



Днепропетровская областная организация
Украинского общества охраны природы

IX НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ

«ВОДА: ПРОБЛЕМЫ И РЕШЕНИЯ»

Материалы конференции

Дніпропетровськ
«Гамалія»
2010

УДК 502(477)(063)+628.1(477)(063)

ББК 26.22(4УКР)я431

В 62

Під загальною редакцією Ломакіна П.І.

Актуальные вопросы загрязнения окружающей природной среды, состояния водных ресурсов и влияния на них антропогенной деятельности человека, технологии и оборудования очистки воды, продукции на ее основе, здоровья населения и другие в очередной раз были обсуждены на уже IX научно-практической конференции «Вода: проблемы и решения», которая прошла в Днепропетровске. Вашему вниманию предлагается сборник ее материалов.

В 62 Вода: проблемы и решения: материалы IX науч.-практ. конф., г. Днепропетровск, 10.12.2009 г. Д.: Видавничо-творчий центр «Гамалія», 2009. – 288 с.

ISBN 978-966-467-099-6

Актуальні питання забруднення навколишнього природного середовища, стану водних ресурсів та впливу на них антропогенної діяльності людини, технології та устаткування очистки води, продукції на її основі, здоров'я населення та інші в черговий раз були обговорені на вже IX науково-практичній конференції «Вода: проблеми та рішення», що відбулася у Дніпропетровську та стала вже традиційною. До Вашої уваги пропонується збірник її матеріалів.

УДК 502(477)(063)+628.1(477)(063)

ББК 26.22(4УКР)я431

ISBN 978-966-467-099-6

© Ломакін П.І., упорядкування, 2010

© «Гамалія», 2010

**ОРГАНИЗАТОРЫ
IX НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ
«ВОДА: ПРОБЛЕМЫ И РЕШЕНИЯ»**

**ГВУЗ «УКРАИНСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ
ХИМИКО-ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ»**

**ДНЕПРОПЕТРОВСКАЯ ОБЛАСТНАЯ
ГОСУДАРСТВЕННАЯ АДМИНИСТРАЦИЯ**

**ГОСУДАРСТВЕННОЕ УПРАВЛЕНИЕ
ОХРАНЫ ОКРУЖАЮЩЕЙ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ
В ДНЕПРОПЕТРОВСКОЙ ОБЛАСТИ**

ДНЕПРОПЕТРОВСКИЙ ГОРОДСКОЙ СОВЕТ

**ДНЕПРОПЕТРОВСКАЯ ОБЛАСТНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ
УКРАИНСКОГО ОБЩЕСТВА ОХРАНЫ ПРИРОДЫ**

ВОДА: ОСНОВНЫЕ ПРОБЛЕМЫ И РЕШЕНИЯ

М.В. БУРМИСТР, П.П. ЕРМАКОВ, П.И. ЛОМАКИН

ГВУЗ «Украинский государственный химико-технологический университет», Днепропетровская областная организация Украинского общества охраны природы

Вода относится к основному стратегическому сырью для человека, поэтому проблема обеспечения населения и производства качественной питьевой водой и в достаточном количестве является одной из важнейших мировых проблем, которая с каждым годом все больше обостряется. В Украине 9% поселков городского типа не имеют централизованных систем водоснабжения. Канализационными системами не обеспечены 6% городов и 43% поселков городского типа. В 141 городе осуществляется только механическая очистка сточных вод. Ежесуточно подаются миллионы кубометров только питьевой воды. Техническое и санитарно-гигиеническое состояние почти всех систем водообеспечения и канализации является ненадежным и приводит к частым аварийным ситуациям.

Особую тревогу вызывает низкое качество поверхностных и особенно подземных вод. Мы в большинстве обращаем внимание на стандартные гостовские показатели качества воды и технологии ее очистки и в меньшей мере нас заботит вопрос состояния природных водных систем и причин, вызывающих их загрязнение. В этом плане следует выделить такие накапливающиеся проблемные вопросы, которые требуют весьма непростых, а в некоторых случаях и не имеющих сегодня решений.

Каждый год на территории Украины выпадает около 1000 кубокилометров осадков. В результате интенсивного загрязнения воздуха промышленными выбросами окислов серы, азота, углерода при сгорании жидкого, твердого и газообразного топлива капли дождевой воды насыщаются кислотами. Кислая дождевая вода в разы более агрессивна, быстрее растворяет различные материалы и более насыщена солями. Дождевой водой ежегодно поглощаются миллионы тонн окислов сгоревшего органического топлива. С каждым годом нарастает количество кислых вод. За последние 100 лет

водой поглощено окислов больше, чем за тысячи лет. В результате изменяется геобиохимия поверхностного слоя Земли, и со временем эти изменения будут наблюдаться и в глубинных слоях. В какой-то момент времени самоочищающиеся свойства Земли иссякнут, и вода на поверхности и под землей начнет катастрофически загрязняться.

В последние десятилетия ежегодно добывается более 100 млн. тонн железной руды, из которой более 5 млн. тонн железа корродирует и оказывается в конечном итоге в земле и растворяется в воде. Почти 100 кубокилометров дождевой воды возможно насытить выбрасываемым в свалку железом до предельно допустимых норм. Доля искусственного железнения воды оказывается весьма весомой.

В землю и воду попадают ежегодно миллионы тонн опасных продуктов и отходов нефтепереработки, нефтехимии, углехимии, средств химической защиты растений, удобрений, высокотоксичных химикатов, хлорорганических продуктов хлорирования воды. Такие вещества могут сохраняться десятилетиями в поверхностных и подземных водах, насыщать поверхностные слои Земли и глубоко проникать в подземные горизонты благодаря, например, интенсивной выкачке подземных вод, газа, нефти, развитию шахтных выработок. Пройдет время, и в минеральных водах наших курортов на глубинах в сотни метров обнаружим весь букет загрязнений, обусловленных нашей деятельностью.

