 7,2), в среднем она составляет 6,8. Для выращивания большинства древесных пород такая реакция среды грунтов является завышенной, что может сказаться на приживаемости и росте древесных растений, особенно в первые годы. Величина рН на глубине 20–50 см близка к верхнему слою грунта и составляет в среднем 6,7, что является довольно высоким показателем для выращивания древесных и кустарниковых растений. Следует также учесть, что все породы имеют различные требования по кислотности почвы.

Содержание подвижных форм фосфора имеет довольно большую вариацию по участку (от 9,86 до 19,5 мг на 100 г грунта) и в среднем

составляет 16,5 мг на 100 г грунта, поэтому он имеет повышенную степень обеспеченности для растений.

Содержание подвижных форм железа по участку также колеблется в широких пределах (от 13,2 до 20,2 мг на 100 г грунта). Наблюдается очень высокое содержание, особенно в верхнем слое, которое в смешанных образцах в среднем составляет 16,6 мг на 100 г грунта. В среднем в лесных почвах содержится всего 3–5 мг на 100 г. С глубиной содержание железа снижается и составляет в среднем 11,4 мг на 100 г грунта. Содержание обменных форм калия имеет также довольно большую вариацию по участку (от 3,6 до 12,7 мг на 100 г грунта) и в среднем составляет 6,4 мг на 100 г грунта, что характеризует ее как среднеобеспеченную для растений.

В исследованном грунте, как и в почве, по содержанию на первом месте стоит кислород, на втором кремний, затем алюминий, железо, кальций, магний и др. Содержание фосфора значительно выше содержания, характерного для лесных почв. Аналогичная тенденция характерна для микроэлементов, которые в исследуемых пробах содержатся в значительно больших количествах, чем в почве. Причем содержание микроэлементов уменьшается с увеличением глубины.

По оценке плодородия грунта для выращивания древесных и кустарниковых растений можно отметить следующее. По содержанию обменного калия грунты имеют среднюю величину, а по обеспечению подвижным фосфором – повышенную, что является достаточным для выращивания древесных растений. Исходя из соотношения минеральной части и органики, можно сделать вывод, что свойства грунтосмеси варьируют в широких пределах по водоудерживающей и водопропускной способности и несколько меньше по содержанию гумуса.

Сравнение результатов определения содержания тяжелых металлов в исследуемых пробах с требованиями технических условий ТУ ВУ 790282162.009–2015 «Составы для рекультивации нарушенных земель» свидетельствует о том, что все исследованные пробы отвечают требованиям данных ТУ в части содержания тяжелых металлов. В наибольшем количестве в анализируемых пробах присутствуют цинк, хром, медь. Во всех исследованных пробах отсутствуют мышьяк, кадмий, ртуть. По содержанию тяжелых металлов и составу водного экстракта песок песковых площадок соответствует требованиям, предъявляемым к материалам для рекультивации. В результате проведенных исследований установлено, что песок из песковых площадок может использоваться для создания твердой подосновы прудов-накопителей иловых площадок.

**А.Д. Эпштейн, заместитель
исполнительного директора
В.А. Шкаредо, инженер-эколог**
Российская ассоциация водоснабжения
и водоотведения, г. Москва, Россия

ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ СФЕРЫ ВОДООТВЕДЕНИЯ РОССИИ В СВЕТЕ РЕАЛИЗУЕМОЙ ГОСУДАРСТВЕННОЙ ПОДДЕРЖКИ

Жилищно-коммунальное хозяйство – одна из базовых отраслей российской экономики, обеспечивающая население жизненно важными услугами, а промышленность – необходимой инженерной инфраструктурой. Годовой оборот в сфере жилищно-коммунального хозяйства Российской Федерации превышает 4,1 трлн руб. – это более 5,7 % валового внутреннего продукта России, однако на отрасль водоснабжения и водоотведения приходится порядка 408,0 млрд руб. (около 10 % от стартового объема). При этом в сфере водоотведения до нормативного уровня очищается только 45 % сточных вод.

По экспертным оценкам ежегодные инвестиционные потребности коммунального сектора составляют не менее 500 млрд руб. (из них более 100 млрд руб. – инвестиции в сферу водоотведения).

При этом сфера жилищно-коммунального хозяйства имеет огромный потенциал повышения эффективности, который по экспертным оценкам достигает 40 %, но реализовать его возможно только при условии притока инвестиций и применения наиболее эффективных технологий [1].

С 2016 г. в Российской Федерации начался переход на новое технологическое нормирование, что послужило первоначальным этапом для внедрения наилучших доступных (эффективных) технологий на объектах водопроводно-канализационного комплекса.

Ведется работа по написанию 11 нормативных правовых актов, способствующих переходу на новое нормирование.

Основные новации регулирования:

– категории объектов, оказывающих негативное воздействие на окружающую среду (НВОС);

– дифференцированный подход к нормированию воздействия на окружающую среду по категориям объектов, ограничение перечня нормируемых веществ;

– введение комплексных экологических разрешений и декларации об объемах воздействия;

- создание справочников наилучших доступных технологий (НДТ) очистки сточных вод;
- введение технологического нормирования воздействия на окружающую среду;
- разработка программы повышения экологической эффективности и плана природоохранных мероприятий;
- изменение системы платы за НВОС (введение понижающих и повышающих коэффициентов);
- введение затрат на мероприятия, включенные в программы повышения экологической эффективности и планы природоохранных мероприятий, в счет платежей;
- введение налоговых льгот и мер государственной поддержки внедрения НДТ.

В Указе Президента Российской Федерации от 7 мая 2018 г. № 204 «О национальных целях и стратегических задачах развития Российской Федерации на период до 2024 года» была поставлена задача достижения девяти национальных целей развития страны. Для реализации этой программы было разработано 12 национальных проектов по различным направлениям, в том числе проект «Экология» [2].

В рамках данного проекта направление «Жилищно-коммунальное хозяйство» охватывает несколько федеральных проектов: «Чистая вода», «Оздоровление Волги», «Сохранение озера Байкал», «Сохранение уникальных водных объектов». Мероприятия этих проектов направлены на оздоровление рек, озер, на повышение качества питьевой воды.

Федеральный проект «Оздоровление Волги» [3].

Срок реализации: 2018–2024 гг.

Финансирование: общий объем финансирования – 205 млрд руб., из которых 133 млрд – федеральный бюджет; 39,9 млрд – консолидированные бюджеты субъектов Российской Федерации; 31,7 млрд – внебюджетные источники [4].

Целевые показатели:

- сокращение сброса неочищенных сточных вод в количестве 2,8 км³/год;
- расчистка 330 км² участков и экологическая реабилитация 38 водных объектов в Астраханской и Волгоградской областях;
- расчистка и дноуглубление рыбоходных (281 км) и мелиоративных (175 км) каналов;
- строительство и реконструкция 105 водопропускных сооружений;
- ликвидация 63 объектов накопленного экологического вреда;
- поднятие и утилизация 95 затонувших судов в акватории реки Волга.

С целью сокращения в 3 раза доли загрязненных сточных вод, отводимых в реку Волга, Минстроем России планируется создание

направления, стимулирующего реализацию инвестиционных проектов жилищно-коммунального хозяйства в сфере очистки сточных вод, направленных на сохранение и предотвращение загрязнения водных объектов. Планируется проведение строительства и (или) модернизации (реконструкции) очистных сооружений крупнейших водопользователей водопроводно-канализационного хозяйства, сбрасывающих загрязненные сточные воды в реку Волгу, с применением наилучших доступных технологий.

За первый год реализации проекта проведена административная работа: утверждены региональные программы до 2024 г. во всех субъектах – участниках проекта. Для этого в больших масштабах были организованы мероприятия по инвентаризации всей имеющейся инфраструктуры в регионах.

Литература

1. О водоснабжении и водоотведении: Федер. закон Рос. Федерации, 7 дек. 2011 г., № 416-ФЗ [Электронный ресурс]. – Режим доступа: www.consultant.ru/document/cons_doc_LAW_122867/. – Дата доступа: 04.01.2020.

2. Паспорт национального проекта «Экология»: утв. президиумом Совета при Президенте Рос. Федерации по стратег. развитию и нац. проектам 24.12.2018 [Электронный ресурс]. – Режим доступа: government.ru/info/35569/. – Дата доступа: 04.01.2020.

3. Паспорт федерального проекта «Оздоровление Волги»: прил. к протоколу заседания проект. ком. по нац. проекту «Экология» от 21 дек. 2018 г., № 3 [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.minstroyrf.ru/docs/17662>. – Дата доступа: 04.01.2020.

4. О порядке проведения проверки инвестиционных проектов на предмет эффективности использования средств федерального бюджета, направляемых на капитальные вложения: постановление Правительства Рос. Федерации, 12 авг. 2008 г., № 590: ред. от 30.12.2018 г. // Гарант [Электронный ресурс] / ООО «НПП «ГАРАНТ-СЕРВИС». – М., 2020.

CLEANING OF CONCENTRATED WASTEWATER PRODUCTION OF LEMONIC ACID

In order to preserve the hydrosphere of our planet from the final pollution and depletion, it is necessary to move to the rational use of water resources. One of the most pressing problems in this regard is the protection of water resources from pollution by concentrated sewage generated by food processing enterprises.

Particular attention is drawn to the citric acid wastewater. Up to 600 m³ of wastewater is formed upon receipt of acid per tonne of finished product, a considerable part of which is characterized by an extremely high level of pollutants, and treatment constructions at most plants are either completely absent or ineffective [1].

Most economically and environmentally rational is a comprehensive processing technology that includes methane fermentation as the main stage of purification and aerobic purification.

The use of methane fermentation as the main stage of reducing the content of pollutants is due to the high reliability of the purification processes, as well as the fact that the fermentation of the effluent does not require prior preparation (the addition of biogenic elements).