Свою долю в загрязнение воды вносят ядерные технологии, сжигание твердого и жидкого топлива, электрохимические технологии. Вода и земля насыщаются радиоактивными веществами и тяжелыми металлами. Количество таких загрязнений растет, так как производство расширяется, топлива сжигается больше.

В последние десятилетия, а вернее столетие, наблюдается резкое увеличение выбросов различных органических и неорганических загрязнений, и в то же время происходит резкое сокращение возможностей природной самоочищающейся функции Земли. В Украине самое интенсивное земледелие и животноводство. 56% земли распаханно. Ежегодно вырубаются десятки тысяч гектаров леса. Малая доля залесения земли, повышенное выпадение осадков

и распашка почвы приводят к выносу громадного количества чернозема в реки и моря. Чернозем, как известно, обладает значительно более высокими самоочищающимися функциями, чем оставшаяся неплодородная земля. Логично, что через определенное время живая природа будет катастрофически умирать под натиском технократических загрязнений. Тогда будет только один выход – остановить или резко уменьшить производство, что приведет к катастрофическим последствиям для нашей успокоенной безрассудной жизни.

Основная часть загрязнений в конечном итоге остается в земле и сбрасывается в Черное и Азовское моря, которые фактически превращаются в отстойники загрязненной воды. Почти критической является загрязненность подземных вод в Крыму, Львовской, Одесской, Херсонской, Николаевской, Запорожской и Луганской областях.

За последние 20 лет в Украине резко сократились работы по внедрению новых систем очистки сточных вод. В каждом крупном городе сбрасывается в год более чем 100 млн. кубометров сточных вод. На территории Украины расположено несколько десятков огромных отстойников с высокотоксичными органическими отходами. Фактически информация о них отсутствует в экологических службах. Взять, например, отстойники коксохимических заводов Днепропетровской и Донецкой областей. В таких отстойниках содержится более 200 тысяч кубометров опасных концентрированных органических жидких отходов. Через глиняные экраны яды из отстойников просачиваются в почву и далее обнаруживаются в подземных водах Днепропетровска, Днепродзержинска, Горловки, Мариуполя, Донецка, Ясиноватой, Кривого Рога, Макеевки, Енакиево, Авдеевки. Сегодня отсутствуют экологически безопасные технологии утилизации этих отстойников. В то же время Кабинет министров и Академия наук не занимаются решением таких проблем.

Не следует сбрасывать со счетов распространение сине-зеленых водорослей и, соответственно, негативное влияние микроцистинов на здоровье всех теплокровных. Насыщение поверхностных вод солями и загрязнениями приводит к увеличению «цветения» поверхностных водоемов. В промышленности нарастает производство синтетических поверхностно-активных веществ СПАВ. СПАВ, в

конечном итоге, попадают в водоемы, что негативно сказывается на здоровье рыб и теплокровных животных и в дальнейшем приводит к усилению тем самым токсического и канцерогенного влияния других ядовитых соединений. Кроме того, СПАВ удлиняют сроки выживания холерного вибриона и возбудителей других кишечных заболеваний.

Потребляя воду для питья из рек, мы не обращаем внимания на то, что в огромном количестве сбрасываем в них токсические сточные воды и твердые отходы, утюжим их моторными лодками и катерами. Только на Днестре зарегистрировано 175 тысяч лодок, а каждая из них не только создает повышенный шум, но сбрасывает в воду более десятка литров нефтепродуктов.

Огромный резерв уменьшения сброса сточных вод могут составить внедряемые оборотные циклы на предприятиях, потребляющих большое количество воды для технологических целей. К сожалению, совершенствованию технологий очистки воды оборотных циклов и созданию новых систем оборотных циклов уделяется неоправданно мало внимания за все наши годы самостоятельного существования Украины. Отсутствие профессиональных кадров на всех ступенях иерархии государственной власти, стимулирующего законодательства, действенного контроля и заботы со стороны властных и контролирующих структур ослабило работу по внедрению современных оборотных систем. Санитарно-эпидемиологические и экологические службы разрешают сбрасывать предприятиям сточные воды повышенной загрязненности и закрывают глаза на отсутствие оборотных систем очистки воды и экологически опасное состояние промышленных водоемов.

Какая же техногенная деятельность наиболее опасна для жизни всего живого и, в первую очередь, человека на Земле, что мы должны изменить и предпринять, чтобы не ухудшить нашу жизнь и не погубить сами себя? С конца XX века ученые все больше говорят об озоне, т.е. озоновой дыре.

Озон находится в основном в атмосфере на высоте от 10 до 50 километров. Максимальная концентрация озона наблюдается на высоте 20-25 километров. Озон образуется в стратосфере под действием ультрафиолетового излучения Солнца. Озон предохраняет

живые организмы на Земле от вредного влияния коротковолновой ультрафиолетовой радиации Солнца. Как видно, природой создан защитный механизм. Кислород под действием ультрафиолетового излучения Солнца превращается в озон, а озон поглощает ультрафиолет и из-за этого мощность потока ультрафиолета на поверхности Земли резко уменьшается.

Под действием различных антропогенных факторов озон в верхних слоях атмосферы может разрушиться, и тогда мощное ультрафиолетовое излучение достигает поверхности Земли и выжигает все живое. Например, известно, что ряд растений, в различных частях Земли, погибли от ультрафиолетового излучения даже при некотором уменьшении озонового слоя. Наблюдается ежегодное массовое ослепление животных в различных регионах Земли. Летом у людей возникает зачастую рак кожи, когда они перегреваются под действием солнечных лучей.

К счастью, пока огромная озоновая дыра находится в основном у Антарктики. Если озоновая дыра устойчиво появится над поверхностью Земли, то от ультрафиолетового излучения погибнет весь верхний растительный слой и, соответственно, животные.