The methane fermentation of the effluents having contamination by chemical oxygen demand (COD) of 13,300 mg O₂/dm³ was carried out at a temperature of 45 °C in continuous mode at dilution rates from 0,42 to 1,04 · 10⁻² h⁻¹. Studies have shown that the greatest depth of purification, biogas yield, and methane content were recorded at the lowest of the dilution rates selected (0,42 · 10⁻² h⁻¹). Waters after methane fermentation have a concentration of contaminants by the COD that does not exceed 2000 mgO₂/dm³, which makes it possible to apply traditional aerobic treatment methods for purification [2].

As the rate of dilution increases, the amount of contamination supplied to the methane tank increases and this forces the existing association of microorganisms to adapt to new conditions. It is known that the growth rate of methane-forming bacteria is lower than that of the other part of the symbiosis, so an increase in the duct may alter the ratio between the symbionts toward a decrease in methanogens. As a result of system overload, the effect

of inhibiting the culture with excess nutrients or metabolism products formed during the decomposition of the former may be observed. Obviously, in these circumstances, these exact factors direct the process toward worsening fermentation [3].

The use of anaerobic-aerobic technology for the treatment of concentrated effluents for the production of citric acid provides almost complete removal of contaminants. Thus, the depth of wastewater treatment was 98,8 %. The biogas yield, with methane content up to 80 %, reached 9 dm³ with 1 dm³ of loaded waste water into methane tank. Therefore, the proposed treatment technology is an effective way to solve the problem of treatment and disposal of concentrated wastewater.

References

1. Левандовський, Л.В. Природоохоронні технології та обладнання: підручник / Л.В. Левандовський, Н.О. Бублиєнко, О.І. Семенова. – Київ: НУХТ, 2013. – 243 с.

2. Семенова, Е.И. Биодegradация загрязнений сточных вод предприятий пищевой промышленности / Е.И. Семенова, Т.Л. Ткаченко, Н.А. Бублиенко // Химия и технология воды. – 2013. – Вып. 35, № 2 (232). – С. 151–159.

3. Удосконалення технології біологічної очистки стічних вод / М.Д. Волошин [та ін.]. – Дніпродзержинськ: Дніпродзержинський державний технічний університет, 2009. – 230 с.

R.A. Zakharova
N.O. Bublienکو, PhD, Associate Professor
O.I. Semenova, PhD, Associate Professor
National University of Food Technology, Kyiv, Ukraine

CLEANING WASTEWATER OF ANIMAL COMPLEXES

The intensification of animal husbandry requires the proper use of waste, which is accumulated in large quantities in activity zones of the complexes. These enterprises are not only powerful consumers of fresh water, but also suppliers of a large amount of runoffs with high level of pollution.

Sows have a capacity of 8 to 110 thousand heads per year, which creates a high animal density. Their concentration in relatively small areas causes a real threat to the environment.

In livestock complex areas the main problems that have ecological significance are the eutrophication of reservoirs, the possible accumulation of pathogenic organisms, air pollution by hydrogen sulfide, ammonia, molecular nitrogen [1].

Livestock effluents contain a large amount of pathogens, such as pathogens of leptospirosis, salmonellosis and the like. About 50 % of the identified microflora are conditionally pathogenic and pathogenic, capable of causing serious infectious diseases with animals and humans.

The main stage of technology proposed is methane fermentation (basic stage) and aerobic oxidation (to clean and neutralize wastewater technologies should be implemented that not only remove the bulk of pollutants but also reduce the cost of introducing new cleaning technologies through the use of end products) [2].

Fermentation was carried out in laboratory methane tanks at 45 °C. Process control was carried out according to the following indicators: COD, pH, amount of biogas released, methane content, amino acids content, proteins, trace elements, etc. COD for this waste fluid is 20 g O₂/dm³, the content of suspended solids is 38 g/dm³, pH 6,8.

In this fermentation process, the content of contaminants in COD decreased to 1,4 g O₂/dm³, ie the purification effect reached 90 %. The calculations of the heat balance of the methane tank have shown that the amount of biogas produced is sufficient not only to fully provide the methane tank with the necessary energy, but also to partially provide the main production.

Active sludge was characterized by the following vitamin composition: B vitamins, mg/g: thiamine – 1–2,9; riboflavin – 12–13; nicotinic acid – 102;

pyridoxine – 0,61–0,62; biotin – 0,17–0,33, cyancobalamin – 38,18. Biomass contains in terms of solids, %: crude protein – 45–47; fat – 2–4. Each gram of dry biomass contains about 220 mg of amino acids, including all essential. Studies have shown that ash contains phosphorus, potassium, sodium, calcium, iron, etc.

The proposed technology for the treatment of concentrated sewage of pig farms makes it possible not only to remove pollutants almost completely, but also to significantly improve the economic performance of the process through the use of biogas energy and excess anaerobic sludge containing valuable biological compounds. The use of such technology is a cost – effective solution to a specific environmental problem.

References

1. Калетнік, Г.М. Біопалива: ефективність їх виробництва та споживання в АПК України: навч. посібник / Г.М. Калетнік, В.М. Пришляк. – Київ: Аграрна наука, 2010. – 327 с.

2. Левандовський, Л.В. Природоохоронні технології та обладнання: підручник / Л.В. Левандовський, Н.О. Бублієнко, О.І. Семенова. – Київ: НУХТ, 2013. – 243 с.

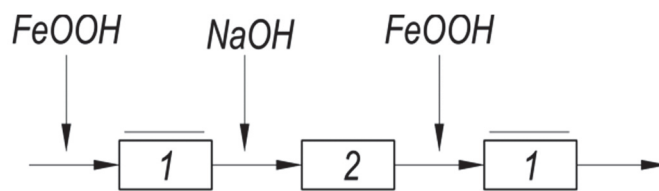
А.Н. Квартенко, кандидат технических наук, доцент
Национальный университет водного хозяйства
и природопользования, г. Ровно, Украина

ТЕХНОЛОГИЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОТ ИОНОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ОСАДКОВ СТАНЦИЙ ОБЕЗЖЕЛЕЗИВАНИЯ

Для традиционных технологий очистки оборотных вод от ионов тяжелых металлов характерны сложность в эксплуатации технологического оборудования, значительная энергоемкость, высокие затраты на реагенты [1]. Следует также отметить и тот факт, что на станциях обезжелезивания подземных вод накапливаются значительные объемы осадков оксидов железа, которые необходимо утилизировать. Поэтому разработка технологии, позволяющей использовать шламы оксидов железа в качестве реагентов-осадителей при очистке оборотных либо сточных вод, содержащих ионы тяжелых металлов, является весьма актуальным вопросом, решение которого позволит значительно повысить экологическую безопасность, а также снизить затраты на их очистку.

В результате проведенных исследований на кафедре водоснабжения, водоотведения и бурового дела Национального университета водного хозяйства и природопользования (г. Ровно) была разработана технология [2], позволяющая удалять из природных и сточных вод катионы Cr^{6+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} с использованием матричных структур ферробактерий, являющихся основной составляющей осадков промывных вод станций обезжелезивания.

В состав технологической схемы входят реагентное хозяйство с блоком емкостей для хранения растворов NaOH и $\gamma\text{-FeOOH}$, магнитные структуризаторы I и II ступеней, гидромеханический смеситель, осветлительные пенополистирольные фильтры, оборудованные системой гидроавтоматической промывки. Схема обработки воды представлена на рисунке 1.



1 – магнитный структуризатор; *2* – гидромеханический смеситель

Рисунок 1 – Пилотная технологическая схема обработки оборотных металлосодержащих сточных вод

Исходная вода последовательно проходила через магнитный структуризатор I ступени, в котором она перемешивалась с матричными структурами био-минералов γ -FeOOH под воздействием постоянного магнитного поля (20–60 мТл) в течение 20 мин, далее направлялась в гидромеханический смеситель.

В смесителе проводилось корректирование величины pH раствором NaOH, позволяющее резко снижать концентрации катионов Ni^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} (рисунок 2). Время контакта обрабатываемой воды с реагентами составляло 2–3 мин. Затем вода направлялась в магнитный структуризатор II ступени, в который, так же как и на I ступени, происходило добавление матричных структур ферробактерий. Доочистка проводилась на пенополистирольных фильтрах. Результаты пилотных исследований приведены на рисунке 2.

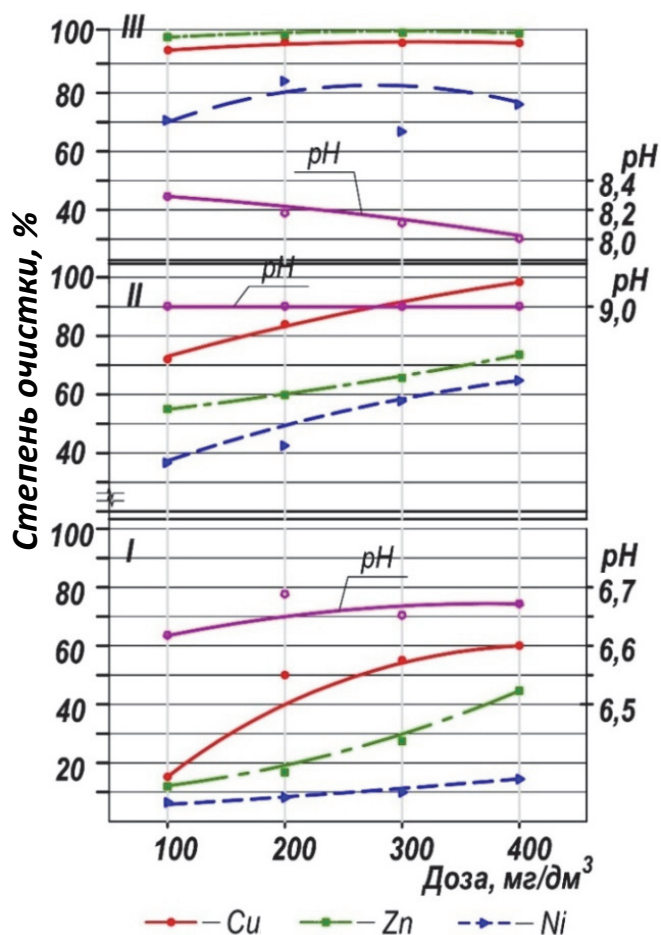


Рисунок 2 – Зависимость эффективности очистки промывных вод гальванического производства от дозы реагента-осадителя и величины pH при последовательной обработке на магнитных структуризаторах (I, III) и гидромеханическом смесителе (II)

Незначительные показатели эффективности очистки промывных вод на I ступени связаны с низкой величиной рН, равной 7,2. Известно [1], что расчетные показатели рН для осаждения ионов тяжелых металлов в виде гидроксидов составляют соответственно: для меди 7,2–10,0; для цинка 8,0–8,5. Для растворов, в которых одновременно присутствуют катионы Ni^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , оптимальная величина рН находится в пределах 10,0–10,5.

При использовании в качестве реагента-осадителя свежего осадка активное участие в процессе адсорбции ионов тяжелых металлов принимают полимерные матричные структуры феробактерий, состоящие из кислых полисахаридов, обогащенных карбоксилатом и липидами [3], а также сами бактерии, поверхность клеток которых имеет отрицательно заряженные группы анионов (PO_4^{3-} ; COO^- ; OH^-) [4].

По результатам исследований установлены оптимальные величины рН (8,5–9,0) обрабатываемых сточных вод, а также дозы реагента-осадителя (200–400 мг/дм³) на каждой из ступеней магнитных структураторов. Определены также концентрации ионов тяжелых металлов в сточных водах, подлежащих очистке по предлагаемой технологии: Ni^{2+} до 1,5 мг/дм³, Cu^{2+} до 16 мг/дм³, Zn^{2+} до 55 мг/дм³.

Литература

1. Филипчук, В.Л. Очищення багатоконпонентних металоміщуючих стічних вод промислових підприємств: монографія / В.Л. Филипчук. – Рівне: УДУВГП, 2004. – 232 с.
2. Спосіб очищення води від іонів важких металів активованими біомінералами: пат. UA 115496 / О.М. Квартенко, О.В. Плетюк. – Опубл. 10.11.2017.
3. Microbial polysaccharides template assembly of nanocrystal fibers / C.S. Chan [et al.] // Science. – 2004. – № 303. – P. 1656–1658.
4. Сорбция коллоидных соединений оксидов железа и марганца с помощью железобактерий на песчаных загрузках очистных сооружений водоподъемных станций / В.Ю. Букреева [и др.] // Сорбционные и хроматографические процессы. – 2009. – Т. 9. – Вып. 4. – С. 506–514.

S. Kyrii, assistant

I. Kosogina, PhD, Associate Professor

D. Nechyporuk, student

National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky
Kyiv Polytechnic Institute", Kyiv, Ukraine

CREATION OF EFFECTIVE COAGULANTS FROM INDUSTRIAL WASTE

Alumina production is one of the largest in the field of non-ferrous metallurgy, as demand for aluminum products is increasing every year. However, the formation of a large amount of associated waste (red mud) during such production leads to the need for their utilization. One possible way of recycling red mud is to use it as a raw material to create coagulants for wastewater treatment.

To evaluate the potential possibility of the red mud for using as a coagulant for water treatment, by energy-dispersive X-ray spectroscopy (EDX) on a Zeiss EVO 50 scanning electron microscope (Oxford Instruments, United Kingdom), the composition of averaged red mud sample of the Mykolaiv Alumina Plant was investigated (Table).

Table – Results of EDX analysis of red mud of Mykolaiv Alumina Plant

Element	O	Fe	C	Al	Na	Ti	Si	Ca
%	40,1–61	10,8–45,6	6,9–9,7	5,1–6,6	4,3–5,6	1,7–3,6	2,5–4	1,6–2,9

The results of the analysis indicate the presence in the red mud of the following components: Fe, Al, Ti, Ca, i.e., red mud can be used as secondary raw material to create coagulants.

The method of obtaining new coagulants was the acid activation of red mud under different conditions: at acid activation temperatures of 100, 150, 200, 250, 300 and 350 °C; mass ratio of acid and red mud 0.5:1, 1:1 and 2:1; duration of acid activation 15, 30, 45 and 60 min.

Checking the effectiveness of the obtained coagulants was carried out on model water containing the dye active bright blue HF, 10 mg/l.

It was established that samples of coagulant, obtained by the weight ratio of acid to the mass of red mud 1:1, are more effective because at the same dose of coagulant achieved a higher degree of discoloration of model water. Samples obtained at 100 °C exhibit poorer coagulation properties, due to, probably, incomplete conversion of the red mud components to the active (Figure 1).

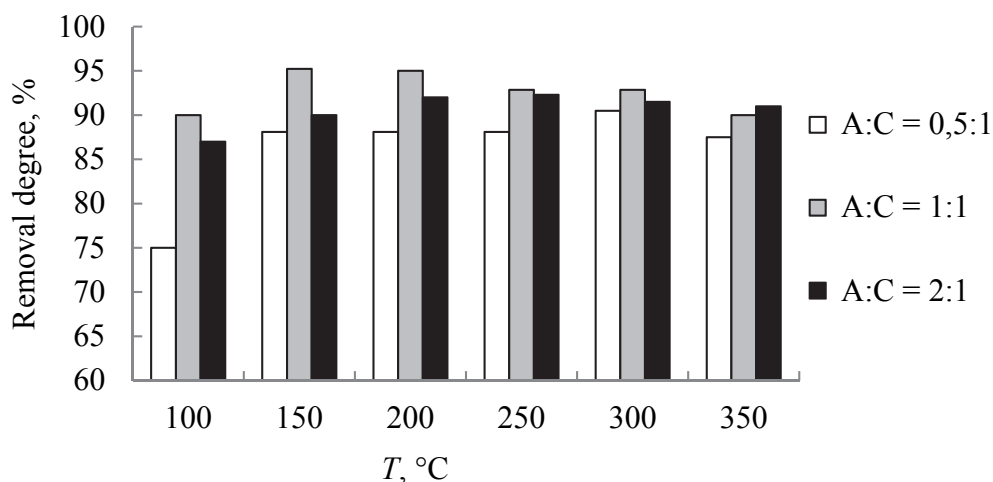


Figure 1 – The influence of excess acid in the synthesis of coagulants on the effectiveness of their usage

It was found that the acidic activation temperature of the red mud significantly affects the efficiency of the obtained coagulant. The obtained coagulant at a temperature of 250 °C is effective and has stable characteristics because the degree of dye removal reaches 95 % and is almost independent of the duration of acid activation (Figure 2).

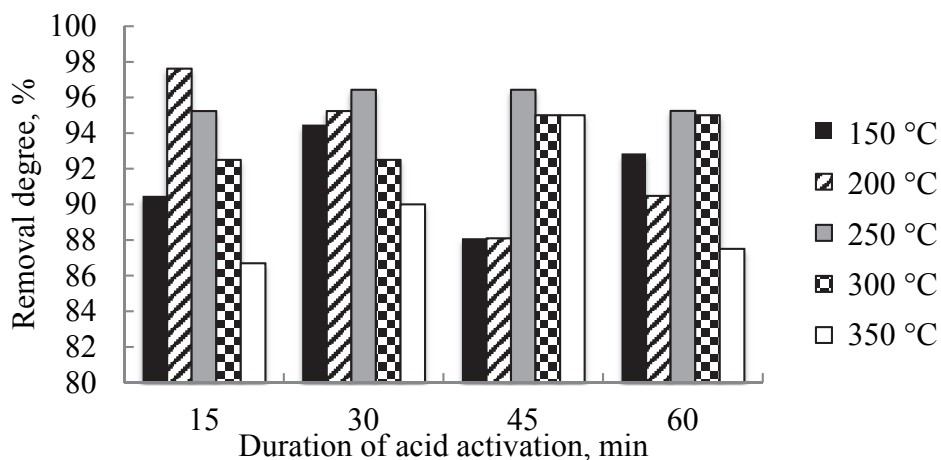


Figure 2 – The influence of the temperature regime of acid activation on the efficiency of the coagulant usage at a different duration of coagulation

It was found that with increasing temperature from 100 to 350 °C, the content of the Fe varies from 240 to 350 mg/g of the coagulant, which has a positive effect on the quality of the obtained product. It was established with increasing samples processing temperature, the content of the main components in the coagulants increased due to the evaporation of moisture.

Therefore, red mud is a promising secondary raw material for the creation of coagulants for wastewater treatment.

И.И. Лиштван¹, академик, доктор технических наук
А.Р. Цыганов², академик, доктор сельскохозяйственных наук

А.Э. Томсон¹, кандидат химических наук

В.Б. Кунцевич¹, кандидат технических наук

Т.Я. Царюк¹, кандидат технических наук

М.Г. Калантаров¹, кандидат биологических наук

¹Институт природопользования Национальной академии наук
Беларуси, г. Минск, Беларусь;

²Учреждение образования «Белорусский государственный
технологический университет», г. Минск, Беларусь

ПЕРСПЕКТИВЫ ПРОИЗВОДСТВА В РЕСПУБЛИКЕ БЕЛАРУСЬ АКТИВИРОВАННЫХ УГЛЕЙ НА ОСНОВЕ ТОРФА

Одним из приоритетных направлений в области глубокой переработки торфа является получение активированных углей (АУ), что обусловлено уникальными свойствами органических составляющих торфа, их неограниченной способностью к модификации и направленным превращениям.