Какие последствия могут быть вызваны отсутствием защитной озоносферы? Солнечный ультрафиолет без препятствия сможет облучать и выжигать все живое на поверхности Земли. Отсутствие растительного покрова приведет к тому, что атмосферные осадки будут бурным потоком смывать с поверхности Земли плодородный слой и загрязнять воду рек, озер, морей. На обедненной почве растениям жить будет почти невозможно. Скорость испарения влаги с лишенной растительности земли будет выше. Вода не сможет задерживаться у поверхности земли из-за отсутствия растительного слоя. В результате уровень подземных вод снизится, и в колодцах вода будет отсутствовать. Корням растений невозможно будет достигать уровня подземных вод. В таких районах начнется процесс образования мертвой земли, опустынивания. Из-за отсутствия воды, пищи, наличия мощного ультрафиолетового излучения жизнь станет невозможной. Это будет катастрофой.

В настоящее время к комплексу мероприятий по решению проблем обеспечения чистой водой следует отнести следующие.

Проведение мониторинга состояния водных ресурсов как поверхностных, так и подземных вод. Решение проблемы шахтных вод и складирования шахтных пород. Совершенствование аппаратурно-технологических приемов оценки качества воды. Разработка, принятие и действенный контроль законодательной базы, обеспечивающей улучшение качества водного бассейна Украины и обеспечения населения и предприятий качественной водой. Создание и охрана резервных поверхностных и подземных источников воды. Создание новых водозаборно-очистных комплексов. Применение новых технологий очистки воды. Усовершенствование технологий водоочистных станций с применением безопасных флокулянтов, коагулянтов, окислителей, тонкослойных модулей, эффективных фильтрующих материалов. Создание надежного блока обеззараживания как на станции, так и на водопроводной сети. Применение озонирования воды. Уменьшение выбросов всех токсических и опасных отходов. Увеличение доли земли, находящейся под лесами. По всем регионам и поселкам целесообразно организовать отпуск дешевой доочищенной на мини-заводах питьевой воды. Соответствующие мини-установки по доочистке питьевой воды полезно устанавливать на предприятиях, в школах и в других учреждениях, где есть необходимость потребления достаточно большого количества чистой воды.

ГІДРОГЕОХІМІЧНИЙ СТАН ДОННИХ ВІДКЛАДІВ Р. УСТЯ

І.І. ЗАЛЕСЬКИЙ, М.М. ГУЙДАШ, І.Л. САЦЮК

*Національний університет водного господарства та природокористування,
Рівненська обласна організація Українського товариства охорони природи*

Витоки р. Усті знаходяться на північному схилі Мізоцького кряжа, в межах Дермансько-Мостівського національного регіонального ландшафтного парку, що на Рівненщині. Це типова мала річка України, ліва притока р. Горині і є складовою басейну р. Прип'яті. Загальна протяжність 68 км. Річка Устя у субмеридіональному спрямуванні перетинає м. Рівне і ряд промислово-міських агломерацій.

Донні відклади є своєрідним віддзеркаленням гідрогеохімічного стану водної маси. Вони депонують у собі забруднюючі інгредієнти. Хімічні елементи в донних відкладах значною мірою знаходяться в рухомій формі і взаємодіють з водною фазою. Випадання сполук важких металів з розчину в осад свідчить про тимчасове очищення водної маси, але не водної системи в цілому.

Літогеохімічне опробування донних відкладів дозволило достатньо оперативно отримати геохімічну інформацію про стан елементарних ландшафтів, у межах яких проходить багаторічна акумуляція хімічних елементів і токсичних сполук – продуктів техногенного та природного походження.

За існуючими методиками (3) оцінка ступеня забруднення донних відкладів річища р. Усті виконана поелементно (25 хім. елементів) і зведена до сумарних показників забруднення (СПЗ). Авторами складені відповідні карти і проведено районування долини річки за шкалою оцінки забруднення водних систем. СПЗ наведені у порівнянні з фоновими ділянками, характерними для витоків р. Усті та інших водостоків даного регіону.

Ділянка долини р. Усті від витоків до с. Івачкова належить до слабкої категорії забруднення, СПЗ дорівнює 8. За середньостатистичними даними тут домінують барій – 2,6; стронцій – 2,1; миш'як – 2,0; марганець – 1,8 фону. Інші елементи (кобальт, цинк) знаходяться в межах фонових значень. Підвищений вміст барію,

марганцю і миш'яку в алювії річки пов'язаний з виносом в долину нерозчинених солей мінеральних добрив. Стронцій, як радіоактивний елемент, депонується в біогенних ґрунтах, які мають тут значне поширення.

Незначна ділянка долини, від с. Івачкова до Новомисьького озера, належить до середньої категорії забруднення. В числі забруднюючих речовин домінує стронцій – 5,7 фону, надходження якого в донні відклади пов'язане з його підвищеним вмістом у ґрунтових водах і з виносом з крутосхилів нерозчинених мінеральних добрив.

Від Новомисьького озера до промислової зони м. Здолбунова р. Устя очищається від забруднюючих надходжень, СПЗ дорівнює 4.

Після скиду стічних вод, побутових і промислових відходів донні відклади збагачуються солями цинку – 2,9; срібла – 3,3; свинцю – 2,7; виникає кадмій – 2,0 фони. Значний вклад в ступінь забруднення вносять Здолбунівська залізнична агломерація, Квасилівський «Рівнесільмаш», автотранспорт, побутові відходи, що скидаються безпосередньо в річку, смітники, що обрамлюють м. Здолбунів.

Далі, вниз по течії, від с. Новий Двір і до мосту по вул. Соборній в м. Рівному р. Устя несе в собі слабкі сліди забруднення важкими металами, СПЗ дорівнює 7.