Активированный уголь – высокопористый углеродный адсорбент, который получают из различных углеродсодержащих материалов органического происхождения. Характерной особенностью производства АУ является разнообразие используемого сырья (древесный и каменный уголь, торф, скорлупа кокосовых орехов, косточки плодовых культур и др.).

АУ широко применяется для очистки, разделения и извлечения различных веществ, как жидких, так и газообразных. Особенно хорошо АУ адсорбирует углеводороды и их производные, слабее – спирт, аммиак и другие полярные вещества. Преимуществами АУ перед другими сорбентами являются биологическая, химическая и термическая стойкость, что позволяет многократное их использование в цикле «адсорбция – регенерация», а также гидрофобность поверхности. Именно благодаря гидрофобности поверхности АУ способны сорбировать из водных растворов или влажных газовых сред органические примеси – ароматические углеводороды, фенолы, диоксины, галогенпроизводные и др. [1–3].

На основании данных маркетинговых исследований, выполненных в 2018–2019 гг., показано, что основу потребления активированных углей страны составляет импорт, а средняя потребность предприятий республики составляет ориентировочно 600–700 т/год.

В Институте природопользования Национальной академии наук Беларуси проведены широкие исследования по получению АУ различного назначения на основе сырьевых ресурсов Республики Беларусь – торфа,

древесины, бурых углей. Показано, что на основе торфа и древесины твердолиственных пород возможна организация производства в Республике Беларусь АУ различного назначения, в первую очередь осветляющего типа.

Главное преимущество АУ на основе торфа – высокие значения объемов и удельной поверхности крупных сорбирующих пор (супермикропор и мезопор) размером 1–3 нм. По сравнению с АУ на основе каменных углей, древесины или скорлупы и косточек плодов торфяные активированные угли (ТАУ), получаемые методом парогазовой активации, содержат меньше микропор и менее пригодны для очистки воздуха и газов. Основные области применения ТАУ – очистка питьевой воды, сточных вод, медицинских и фармацевтических препаратов.

На основе торфа могут быть получены АУ и другого назначения: для разделения легких углеводородов, для заполнения фильтров противогазов и атомных станций, для рекуперации летучих органических соединений и т. д., но для таких технологий необходимо применение связующих веществ и/или химических промоторов.

Показатели качества АУ из торфа существенно зависят не только от применяемой технологии, но и от типа и вида торфа, используемого для получения АУ.

Показано также, что варьируя такими технологическими параметрами подготовки исходного сырья, как влажность и условия формования исходного торфяного сырья, можно существенно регулировать свойства АУ (таблица 1). Установлено, что наилучшими сорбционными характеристиками, а также показателями насыпной плотности обладает образец АУ из кускового торфа, формованного через фильеру диаметром 35–40 мм.

Таблица 1 – Характеристика активированных углей из торфа м/р «Туршовка», полученных с использованием различных способов формования исходного сырья

Образец	Насыпная плотность, г/дм ³	Обгар, %	Адсорбция			
			по метиленовому голубому		по иоду	
			%	мг/г	%	мг/г
Кусковой торф, 100 мм	170,0	55,5	52,0	195,0	54,0	685,0
Кусковой торф, 40 мм	200,0	74,4	88,0	330,0	76,0	964,0
Пеллеты лабораторные, $d \approx 20$ мм	267,0	54,3	48,0	180,0	52,0	660,0
Гранулы лабораторные из торфа-сырца, $d \approx 5$ мм	260,0	56,9	73,5	275,0	64,5	818,5

Активированные угли из кускового торфа, сформованного в полевых условиях добывающей машиной с диаметром формующей

фильеры ≈ 100 мм, обладают невысокими значениями насыпной плотности, а следовательно, и прочности, меньшими показателями микропористой (адсорбция по иоду) и среднепористой (мезопористой) структуры. Переход к получению более плотной исходной сформованной продукции (диаметр формующей фильеры 40 мм) позволяет получить более прочные активированные угли с высокими значениями адсорбции как по метиленовому голубому, так и по иоду. Формование более плотной исходной торфяной продукции (пеллеты с диаметром ≈ 20 мм) при активации позволяет получить достаточно прочные угли, однако наблюдается ухудшение сорбционных характеристик этих углей как в области микро-, так и в области мезопор.

Из добытого на ОАО «Туршовка» кускового торфа диаметром 35–40 мм АО «Электростальское научно-производственное объединение «Неорганика» изготовлена опытная партия торфяного активированного угля АУ-ТБ (в гранулированном и порошкообразном виде), показатели качества которого и характеристика пористой структуры в сравнении с активированным углем на основе древесины БАУ-А представлены в таблице 2.

Таблица 2 – Показатели качества и характеристика пористой структуры активированных углей

Наименование показателя	Образец	
	АУ-ТБ	БАУ-А
Насыпная плотность, г/дм ³	276	240
Прочность при истирании, %	57,6	60,0
Массовая доля золы, %	6,76	6,00
Адсорбционная активность по иоду, %	66,5	60,0
Суммарный объем пор, см ³ /г	1,32	1,60
Объем микропор, см ³ /г	0,285	0,265
Объем мезопор, см ³ /г	0,180	0,079
Доля мезопор, %	38,7	23,0
Эквивалентная поверхность, м ² /г	803	744

Исследованиями установлено, что активированные угли АУ-ТБ имеют гораздо более развитую систему транспортных пор – мезопор, которая составляет 38,7 % против 23,0 % у БАУ-А от общего объема сорбционного пространства. По заключению специалистов ЭНПО «Неорганика» полученный на основе кускового торфа активированный уголь практически идентичен по пористой структуре, адсорбционным и прочностным свойствам активированному углю на основе древесного угля марки БАУ и может применяться для адсорбции примесей из жидких

сред, в том числе очистки питьевой воды, оборотных и сточных вод, очистки парового конденсата на ТЭЦ от масел и других примесей.

По данным лаборатории очистной водопроводной станции УП «Минскводоканал», введение активированного угля АУ-ТБ не оказывает отрицательного влияния на качество воды, а по некоторым показателям (мутность и наличие фитопланктона) качество воды улучшается. Степень очистки воды по мутности в зависимости от дозы угля составляет 19,2–24,1 %, от фитопланктона – для числа клеток в единице объема 16,8–42,4 %, для биомассы клеток – 25,0–53,8 %.

Также изучена эффективность применения активированного угля АУ-ТБ для очистки сточных вод от нефтепродуктов. С этой целью проведена оценка адсорбционной адгезионной активности торфяного активированного угля по отношению к нефтемаслопродуктам, находящимся в эмульгированном и растворенном состояниях в статических условиях на модельной эмульсии. Внесение АУ-ТБ в дозе 50 мг/дм³ обеспечивает остаточное содержание нефтемаслопродуктов в очищенной воде не более 0,3 мг/дм³, что отвечает нормативным показателям,

Учитывая достаточно большие наработки, имеющиеся в Институте природопользования НАН Беларуси в области получения активированных углей из торфа, а также тот факт, что на сегодняшний день в республике отсутствует востребованное многими промышленными отраслями производство углеродных адсорбентов широкого спектра действия, в рамках одного из заданий ГНТП «Природопользование и экологические риски» начата реализация проекта по созданию в республике производства АУ на основе торфа ориентировочной мощностью 100 т/год.

Литература

1. Мухин, В.М. Производство и применение углеродных адсорбентов / В.М. Мухин, В.Н. Клушин. – М.: РХТУ им. Д.И. Менделеева, 2012. – 308 с.
2. Родионов, А.И. Очистка природных и сточных вод от пестицидов / А.И. Родионов, В.Н. Клушин, В.Г. Систер. – Л.: Химия, 1989. – 184 с.
3. Мухин, В.М. Активные угли России / В.М. Мухин, А.В. Тарасов, В.Н. Клушин. – М.: Металлургия, 2000. – 352 с.

V.V. Mostovaya, student
N.A. Bublienko, PhD, Associate Professor
E.I. Semenova, PhD, Associate Professor
National University of Food Technology, Kyiv, Ukraine

SEWAGE TREATMENT OF WINERIES

Water is a key resource, used throughout the winemaking process from vineyard to bottle – for irrigation, temperature control, cleaning, sanitation, sterilization, and filter rinsing. Wastewater is simply water plus anything else that is put down the drain. Things that go down the drain in a winery can include unused grapes and juice, winemaking remnants such as alcohol and sugars, and chemicals such as cleaning agents. Winery wastewater contains inorganic salts, organic compounds, yeast, and bacteria. The “high – strength” winery process wastewater (i.e. having more than 7,000 mg/dm³ of BOD, with a TSS of over 3,000 mg/dm³) has unique characteristics that differ significantly from other food processing wastewaters.

Some factors to watch for in winery wastewater are:

- chemical (biochemical) oxygen demand (COD and BOD mg O₂/dm³);
- total suspended solids (TSS) and total dissolved solids (TDS);
- salts such as sodium (Na), calcium (Ca), magnesium (Mg), and potassium (K);
- salinity (electrical conductivity);
- nutrients such as nitrogen and phosphorus;
- acidity or alkalinity (pH);
- dissolved oxygen levels (DO).

Wastewater characteristics vary from winery to winery and appear to be significantly influenced by climate and wine type produced. Wastewater loads also vary seasonally, with the highest organic loads produced during vintage [1].

Most wineries do not have sophisticated wastewater treatment systems to deal with their highstrength wastewater; in most cases, the untreated or marginally – treated wastewater is discharged into leach fields, infiltration ponds, or dry wells. This makes it even more important for wineries to make sure the strength and quantity of their wastewater is closely managed.

When winery wastewater is discharged onto soil, it can lead to increased salinity and acidity, which are detrimental to vegetation growth and soil biota. It can also have a detrimental effect on surface and groundwater ecosystems, from increased microbial and algal growth that consume the available oxygen necessary for other organisms to survive.

Wastewater treatment processes can also generate nitrous oxide, which is a significant greenhouse gas. In addition, high strength wastewater that is directly applied to the vineyard can stimulate soil microbes, thereby increasing the amount of nitrous oxide released to the atmosphere.

Good wastewater management will also reduce the risk of odours, which are often caused by loading large amounts of organic materials in the wastewater, or treatment systems that are over-capacity or not operating properly. Odours can impact neighbours, winemaking, and tasting experiences [2].

The wastewater from primary wineries is polluted in the food industry. This is especially the case for the processing of secondary winemaking products. On average, primary winemaking enterprises dump about 20,000 m³ of sewage (about 150 m³ per day) per year.

Secondary winemaking wastewater is less polluted compared to primary wineries. This includes domestic water – water from washing of premises, utensils and equipment located on the territory of the enterprise.

The production wastewater of wineries must be subjected to mandatory treatment. The treatment of these waters may be by mechanical or physical-chemical means, but they do not provide an adequate level of purification from organic pollutants [3].

Mechanical cleaning methods are used to clean runoff from solid and oil contaminants, used to remove suspended impurities and partially colloids. Mixing sewage and averaging the concentration of their pollution. Mechanical cleaning is performed by settling and filtration. The composition of the wastewater treatment plant is taken depending on the degree of purification required. Maximum transparency and significant reduction in BIA are achieved in bunk tanks and preaeration or biocoagulation tanks.

Physical-chemical wastewater treatment is that a reagent substance (coagulant or flocculant) is introduced into the treated water. By reacting with the elements of contamination, these substances contribute to a more complete separation of insoluble impurities, colloids and part of soluble contaminants, which reduces their concentration in waste water; transfer soluble compounds insoluble, alter sewage reaction, in particular neutralize them; discolored colored water.

Recently, biological methods of purification have become increasingly popular. Thus, for purification of highly concentrated sewage of wineries, it is advisable to use an anaerobic-aerobic purification scheme.

First, pre-mechanical sewage treatment is performed on the lattices and sandblasters, with the removal of suspended fine particles (sediment and sand), which are then sent for disposal. The wastewater is then sent for treatment to the methane tank, where the bulk of the pollutants are extracted

under anaerobic conditions under the influence of activated sludge organisms. This produces biogas that can be used to meet energy needs treatment plant.

For the final removal of contaminants from wastewater, grade I and II grade aeration tanks are used. After aerobic purification, a sludge mixture is discharged from the aerotanks into the secondary settling tanks, where the activated sludge is deposited. Excess activated sludge is digested into the methane tank and, as a consequence, biogas is obtained. After regeneration, the circulating activated sludge returns to the aeration tank to maintain a constant concentration in it. Before discharge into natural reservoirs, treated wastewater must be disinfected.

Thus, anaerobic-aerobic treatment allows to reduce wastewater pollution by 98.2 % for HCC, and by 99.8 % for BIA [1].

Therefore, the wastewater of the wine industry must be cleaned before dumping. It is advisable to combine several types of purification: mechanical, physical-chemical, anaerobic-aerobic. In addition to the preserved environment, anaerobic purification makes it possible to collect biogas and use it for industrial purposes.

References

1. Левандовський, Л.В. Природоохоронні технології та обладнання: підручник / Л.В. Левандовський, Н.О. Бублієнко, О.І. Семенова. – Київ: НУХТ, 2013. – 243 с.

2. Winery Process Wastewater Management Handbook [Electronic resource]. – 2018. – Access mode: <https://www.bcwgc.org/sites/default/files/uploads/Wastewater%20Management%20-%20Final%20Digital.pdf>. – Date of access: 04.01.2020.

3. Wastewater Processing [Electronic resource]. – 2017. – Access mode: <http://dspace.nuft.edu.ua/jspui/bitstream/123456789/23231/1/45.pdf>. – Date of access: 04.01.2020.

**В.П. Музыкин, заведующий сектором
гидроэкологических обоснований и прогнозирования**
Республиканское унитарное предприятие «Центральный
научно-исследовательский институт комплексного использования
водных ресурсов», г. Минск, Беларусь

НОВЫЕ РАСЧЕТНЫЕ ПОДХОДЫ К ОПРЕДЕЛЕНИЮ ГОДОВЫХ ОБЪЕМОВ НЕУЧТЕННЫХ РАСХОДОВ ВОДЫ В ВОДОПРОВОДНО-КАНАЛИЗАЦИОННЫХ СИСТЕМАХ

Порядок расчета неучтенных расходов воды в водопроводно-канализационных системах определен Инструкцией по расчету норматива потерь и неучтенных расходов воды из систем коммунального водоснабжения населенных пунктов Республики Беларусь (утверждена Постановлением Министерства жилищно-коммунального хозяйства Республики Беларусь от 31.08.2005 № 43). Вместе с тем в Инструкции в данном порядке расчета допущены ошибки, которые приводят к завышению расчетных объемов неучтенных расходов воды. Прежде всего это касается расчетов годовых объемов воды, не учитываемых приборами учета расхода воды у абонентов (W_5 , м³), определяемых как сумма годовых объемов воды, не учитываемых приборами учета из-за их ограниченной чувствительности, которые установлены в жилых зданиях ($W_5^{жз}$), организациях и предприятиях ($W_5^п$), а также в связи с ухудшением метрологических характеристик данных приборов учета ($W_5^м$).

В соответствии с Инструкцией расчет $W_5^{жз}$ и $W_5^п$ осуществляется прежде всего относительно паспортных данных минимального расхода воды, учитываемого приборами учета, взятого с поправочным коэффициентом, равным 0,5 (или $q_i \cdot 0,5$). Величина поправочного коэффициента определена как усредненная вероятность наличия не учитываемых прибором утечек в интервале от нуля до величины минимального расхода воды по паспорту. Расчет $W_5^м$ осуществляется относительно продолжительности работы данных приборов учета воды в расчетном году, взятой также с поправочным коэффициентом, равным 0,17 (или $P \cdot 0,17$). Величина данного поправочного коэффициента, со ссылкой на ГОСТ 8.156–83 «Счетчики холодной воды. Методы и средства проверки», определена равной расчетному увеличению погрешности прибора учета воды на 17 % после 1000 ч эксплуатации.

Покажем, что принятые в Инструкции методы определения значеный поправочных коэффициентов являются ошибочными.

Расчет $W_5^{жз}$ и $W_5^п$

Для оценки величины поправочного коэффициента 0,5 к минимальному расходу при разработке Инструкции использована теория вероятности, в частности понятие усредненной вероятности. Вместе с тем в данном случае допущена ошибка, поскольку осуществлен недоучет событий, возможных в интервале минимального расхода $0 \leq q_i \leq 1$. В данном интервале следует выделять не два (ноль и q_i), а три вероятностных несовместных события. Третье событие – это момент, с которого прибор учета начинает считать, т. е. достижение порога чувствительности по ГОСТ 6019–83 «Счетчики холодной воды, крыльчатые. Общие технические условия». В данном документе порог чувствительности регламентируется в размере 40 % от величины минимального расхода воды приборов учета. Например, при диаметре условного прохода прибора учета 25 мм минимальный расход равен $q_i = 0,065 \text{ м}^3/\text{ч}$, а порог чувствительности – $0,025 \text{ м}^3/\text{ч}$. Тогда величину поправочного коэффициента, как вероятность наступления трех равнозначных исходов, следует принимать равной не $1/2$, а $1/3$. Следовательно, минимальный расход воды, не учитываемый приборами учета, установленными в жилых зданиях, организациях и предприятиях, для расчетов следует применять с поправочным коэффициентом, равным 0,33 (или $q_i \cdot 0,33$).

При расчете $W_5^{жз}$ и $W_5^п$ осуществляется учет также продолжительности работы приборов учета, величина которой определена исходя из расчетной продолжительности периода минимального водопотребления. В жилом секторе данный период, как правило, принимается равным 4 ч, а для организаций и предприятий – 8 ч. В то же время это совершенно не означает, что в течение всего периода минимального водопотребления приборы учета фиксируют минимальный расход воды. Прибор учета может быть в это время включен, а может быть и нет. Вероятность включения прибора учета может быть оценена, например, для условий общего водопотребления с использованием формулы, рекомендуемой для расчета вероятности действия (включения) санитарно-технических приборов на участке водопроводной сети однотипных потребителей:

$$P, \% = \frac{q_{hr}U}{3600q_0N} \cdot 100, \quad (1)$$

где q_{hr} – норматив расхода воды в час наибольшего водопотребления в жилом секторе (промышленном предприятии), $\text{дм}^3/\text{ч}$; U – количество

потребителей (абонентов) на участке жилого сектора (промышленном предприятии); q_0 – норматив удельного секундного расхода воды, отнесенного к приборам учета в жилом секторе (промышленном предприятии), $\text{дм}^3/\text{с}$; N – число санитарно-технических приборов у потребителей (абонентов) на данном участке жилого сектора (промышленном предприятии). Заменяв в данной формуле величину q_{hr} на значение фактического часового расхода воды в расчетном году (в среднем за год в пересчете с учтенного годового объема водопотребления по приборам абонентов), можно получить общую приближенную оценку вероятности действия (включения) приборов в данном году и использовать данное значение для расчетов $W_5^{\text{жз}}$ и $W_5^{\text{п}}$.

В качестве примера можно привести расчет вероятности действия приборов учета применительно к водопотреблению в жилом секторе г. Лида, проведенный по данным фактического водопотребления в 2018 г. По формуле (1) расчетная вероятность действия (включения) приборов учета в жилом секторе составила 41 %, а в организациях и предприятиях – только 24 %.