Таким чином, від витоків р. Усті, виключаючи ділянку Здолбунівсько-Квасилівської агломерації, і до мосту по вул. Соборній в м. Рівному донні відклади слабо забруднені солями важких металів.

Починаючи від мосту по вул. Соборній формується зона поступово зростаючого забруднення. Окремі ореоли і шлейфи забруднюючих речовин розпочинаються з пунктів скиду в річище р. Усті рідких промислових та побутових відходів. Наприклад, в районі мосту по вул. Соборній, в пункті опробування №118 концентрація срібла в тонкодисперсній фракції алювію досягає 66,7 фону, миш'яку – 6; барію – 2,8; хрому – 2,3; свинцю – 2,1; олова – 2,0; кобальту – 1,8, цинку і міді 1,3 фону, що формує СПЗ – 77 одиниць. Наведений набір елементів-забруднювачів засвідчує те, що вони поступають в долину річки з відходами виробництва металообробки електротехнічного профілю, де застосовується гальваніка, хімічних виробництв, де застосовуються барвники, ав-

тотранспорт, у димових викидах якого і гумі шин присутні кадмій, свинець, цинк. За поширенням ця аномалія незначна, вже через 400 метрів, біля мосту по вул. Сагайдачного СПЗ знижується до 9. Тут стійко збереглася концентрація барію – 2,8 фону, збільшився вміст свинцю – 2,6, що пов'язано з інтенсивністю руху транспорту, в три рази зменшилась концентрація миш'яку і стабільними залишились мідь і олово.

Дуже сильна аномалія – СПЗ дорівнює 78 – зафіксована на короткій ділянці долини в районі мосту по вул. Бахарева – пров. Шпанівський. Враховуючи, що в цьому районі скидаються рідкі промислові відходи «Газотрону», високовольного заводу, має своє пояснення ураганий вміст срібла – 66,7 фону, інші забруднюючі компоненти – свинець, цинк, олово, мідь знаходяться в концентраціях, що лише в 2-3 рази перевищують фон.

Сильне забруднення, що продовжує формувати загальну зону промислового впливу на річкову долину, закартоване від мосту по вул. Бахарева до залізничного мосту на підприємство «Рівнеліон», СПЗ дорівнює 47. Від залізничного мосту картується новий шлейф забруднюючих речовин, який тягнеться до Шпанівських відстійників, СПЗ дорівнює 71. Це найзабрудненіша зона долини р. Усті. Основний вклад у формування стійкого ореолу забруднення вносять ті самі елементи, що утворюють аномальні площі на початку зони забруднення (міст по вул. Млинівській), але в значно підвищених концентраціях.

Шпанівські відстійники утворюють характерне забруднення середньої категорії, СПЗ дорівнює 17. Домінуючими на цій ділянці є мідь – 5; хром – 4,8; свинець – 3,7; олово – 3,5 фону.

Від Шпанівських ставків і до західної околиці с. Зозова зафіксована стійка аномалія (СПЗ = 57), утворена в результаті транспортування забруднюючих речовин від Рівненської промислової агломерації. Її утворенню сприяли геоморфологічні особливості долини р. Усті. Так, починаючи від с. Шпанова і до середини с. Олексина річкова долина сильно звужується, до 150 метрів, що спричиняє більш швидку течію води і перенос у завислому стані мулистого матеріалу, насиченого важкими металами. Від середини с. Олексина і до с. Зозова долина розширюється до 10 разів, що обумовлює сповіль-

нення течії і утворення осадів мулистого матеріалу. На цій ділянці долини забруднення утворено значним вмістом хрому, срібла, міді, олова, кадмію.

У межах с. Городок функціонує потужна промислова база тракторного заводу, яка має безпосереднє відношення до забруднення р. Усті, СПЗ дорівнює 48, що свідчить про сильну ступінь забруднення.

Між с. Городок і с. Караєвичами донні відклади звільняються від забруднення важкими металами завдяки вузькому прямому руслу.

Нижче по течії, від с. Караєвичів до хімкомбінату «Азот» утворилася зона перехідної категорії забруднення, СПЗ дорівнює 22. Основною залишається та сама гама хімічних елементів-забруднювачів, що утворилася в промислових агломераціях.

Від хімкомбінату протягом 1,3 км русла утворена сильна категорія забруднення (СПЗ = 40). Серед хімічних елементів, що перевищують за своїм вмістом два фони, є срібло – 13,3; мідь – 10,1; хром – 7,8; цинк – 6,3; свинець – 3,4; кобальт – 2,3; стронцій – 2,3; олово – 2,0. Як видно, комплекс забруднюючих речовин розширився, що можна пояснити скидом в р. Устю відходів хімічного виробництва.

Нижче від охарактеризованої ділянки і до самого гирла р. Устя очищується від вмісту важких металів.

Висновки

1. Антропогенні потоки розсіювання в донних відкладах поліелементні, представлені широким набором важких металів, і, як правило, кожне джерело забруднення характеризується своєю асоціацією хімічних елементів-забруднювачів, що відрізняються як набором елементів, так і співвідношенням їх концентрацій відносно фонових значень.

2. Утворені потоки та шлейфи забруднення внаслідок скиду в р. Устю відходів промислових підприємств мають значне поширення (від вул. Млинівської в м. Рівному до с. Городка), яке залежить від потужності джерел забруднення.

3. Зміна асоціацій елементів-забруднювачів пов'язана з додатковими джерелами емісії (притоки р. Усті) або наявністю в тому

чи іншому пункті вивчення геохімічних бар'єрів для окремих елементів.

З врахуванням гідродинамічних особливостей руслового потоку та інших складових концентрація більшості елементів зафіксована на ділянках розширення долини та самого річища, де сповільнюється течія води.

4. Геохімічні процеси, що проходять у товщі води в річищі, відіграють важливу роль в розподілі хімічних елементів, оскільки водна маса є посередником між джерелом забруднення і акумуляцією інгредієнтів у донних відкладах (формування зон забруднення).

5. Техногенний вплив приводить до зміни завислих і розчинених форм міграції, властивих конкретним елементам у природних умовах басейну р. Усті.

ЛІТЕРАТУРА

1. Геоекологія України: Зб. наукових праць / Відп. за вип. Г.І. Рудько. – К.: Манускрипт. 1993. – 117 с.
2. Залеський І.І. Дослідження забруднення важкими металами ґрунтів басейну р. Устя. Звіт про науково-дослідну роботу.: Рівне, 1994. – 118 с.
3. Глазовская М.А. и др. Ландшафтно-геохимические основы фонового мониторинга природной среды.: Наука. 1993. – с. 47-56.

ВМІСТ ЕСЕНЦІАЛЬНИХ ТА ТОКСИЧНИХ МІКРОЕЛЕМЕНТІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ НА ТЕРИТОРІЇ ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Е.М. БІЛЕЦЬКА, Н.М. ОНУЛ, П.В. ПЕРЕЯРЧЕНКО*

*Дніпропетровська державна медична академія,
Дніпропетровська обласна санітарно-епідеміологічна станція,
м. Дніпропетровськ**

Вода має особливе значення для живої речовини Землі, є обов'язковою умовою її існування та головною складовою частиною, що детермінує гігієнічну значущість цього життєзабезпечуючого фактора навколишнього середовища для організму людини. Оцінка впливу водного фактора на здоров'я людини є одним з обов'язкових компонентів комплексного аналізу зв'язку факторів навколишнього середовища та умов життя населення зі станом його здоров'я. За даними ВООЗ, внесок різних факторів довкілля у формування здоров'я становить 25-30%. При цьому від споживання недоброякісної питної води страждає практично кожен житель нашої планети [4]. Серед різних аспектів проблеми якості питної води особливо актуальним є питання хімічного забруднення, балансу есенціальних та токсичних важких металів у водному середовищі.

Дніпропетровська область характеризується використанням для забезпечення потреб населення у воді поверхневих вод у якості основних джерел централізованої системи водопостачання переважної частини міст та окремих населених пунктів. А тому метою даного дослідження було визначення та проведення гігієнічної оцінки вмісту есенціальних мікроелементів – міді, цинку, селену та токсичних – свинцю та кадмію у поверхневих вододжерелах Дніпропетровської області.

Результати дослідження поверхневих вод свідчать про те, що середньорічні концентрації міді, цинку, селену, свинцю та кадмію знаходяться у межах відповідних гігієнічних нормативів [5].

У воді р. Дніпро середня концентрація міді становить $0,0045 \pm 0,0012$ мг/дм³, що в 1,6 раза нижче даних літератури щодо вмісту розчинних форм хімічних елементів у річкових водах [3]. Концентрація цинку складає $0,032 \pm 0,005$ мг/дм³, тобто в 3,2 раза вище максимальних концентрацій у поверхневих водах незабрудне-

них територій [2] та в 1,6 раза вище даних щодо вмісту розчинних форм хімічних елементів у річкових водах [3]. Вміст селену у воді р. Дніпро становить $0,00042 \pm 0,00003$ мг/дм³, що відповідає даним інших досліджень на території України [6]. Концентрація свинцю у поверхневих водах у середньому складає $0,0044 \pm 0,0007$ мг/дм³, що в 4,4 раза вище даних літератури щодо вмісту розчинних форм хімічних елементів у річкових водах [3], та в 1,1 раза вище максимальної концентрації даного ксенобіотику для поверхневих вод незабруднених територій [1]. Вміст кадмію становить $0,00036 \pm 0,00008$ мг/дм³, що в 1,8 разів вище даних літератури щодо вмісту розчинних форм даного хімічного елементу в річкових водах [3] та в 3,6 раза перевищує дані літератури для чистих акваторій [1].

У результаті проведених досліджень виявлені певні особливості часової динаміки вмісту вказаних хімічних елементів у воді р. Дніпро. Так, за шестирічний період спостереження (2001-2006 рр.) концентрація свинцю достовірно збільшилася у 2,1 раза ($p < 0,01$). При цьому концентрації інших мікроелементів, незважаючи на певні коливання в окремі роки, характеризуються відносною стабільністю. Даний факт ще раз підтверджує глобальність забруднення Дніпропетровської області таким небезпечним ксенобіотиком, як свинець, концентрація якого, незважаючи на спад виробництва, не тільки не зменшується, а й навіть підвищується, що становить загрозу балансу есенціальних мікроелементів, антагоністом яких виступає свинець.

Що ж стосується сезонної динаміки досліджуваних мікроелементів, можна зазначити певні особливості, характерні для кожного з них. Цинк характеризується збільшенням концентрації у весняно-літній період, з максимумом навесні. Концентрації міді, як і селену, мають тенденцію до збільшення взимку. Вміст токсичних мікроелементів – свинцю та кадмію – збільшується навесні, досягаючи максимальної концентрації влітку.

Оскільки дослідженню підлягали не тільки р. Дніпро, як основне джерело централізованого водопостачання населення області, а й її найбільші притоки – р. Саксагань, р. Оріль та р. Інгулець, нами виявлено цікаву закономірність вмісту досліджуваних елементів у даних вододжерелах. Так, середні концентрації есенціальних мікроелементів – цинку, міді та селену – у р. Саксагань, р. Оріль та р. Інгулець у 1,4–2,05 раза вищі, ніж у р. Дніпро ($p < 0,01$ – $p < 0,001$). Відмінності у концентрації кадмію у притоках порівняно

з р. Дніпро характеризуються подібною картиною (у 1,7 – 1,9 раза). Що ж стосується свинцю, то його концентрації як у притоках, так і в р. Дніпро суттєво не відрізняються. Отримані результати можна пояснити залежністю вмісту хімічних елементів у малих річках від геохімічної структури району протікання, меншою швидкістю течії р. Дніпро, а, отже, більшим коефіцієнтом відкладання елементів у донних відкладеннях та більшим коефіцієнтом перемішування в р. Дніпро [3]. Відсутність достовірної різниці у концентрації свинцю у притоках р. Дніпро порівняно з самою річкою підтверджує домінування антропогенного шляху надходження цього небезпечно-го ксенобіотика у навколишнє середовище та глобальний характер забруднення довкілля даним токсикантом.