Соответственно, с вычисленными подобным образом поправочными коэффициентами расчетные формулы для определения $W_5^{\text{жз}}$ и $W_5^{\text{п}}$ в расчетном году приобретают вид:

$$W_5^{\text{жз}} = \sum q_i \cdot 0,33 N_{i\text{жз}} \cdot 4 \cdot 0,41 \cdot 365 = 197,5 \sum q \cdot N_{i\text{жз}} (\text{м}^3); \quad (2)$$

$$W_5^{\text{п}} = \sum q_i \cdot 0,33 N_{i\text{п}} \cdot 8 \cdot 0,24 \cdot 365 = 231,3 \sum q \cdot N_{i\text{п}} (\text{м}^3). \quad (3)$$

Расчет $W_5^{\text{м}}$

В Инструкции для определения величины поправочного коэффициента к расчету, принятого равным 17%, использован тот же ГОСТ 8.156–83, в п. 3.4.6 которого определено, что относительную погрешность приборов учета (∂_q^3), находящихся в эксплуатации, можно определить по зависимости

$$\partial_q^3 = \pm(|\partial_q|) + 0,17t, \quad (4)$$

где ∂_q – допускаемая относительная погрешность прибора учета по паспорту, ед.; t – время эксплуатации прибора учета, тыс. ч. Но использование данной зависимости для расчетов совершенно не означает, что увеличение погрешности прибора учета воды после 1000 ч эксплуатации должно составлять 17%. Во второй части п. 3.4.6 ГОСТ 8.156–83 дополнено, что приборы учета считаются пригодными к последующей эксплуатации, если их погрешность $\partial_q^3 \leq 2\partial_q$. Следовательно, если

по ГОСТ 8.156–83 при выпуске с производства, например, счетчиков СХВК, ВКСМ и им подобным ∂_q допускается равным 3 %, то после 1000 ч эксплуатации их погрешность измерений должна составлять не более 6 %. Погрешность ∂_q для счетчиков типа УВК, ВТ и др. допускается равной 5 %, тогда после 1000 ч эксплуатации их погрешность измерений должна составлять не более 10 %. Величина поправочного коэффициента для расчета W_5^M при использовании счетчиков подобного типа максимально может быть принята равной только 10 % и не более. Соответственно, в формуле для расчета W_5^M поправочный коэффициент должен приниматься в зависимости от типов используемых приборов учета и будет равен не $(\Pi \cdot 0,17)$, а только $(\Pi \cdot 0,06)$ либо $(\Pi \cdot 0,10)$.

Изменение подходов к расчетам расходов воды, не учитываемых приборами учета, позволит существенно сократить данную статью в нормативах потерь и неучтенных расходов в водопроводно-канализационных системах. Например, применение подобных расчетов для расчета неучтенных расходов воды с использованием фактических данных Лидского ГУП ЖКХ показало, что годовой объем неучтенных расходов по пункту $W_5^{жз} + W_5^{\Pi} + W_5^M$ суммарно сокращается в 2,8 раза. Наиболее существенно могут быть уменьшены не учитываемые приборами учета годовые объемы воды для организаций и предприятий (W_5^{Π}). Пример расчетов для Лидского ГУП ЖКХ показывает, что данная статья расходов уменьшается в 6,3 раза.

ОЧИСТКА СТОЧНЫХ ВОД ОПЕРАЦИЙ ТРАВЛЕНИЯ ПЕЧАТНЫХ ПЛАТ

Травильные характеристики растворов, в том числе и медно-аммиачных, снижаются по мере накопления в них стравленной меди, которая ведет к ухудшению характеристик изготовленных печатных плат. При высокой концентрации стравленной меди скорость травления настолько снижается, что последующее использование данного раствора становится невозможным [1].

Сброс «истощенных» травильных растворов служит источником загрязнения окружающей среды; возникает необходимость в расходах достаточно больших средств на нейтрализацию сточных вод. Кроме того, медь, которая перешла в раствор в процессе травления, теряется бесповоротно, а на изготовление свежего травильного раствора нужно большое количество ценных химикатов. Все это ведет к ухудшению эффективности производства печатных плат.

Одним из наиболее желаемых путей решения проблемы восстановления травильных свойств растворов является поддержка их постоянных составляющих в течение всего процесса травления, ликвидации сточных вод, удаления стравленной меди и проведения электрохимической регенерации травильных растворов. Возможность электрохимически регенерировать свойства растворов на основе хлорного железа и хлорной меди доказана работами зарубежных и отечественных исследователей [2].

В наше время сконструированы и внедрены в производство установки электрохимической регенерации данных растворов, которые исключают вредные сбросы и удаляют медь в виде порошка [3, 4]. Проведение электрохимической регенерации медно-аммиачных травильных растворов с добыванием меди в виде плотного осадка позволяет упростить конструкцию электролизера-регенератора: отпадает необходимость в блоке съема порошка, который имеет сложную конструкцию.

В патентной литературе описано множество средств регенерации травильных растворов, которые позволяют снизить расходы химикатов и провести утилизацию отходов. Методы регенерации, то есть возобновление рабочих характеристик травильных растворов, условно можно разделить на два: химический и электрохимический. Возможность

и эффективность того или другого метода зависит от раствора, который применяется. Растворы на основе хлорной меди и медного купороса (щелочные) имеют возможность регенерации.

При химическом способе регенерации раствор, который возобновляет свои травильные характеристики, необходимо постоянно удалять из процесса, что ведет к затратам на нейтрализацию сточных вод и к потере меди. Кроме того, корректировка раствора по всем компонентам связана с его постоянным анализом и не всегда возвращает раствору его начальные свойства. При таком виде химической регенерации, хотя и снижаются расходы ценных химикатов на приготовление раствора, стравленная медь все же теряется.

Наиболее экономически выгодным методом регенерации истощенных травильных растворов является электрохимический метод, при котором происходит одновременно добывание стравленной меди в чистом виде и возобновление травильных характеристик раствора. При этом способе экономическая эффективность обусловлена значительным снижением расходов на химикаты, уменьшением расходов на утилизацию отходов и возвращением меди в производство.

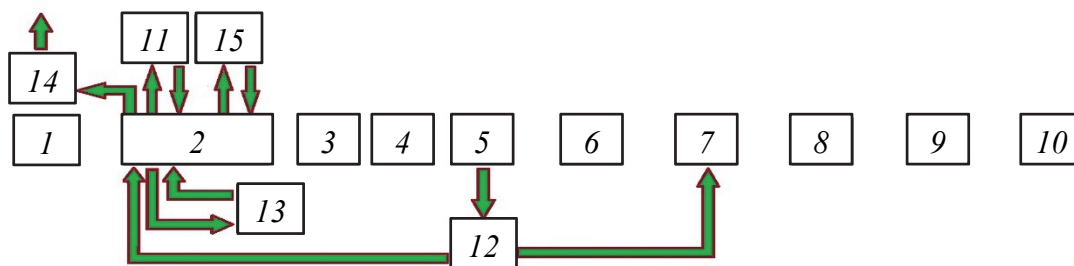
В существующей технологии после прохождения сточными водами очистных сооружений на территории предприятия остаются шламы, которые наносят вред окружающей среде как самого предприятия, так и государства, а также населению. Количество остающихся шламов составляет тысячи тонн. Они хранятся в таре, не приспособленной для длительного хранения, ведут к загрязнению грунтов и подземных вод, ухудшают экологическое состояние окружающей среды.

Нами разработаны технология и оборудование для регенерации сточных вод с выделением меди в виде плотных осадков, которая может быть направлена на повторное использование для переплавки.

Для предложенной схемы регенерации отработанного травильного раствора в качестве рабочих электродов использовались только твердые электроды – титан и графит.

Разработанная схема позволяет проводить регенерацию растворов в процессе травления и поддержку постоянной концентрации элементов, а значит, постоянной скорости травления плат. Одновременно схема такой линии позволяет использовать выделенную медь в процессах металлизации без сбросов сточных вод, не допуская при этом загрязнения окружающей среды. Схема линии с регенерационной установкой представлена на рисунке.

Исследование опытно-промышленной установки электрохимической регенерации травильных растворов проводили путем поиска рабочих режимов для разных концентраций.



1 – модуль загрузки; 2 – травильный модуль; 3 – модуль осветления; 4 – обзорный модуль; 5 – 3-й модуль каскадной промывки; 6 – 2-й модуль каскадной промывки; 7 – 1-й модуль каскадной промывки; 8 – модуль горячей сушки; 9 – модуль холодной сушки; 10 – модуль выгрузки; 11 – регенератор травильного раствора (установка выделения меди); 12 – регенератор промывных вод; 13 – фильтрационная установка; 14 – очистные сооружения предприятия; 15 – установка нанесения покрытий (при необходимости)

Рисунок – Схема линии травления с отводом на регенерацию

Определены также отдельные конструктивные и технологические элементы установки регенерации, которые можно представить следующими данными:

- 1) скорость потока раствора 2 см/с;
- 2) температура раствора 40 °С;
- 3) выход по току для меди за 3,5 ч не менее 64 %;
- 4) межэлектродное расстояние $d = 20$ мм.

При оценке опасности для окружающей среды шламоотходов производства плат и гальваники учитывают миграционную способность химических веществ в поверхностные и подземные воды, концентрацию их в почве и растениях, которые выражают через растворимость химических соединений в воде. Токсичность отходов характеризуется предельно допустимой концентрацией (ПДК) веществ в почве и их содержанием в общей массе шлама. Индекс опасности отдельного химического вещества определяется по формуле

$$K_i = \frac{\text{ПДК}_i}{(S + C_B)_i},$$

где K_i – индекс опасности; ПДК_i – предельно допустимая концентрация в почве опасного химического вещества, которое содержится в отходах, мг/кг почвы; S – коэффициент растворимости химического вещества в воде; C_B – содержание химического вещества в общей массе отходов, мг/кг; i – порядковый номер данного вещества.

Результаты расчета суммарного индекса опасности шлама до удаления медных соединений на одном из предприятий Украины представлены в таблице 1.

Таблица 1 – Результаты расчета суммарного индекса опасности шлама

Группа веществ	ПДК _i , мг/кг	(S + C _B) _i , мг/кг	K _i
Соединения меди	3	73,98	0,0405
		21,15	0,141

После удаления медных соединений из сточных вод (не преобразованных в шламы) суммарный индекс опасности становится практически таким, который не несет опасности (таблица 2).

Таблица 2 – Результаты расчета суммарного индекса опасности шлама производства плат и гальваники после внедрения мероприятий удаления меди

Группа веществ	ПДК _i , мг/кг	(S + C _B) _i , мг/кг	K _i
Соединения меди	3	0,01	300,0
		0,03	100,0

В заключение сделаем следующие выводы.

1. Созданное оборудование улучшает экологическую обстановку в районе расположения предприятия, о чем свидетельствуют результаты расчета суммарного индекса опасности шлама.

2. Установка легко может быть подсоединена к действующему оборудованию или работать автономно.

3. Регенерация травильного раствора позволит получать медь для последующей переплавки, металлизации плат.

Литература

1. Нестер, А.А. Очистка стічних вод виробництва друкованих плат: монографія / А.А. Нестер. – Хмельницький: Видавництво Хмельницького національного університету, 2016. – 219 с.

2. Клячкин, В.Н. Анализ стабильности химического состава сточных вод при производстве печатных плат / В.Н. Клячкин, К.С. Ширкунова, А.Д. Барт // Экология и промышленность России. – 2017. – Т. 23, № 5. – С. 47–51. – DOI: 10.18412/1816-0395-2019-5-47-51.

3. Пашаян, А.А. Утилизация гальванических стоков без образования гальваношламов / А.А. Пашаян, Д.А. Карманов // Экология и промышленность России. – 2018. – Т. 22, № 12. – С. 19–21. – DOI: org/10.18412/1816-0395-2018-12-19-21.

4. Дорохина, Е.Ю. Экономика замкнутых циклов: проблемы и пути развития / Е.Ю. Дорохина, С.Г. Харченко // Экология и промышленность России. – 2017. – Т. 21, № 3. – С. 50–55. DOI: org/10.18412/1816-0395-2017-3-50-55.

O.V. Nychyk
O.M. Salavor, Associate Professor
O.A. Nikolaieva, student
National University of Food Technologies, Kyiv, Ukraine

THE INFLUENCE OF FOOD INDUSTRY ENTERPRISES ON THE EFFICIENCY OF CITY WASTEWATER TREATMENT

In the city of Kyiv there is a system of centralized sewage system, which includes sewage flow, pressure nets and collectors with diameters from 100 to 3100 mm, sewage pumping stations, Bortnytska aeration station. Bortnytska aeration station is today the only complex of engineering structures, equipment and communications intended for complete biological treatment of sewage of the city of Kyiv and certain regions of the Kyiv region (Vyshgorod, Irpin, Vyshneve, Gnodyn, Shchaslyve, Chabany, Kotsyubynske, Novosilky, Petropavlivskay Borschagivka, Gatne), where all domestic wastewater and industrial wastewater are treated. The design capacity of the plant is 1800 thousand m³ of sewage/day.

Over the past 5 years, there have been 8 major accidents in large-diameter sewage collectors in Kyiv, which has limited water supply to nearly a third of Ukraine's capital for up to three days. According to statistics for 2017, in less than 11 months in the city of Kyiv there were 86 emergencies on sewer networks. During this period more than 8.5 thousand contaminants were eliminated, and the average share of fat waste pumping in the year reached almost 9 tons [1, 2].

During the survey, it turned out that enterprises and organizations of various activities dump ammonia nitrogen, phosphates, fats, chlorides and suspended substances into the sewerage network, which are the main pollutants. In addition, wastewater, solid industrial waste, gypsum, metal and plastic shavings, garbage, soil, silt, etc. are also included in the sewerage systems [2].

The function of monitoring the compliance of enterprises with the rules of wastewater discharges into the sewage system should be performed by water utilities, which receive and treat these wastewater from all over the city. However, in the rating compiled by the State Agency for Water Resources of Ukraine, "TOP-100 largest pollutant enterprises", water utilities are in the first place, in particular topping the list [3].

The reason for such sad statistics maybe inactivity on the part of the state to assist water utilities in nature conservation activities. National rules for the acceptance of sewage into the system of centralized drainage were adopted only in December 2017, and the rules of reception for the city of Kiev have not yet been adopted.

According to Article III, Part III “Rules for the acceptance of wastewater into district drainage systems”, wastewater receiving into district drainage systems shall not:

1) contain combustible impurities and dissolved gaseous substances capable of forming explosive mixtures;

2) contain substances capable of clogging pipes, wells, grates or depositing on their surfaces (debris, soil, abrasive powders and other coarse suspensions, gypsum, lime, sand, metal and plastic shavings, fats, resins, fuel oil, beer crumbs, bread yeast, etc.);

3) contain only inorganic or non-biodegradable substances;

4) contain substances for which no maximum permissible concentrations have been established for the water of reservoirs or toxic substances that impede the biological treatment of wastewater, as well as substances for the determination of which analytical methods have not been developed;

5) contain dangerous bacterial, viral, toxic and radioactive contamination;

6) contain biologically rigid synthetic surfactants, the level of primary biodegradation of which is less than 80 %;

7) have a temperature above 40 °C;

8) have a pH below 6.5 or above 9.0;

9) have a chemical oxygen demand above biochemical oxygen consumption for 5 days (hereinafter – BOC₅) more than 2.5 times;

10) have a BOC that exceeds that specified in the draft sewage treatment plant of the respective settlement;

11) create conditions for causing harm to the health of the personnel servicing the systems of centralized drainage;

12) make it impossible to dispose of sewage sludge using methods that are safe for the environment;

13) contain contaminants exceeding the permissible concentrations established by these Regulations and local regulations [4].

Most often the rules are not followed by shopping and entertainment complexes, dairy enterprises, beer producers, large supermarkets.

Failure to comply with these rules will result in disruption of sewerage networks of residential districts and districts of the city, as well as treatment facilities for wastewater treatment plants receiving sewage data (eg Bortnytska Aeration Station).

In our opinion and the experts’ opinion, the following ways of solving these problems can be:

1. Adoption of wastewater acceptance rules for local wastewater treatment plants, which will be adapted to the economic and municipal activities of the city and will be adhered to by all enterprises of the city.

2. Prohibition of the use of phosphate-containing detergents (according to Regulation (EC) no. 648/2004 of the European Parliament and of the Council “On detergents” of 31.03.2004).

3. Installation of stationary grease traps in accordance with SBC.B. 2.5-64:2012 “Internal water supply and sewerage of structures” [5].

4. Conducting trainings and outreach to business executives.

5. Establishment of a register of enterprises that use toxic and chemical substances in their field of activity.

6. Approval of stricter discharge standards.

7. Improvement of the system of control over sources of discharges.

8. Creation of a single database that will contain relevant information on instrumental monitoring of stationary sources of pollution of surface and underground water bodies.

9. Carrying out periodic preventive cleaning of sewage and interior networks.

References

1. Головне управління Держпродспоживслужби в м. Києві [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://kiev.dpss.gov.ua/news/1/552/edotrimannya-pravil-skidu-st-chnih-vod-u-m-sku-kanal-zats-yu-mozhe-prizvesti-do-ekolog-chno-katastrofi/>. – Дата доступу: 04.01.2020.

2. Гуменюк, О.В. Залежність екології міста від стічних вод підприємств / О.В. Гуменюк // Ecobusiness. Екологія підприємства. – 2019. – № 9. – С. 20–23.

3. Державне агентство водних ресурсів України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.davr.gov.ua/news/top100-najbilshih-pidpriyemstvzabrudnyuvachiv-vod-u-2018-roci>. – Дата доступу: 04.01.2020.

4. Про затвердження Правил приймання стічних вод до систем централізованого водовідведення та Порядку визначення розміру плати, що справляється за понаднормативні скиди стічних вод до систем централізованого водовідведення: Наказ Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України, 1 грудня 2017 р., № 316 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/card/z0056-18>. – Дата доступу: 04.01.2020.

5. Внутрішній водопровід та каналізація: ДБН В.2.5-64:2012. – Уведений: 01.03.2013. – Київ: Мінрегіонбуд України, 2013. – 104 с.

DETERMINATION OF OPTIMAL DOSE OF BENTONITE FOR SORPTION ZN(II)

In conditions of vigorous anthropogenic activity, heavy metal pollution of natural waters has become one of the acute environmental problems. The main sources of heavy metals in the environment are enterprises of ferrous and non-ferrous metallurgy, galvanic shops, quarries and mines for the extraction of polymetallic ores, etc.

Permissible concentration limit (MPC) of heavy metals, for example zinc, in the water of reservoirs is set at 0.1 mg/l, and nickel – 0.02 mg/l [1].

The danger of heavy metals is that they tend to accumulate in living organisms, causing carcinogenic and mutagenic impact on living organisms. The most promising method for treating wastewater containing heavy metals is adsorption the method, which is characterized by ease of implementation and high efficiency with optimal selection of the used sorbents. To reduce economic costs of conducting water treatment processes, the issue of search and research of sorbents with high sorption capacity and low cost. Natural sorbents, such as zeolites, coals, bottom sediments and clay minerals. High clay cation exchange capacity minerals, in particular montmorillonite, due to two factors:

1) an increase in the interlayer space of the structural cell in contact with water and other polar liquids;

2) the ability to exchange cations to substitution with cations of other metals [2].