Список використаних джерел

1. Білецька Е.М. Гігієнічна характеристика важких металів у навколишньому середовищі та їх вплив на репродуктивну функцію жінок: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора мед. наук / Е.М.Білецька. – Д., 1999. – 30 с.
2. Гигиеническая оценка содержания микроэлементов в питьевой воде и продуктах питания в системе социально-гигиенического мониторинга / В.М.Боев, Н.М.Лесцова, Н.М.Амерзянова [и др.] // Гигиена и санитария. – 2002. – №2. – С. 71-73.
3. Добровольский В.В. Основы биогеохимии: учебник для студентов высших учебных заведений / В.В.Добровольский. – М.: Академия, 2003. – 400 с.
4. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 1999 році // М-во екології та природних ресурсів України. – К.: Вид-во Раєвського, 2000. – 183 с.
5. Онул Н.М. Гігієнічна характеристика вмісту селену в об'єктах навколишнього середовища і організмі людини та його вплив на показники здоров'я населення екологічно несприятливого регіону: автореф. дисертації на здобуття наук. ступеня канд. мед. наук / Н.М.Онул. – Київ, 2008. – 19 с.
6. Сучков Б.П. Розповсюдження мікроелемента селену в об'єктах навколишнього середовища на території України та його вплив на здоров'я населення / Б.П.Сучков, В.Г.Бардов // Проблеми медицини. – 1999. – №5 – С.55–59.

ОЦІНКА СТАНУ ГІРСЬКИХ ГІДРОЕКОСИСТЕМ СХІДНИХ СХИЛІВ КАРПАТ ТА ШЛЯХИ ЇХ ОПТИМІЗАЦІЇ

М.І. ЧЕРЕДАРИК, В.І. КОРОЛЮК

*Чернівецький національний університет ім. Юрія Федьковича,
Чернівецька обласна організація Українського товариства охорони природи*

Питання комплексного використання малих річок Українських Карпат набуває надзвичайно важливого значення у зв'язку з необхідністю цілеспрямованого регулювання водного балансу і раціонального використання водних ресурсів країни.

Річки Карпатського регіону є унікальними гідроекосистемами з характерними лише для них особливостями гідрологічного, гідрохімічного та гідробіологічного режимів і є особливо чутливими і флюктуальними до антропогенних впливів та змін екологічної валентності біотичних та абіотичних факторів екосистем.

Багаторічні дослідження (1980-2008 рр.) гідрохімічного та гідробіологічного режимів рік басейну Дністра і Пруту з найбільшими гірськими притоками Бистриця, Лімниця, Свіча, Стрий, Черемош показали, що швидка течія та турбулентність, різкі зміни рівня води, низька температура і невеликий вміст біогенів створюють специфічні умови для формування і розвитку гідрофауни та флористичного комплексу карпатських рік.

Основними антропогенними чинниками, які істотно впливають на гідроекосистеми досліджуваних рік, є стоки нафтогазового комплексу, аграрно-промислової галузі, а також паводковий стік з водозбірної площі басейну.

Як показали результати досліджень, газовий режим гірських річок Карпатського регіону в цілому сприятливий для життєдіяльності гідробіонтів. Вміст розчиненого кисню досягає високих величин і змінюється від 9,6 мг/дм³ в р. Прут до 14,7 мг/дм³ в р. Лімниця, або 101,7-129,1% насичення. Мінімальні концентрації відзначаються під час паводків, які мали місце 23-27 липня 2008 року у Дністровсько-Прутському гідробасейні. Рівні води піднімалися до 8 м, затоплюючи значні площі водозбору рік. Вміст кисню у р. Черемош

знизилися до $1,2 \text{ мг/дм}^3$ – 12% насичення внаслідок окислення алохтонної органіки.

Концентрація біогенних елементів визначається впливом метеорологічних умов та дією антропогенних факторів. У менш забруднених річках (Лімниця, Свіча, Черемош) концентрація NH_4^+ не перевищує $0,45 \text{ мгН/дм}^3$. Вміст NO_2^- в різні сезони коливається в межах $0,010$ - $0,034 \text{ мгН/дм}^3$, NO_3^- – від слідів до $0,6 \text{ мгН/дм}^3$. Наявність фосфатів визначається величинами $0,010$ - $0,025 \text{ мгР/дм}^3$. У забруднених річках – Дністер (м. Новий Роздол), Прут (м. Чернівці), Стрий і Бистриця вміст NH_4^+ зростає до $0,83$ - $1,53 \text{ мгН/дм}^3$, нітритів – $0,120$ - $1,00 \text{ мгН/дм}^3$, нітратів – $0,7$ - $0,9 \text{ мгН/дм}^3$, фосфатів – $0,048$ - $0,054 \text{ мгР/дм}^3$.

Вміст органічних речовин у воді досліджуваних річок характеризується середніми величинами окислюваності ($2,1$ - $18,2 \text{ мгО/дм}^3$) і БСК₅ ($0,4$ - $5,2 \text{ мг/дм}^3 \text{ O}_2$), але значними сезонними і добовими змінами, що пов'язано з впливом атмосферних опадів. Зростання окислюваності спостерігається у районах великих промислових центрів (міст Новий Роздол, Івано-Франківськ, Чернівці), що свідчить про забрудненість органічними речовинами даних ділянок річок (табл.).

Середньорічні концентрації біогенних і органічних речовин у воді гірських річок Карпат за 1990-2008 р.р. (мг/дм³)

Річки (місце відбору проб)	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	PO_4^{3-}	ПО	БСК ₅
Дністер (м. Новий Роздол)	0,83	0,069	0,9	0,036	7,1	5,0
Прут (м. Чернівці)	0,60	0,120	0,7	0,054	8,4	4,8
Стрий (м. Жидачів)	0,40	0,027	0,5	0,026	5,4	3,2
Свіча (с. Зарічне)	0,33	0,029	0,4	0,019	4,4	2,2
Лімниця (с. Залуква)	0,21	0,016	0,3	0,017	2,3	1,2
Бистриця (с. Ямниця)	0,71	0,074	0,4	0,023	6,2	3,0
Черемош (м. Вижниця)	0,28	0,012	0,3	0,015	2,0	0,4

У гірських притоках верхнього Дністра і Пруту (річках Свіча, Лімниця, Черемош) перманганатна окислюваність в різні сезони

характеризується низькими величинами (0,8-5,6 мг О/дм³). Подібні зміни характерні також для величини БСК₅. Це свідчить про незначну забрудненість рік і активні процеси самоочищення.

Багаторічні спостереження показали, що гірський характер водотоків, їх висока турбулентність і аерація визначили ступінь їх самоочищення. Коефіцієнт самоочищення гірських річок Карпат коливається у межах 0,7-0,9 і часто перевищує 1.

Основними компонентами зообентосу гірських рік басейнів Дністра та Пруту є однокорі – 29,8%, волохокрильці – 23,4%, двокрилі – 21,2%, веснянки – 12,8%. В усіх гірських притоках переважає ефемероптеро-трихоптерний аспект біоценозу. Щільність поселення основних груп зообентосу в середньому становить 3105 екз/м² при біомасі 21,36 ккал/м².

У середній течії Пруту виявлено 93 види бентальної фауни. Такі важливі групи зообентосу, як Mollusca, Crustacea, Ephemeroptera, Trichoptera, зникають. Найбільшого розвитку досягають Hirudinea, Diptera, Oligochaeta. Однак вниз по течії, за зоною повного перемішування стоків, проходить вирівнювання хімізму води і екологічної рівноваги в живих системах.

Згідно з еколого-санітарною класифікацією поверхневих вод [1], якість води гірських рік Карпатського регіону оцінюється в діапазоні від «чистої» до «забрудненої» (класи 2-4, або оліго-α-мезосапробна зона). Води рік Свічі, Лімниці, Черемошу відповідають класам 2-му і 3-му («чиста» і «задовільної чистоти», або оліго-β-мезосапробна зона).

Література

1. Окснюк О.П., Жукинський В.Н. Методические приёмы использования эколого-санитарной классификации поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. – 1983. – 19, № 15. – С. 63-67.

ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ФЛУОРИМЕТРИЧЕСКОГО МЕТОДА ОПРЕДЕЛЕНИЯ НЕОРГАНИЧЕСКОГО СЕЛЕНА ДЛЯ ГИГИЕНИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ ПИТЬЕВЫХ ВОД

Е.В. ИВАЩЕНКО, Т.В. ВОРОБЬЕВА,
О.Б. ПУПКОВА, Н.Ф. КУЩЕВСКАЯ

*Институт коллоидной химии и химии воды
им. А.В. Думанского НАН Украины*

Многокомпонентность воды как объекта окружающей среды предопределяет большие сложности в качественном обнаружении и количественном определении загрязняющих веществ. При определении следов веществ иногда бывает недостаточно чувствительности применяемых инструментальных аналитических методов. В этом случае применяют различные способы аналитического концентрирования. Очень важно, чтобы предел обнаружения загрязняющих веществ аналитическими методами был не ниже 0,5 ПДК, в том числе селенит- и селенат-ионов, обладающих разной биодоступностью и токсичностью.

Для разделения различных форм неорганического селена (Se (IV) и Se (VI)) в природных и питьевых водах и повышения чувствительности метода определения использовали сорбцию на твердых сорбентах (синтетические анионно-обменные смолы и сорбенты на полимерной и неорганической основе). В ходе исследования были оценены эффективность и оптимальные условия сорбции (рН, время установления сорбционного равновесия и другие аналитические параметры); установлена зависимость сорбционных свойств изученных сорбентов от характера функциональной группы (хлоридная, гидроксидная и ацетатная). Концентрирование проводили в статических и динамических условиях, изменяя время контакта фаз и значения рН пробы.

Детектирование содержания Se(IV) осуществляли флуориметрическим методом по стандартной методике с 2,3-диаминонафталином, для определения общего селена восстанавливали Se(VI) до Se(IV) (при нагревании с 4,5 М соляной

кислотой) и по разнице концентраций находили содержание Se(VI). Предел обнаружения селена в предложенном методе составляет 0,5 нг/мл.

Таким образом, применение предложенного метода определения содержания Se(VI) и Se(IV) в водоисточниках г. Киева (150 проб: скважины, поверхностные водоисточники и водопроводная вода) позволило определить среднюю концентрацию неорганического селена в образцах питьевой воды на уровне $2,5 \text{ мкг/дм}^3 \pm 0,5 \text{ мкг/дм}^3$, что соответствует гигиеническим требованиям (ДСПiН №283 від 23.12.96 р.).