To study the dependence of the efficiency of extraction of Zn^{2+} from the dose of the sorbent in 5 conical flasks, bentonite weights were added in masses of 0.1, 0.5, 1, 2, 5 g. Each of the flasks was poured into 100 cc of zinc solution at a concentration of 100 mg/dm³. pH of each solution was determined with standard solutions of HCl and NaOH (0,1 M).

Figure shows the dependence of removal percentage of Zn(II) ions from dosage of bentonite clays.

According to the data of Figure 1, the maximum degree of extraction of Zn^{2+} reaches 99 % at pH 11. This, in our opinion, is due to the fact that for such values of pH zinc falls in solution in the form of hydroxide, and bentonite in no way affects its efficiency withdrawal.

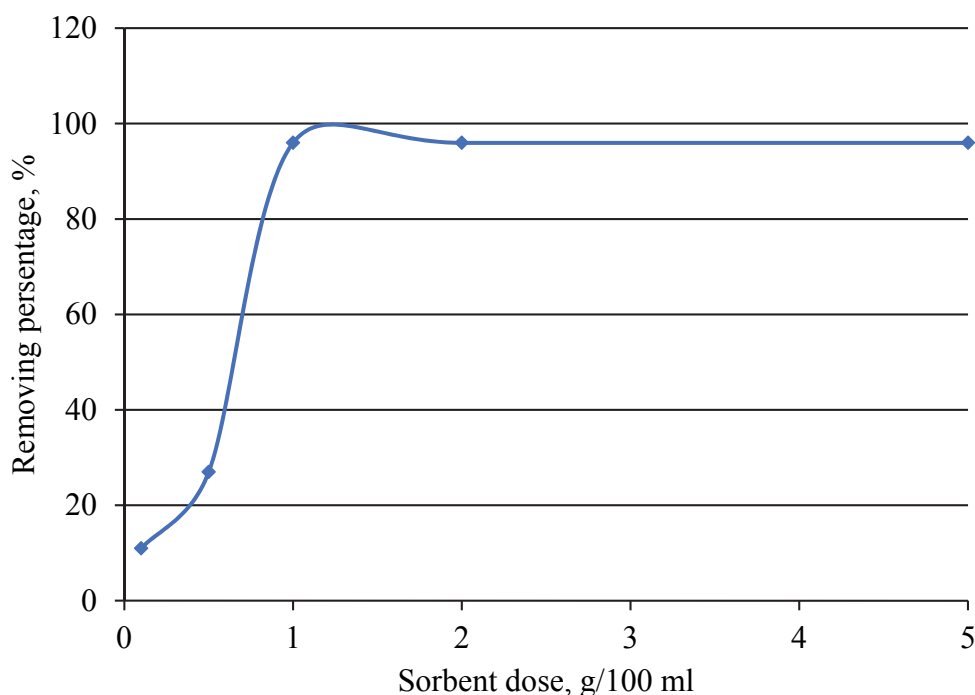


Figure – The dependence of removal percentage of Zn(II) ions from dosage of bentonite clays

However, at pH 5, the degree of extraction of zinc from model solutions is 96 %. Taking into account that for such values of pH Zn(II) exists in the solution even in the form of ions, it is logical to assert that these ions settle on the surface of the functional groups of bentonites.

References

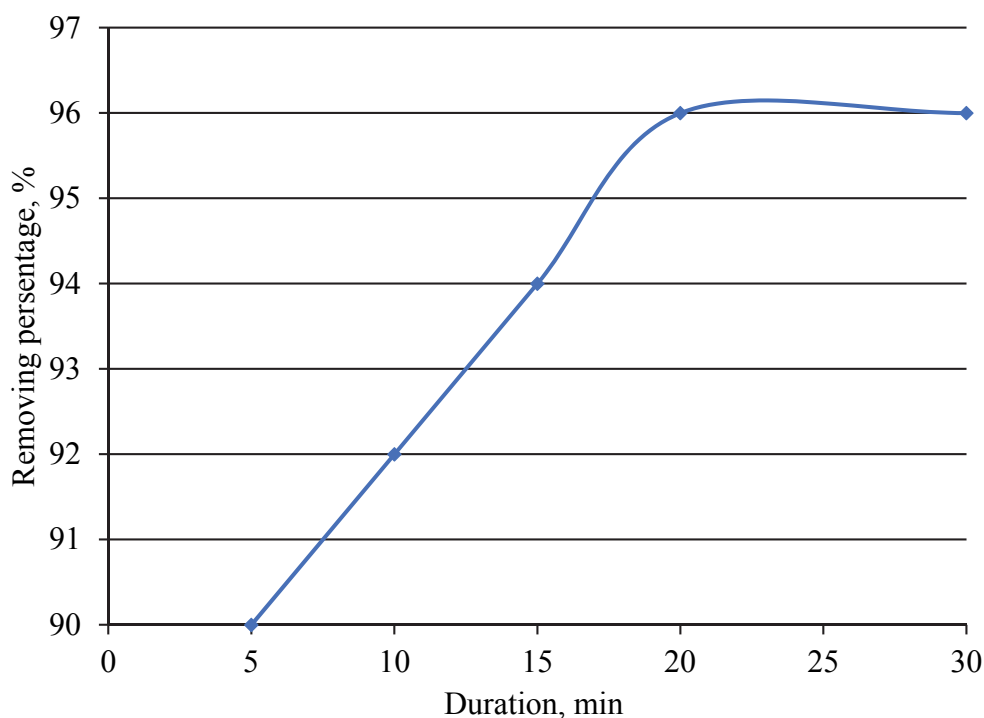
1. Грег, С. Адсорбция, удельная поверхность, пористость / С. Грег, К. Синг; пер. с англ., 2-е изд. – М.: Мир, 1984. – 306 с.
2. Melichová, Z. Adsorption of Pb²⁺ and Cu²⁺ Ions from Aqueous Solutions on Natural Bentonite / Z. Melichová, L. Hromada // Pol. J. Environ Stud. – 2013. – No. 22 (2). – P. 464.

KINETICS OF SORPTION ZN(II) BY BENTONITES

The problem of water pollution by heavy metals is actual nowadays, first of all, by appearing new manufactures and improving existing ones.

There is a huge amount of water treatment methods, but the simplest and most effective are adsorption. The advantages of these methods are high efficiency, the ability to clean sewage containing a mixture of substances, as well as the recovery of these substances. The effectiveness of adsorption purification reaches 80–95 % and depends on the chemical nature of the adsorbent, the size of the adsorption surface and its availability, on the chemical structure of matter and the chemical form of its location in the medium [1].

As sorbents, activated carbon, synthetic sorbents and some waste products (ash, slag, pitch, sawdust), mineral sorbents – clays (bentonites, saponites, etc.), silica gels, alumina gels and metal hydroxides are used.



**Figure – Kinetic curve of Zn(II) ions removal
by bentonite clays**

Usually in water treatment, coal or synthetic sorbents are used. However, they have a number of disadvantages associated with the ineffectiveness of regeneration of sorbents. These are sorbents or disposable, or those that are difficult to utilize, which is economically inappropriate. In this case, they are often toxic. Therefore, it is promising to use natural sorbents in water preparation. At the moment, there is a large number of natural sorbents – silica gel, alumogel, shungite, zeolites, vermiculite, agricultural waste [2].

To construct kinetic curves in 5 conical flasks, weighing bentonite weighing 1 g was added. Each of the flasks was poured into 100 cubic centimeter of solutions of Zn (II) at a concentration of 100 mg/dm³. The flasks were sealed and placed on shaking over different time intervals, min: 5, 10, 15, 20, 30. The experiments were performed without adjusting the pH.

Figure shows kinetic curve of Zn(II) ions removal by bentonite clays.

According to the data of figure, with the increase of the dose of the sorbent, the effectiveness of sorption extraction of Zn(II) also increases, reaching a maximum value of 96% at a dose of bentonite 1 g/100 ml of solution. The further increase in the dose of bentonite is inappropriate and irrational.

References

1. Кельцев, Н.В. Основы адсорбционной техники / Н.В. Кельцев. – 2-е изд. – М.: Химия, 1984. – 592 с.
2. Roszkopfová, O. Study of sorption processes of copper on synthetic hydroxyapatite / O. Roszkopfová, M. Galamboš, J. Ometáková // J. Radioanal Nucl. Chem. – 2012. – No. 293 (2). – P. 647.

Научное издание

**ПЕРЕДОВЫЕ ТЕХНОЛОГИИ
В СИСТЕМАХ ВОДООТВЕДЕНИЯ
НАСЕЛЕННЫХ МЕСТ**

**МАТЕРИАЛЫ
Международной научно-практической
конференции**

Редакторы: *Е.С. Ватевичкина, Е.И. Гоман,
О.П. Приходько, Т.Е. Самсанович*

Компьютерная верстка: *Е.В. Ильченко, А.А. Селиванова*

Корректоры: *Е.С. Ватевичкина, О.П. Приходько,
Т.Е. Самсанович*

Подписано в печать 05.02.2020. Формат 60×84¹/₁₆.
Бумага офсетная. Гарнитура Таймс. Печать ризографическая.
Усл. печ. л. 12,9. Уч.-изд. л. 13,2.
Тираж 150 экз. Заказ 32.

Издатель и полиграфическое исполнение:
УО «Белорусский государственный технологический университет».
Свидетельство о государственной регистрации издателя,
изготовителя, распространителя печатных изданий
№ 1/227 от 20.03.2014.
Ул. Свердлова, 13а, 220006, г. Минск.