АНТРОПОГЕННЕ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДИ ТА СПОСОБИ ЇЇ ОЧИЩЕННЯ

Б.А. БАРАН, Г.Т. БУБЕНЩИКОВА, В.М. ХРЯЩЕВСЬКИЙ

Хмельницький національний університет

Значне зростання споживання чистої питної і технічної води призводить до збільшення кількості забруднених різними домішками стічних вод (32 млрд. м³ неочищених стічних вод). Ріки завжди були джерелами прісної води. Однак у сучасну епоху вони почали транспортувати відходи. До цього часу ріст очисних споруд відставав від споживання води. Збільшення їх кількості не вирішує проблему, оскільки при найдосконалішому очищенні, разом з біологічним, всі розчинні речовини і до 10% органічних забруднень залишаються в очищених стічних водах. Така вода може бути придатною до споживання лише після багатократного розведення її чистою природною водою. На розведення стоків йде майже 20% ресурсів прісних вод світу. Тому для вирішення актуальних проблем охорони довкілля великого значення набувають питання раціонального використання природних ресурсів, зниження кількості механічних і розчинних забруднень, які скидають у природні водоймища разом з промисловими стічними водами. Одним з можливих шляхів вирішення цих питань є створення замкнутих систем водопостачання підприємств із застосуванням глибоко очищених побутових і промислових стічних вод.

Забруднення водоймищ відбувається різними шляхами. Наприклад, середня концентрація такого металу як нікель у літосфері становить ~ 0,008%. Природними джерелами, з котрих у поверхневі води потрапляє нікель, є гірські породи та ґрунти. Серед антропогенних джерел нікелю слід відзначити атмосферні опади після спалювання вугілля та нафти. Разом з продуктами горіння нікель переноситься повітрям та потрапляє у водойми. При цьому спалювання нафти виявилось набагато істотнішим джерелом забруднення довкілля нікелем, ніж спалювання вугілля. Виявилось, що в зразках леткого попелу заводів, які працюють на нафті, 60-100% компонентів нікелю були розчинні у воді, в той час як зразки леткого попелу від

підприємств, які працюють на вугіллі, містили 20-80% розчинних у воді сполук.

Відомо багато методів і способів покращення та інтенсифікації фізико-хімічних умов процесів водопідготовки. Останнім часом дедалі більшого значення для вирішення цієї проблеми набувають фізичні методи, які базуються на впливі на водні системи зовнішніми полями (магнітними, електричними, ультразвуковими і т.п.) при різних технологічних процесах очищення. Найчастіше для інтенсифікації процесів очищення води застосовують метод накладання на водно-дисперсні системи магнітного поля [1,2]. Авторами роботи [2] запропоновано так званий метод магнітної активації іонів, який передбачає одночасну дію магнітного поля на іонообмінник і рідину, яку фільтрують. Згідно з даними, наведеними в роботі [2], застосування магнітного поля збільшує робочу обмінну ємність катіоніту КУ-2-8 на 22–25%, аніоніту АН-22 – на 21%, сульфувугілля – на 34%. Оскільки, згідно з результатами роботи [3], магнітне поле впливає перш за все на саму воду, можна запропонувати інший спосіб – розміщення магніту перед потраплянням вихідного розчину в колону з іонообмінником (мал.1).

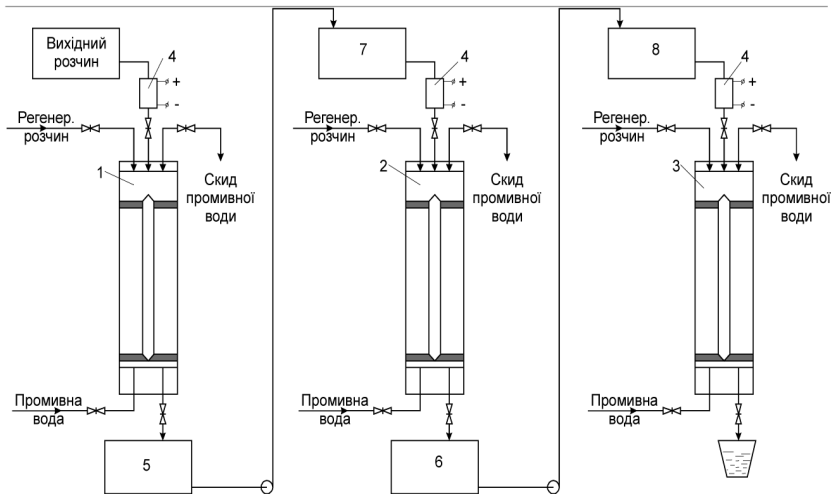
Колона 1 призначена для видалення із стічної води солей твердості катіонітом КУ-2-8 (в Н-формі), колона 2 – для видалення сульфат-іонів аніонітом АН-31 (в ОН-формі) і колона 3 – для видалення хлорид-іонів аніонітом АВ-17 (в ОН-формі).

Переваги такого способу очевидні. Він не вимагає спеціального створення нової системи сорбційного типу, а передбачає використання будь-якої діючої установки. Для цього потрібно лише провести невелику модифікацію, а власне – перед сорбційною колоною вмонтувати патрубок з діаманітного матеріалу, на якому розмістити електромагнітний пристрій промислового виробництва.

Для прояснення і знебарвлення води часто використовують методи обробки, що базуються на застосуванні реагентів (коагулянтів), які забезпечують переведення в осад колоїдно-дисперсних домішок і забруднень. Як коагулянти найчастіше використовують солі заліза і алюмінію, зокрема, його сульфат. Однак ще недавно алюміній, як легкий метал, вважався нешкідливим для здоров'я. Перші дані про токсичність алюмінію були отримані лише в 70-х роках минулого

століття. Іони алюмінію, котрі потрапляють в організм з їжею, у формі нерозчинного фосфату виводяться з фекаліями, а частково всмоктуються в шлунково-кишковому тракті в кров і виводяться нирками. Однак при порушенні діяльності нирок відбувається накопичення алюмінію, що супроводжується зростанням ламкості кісток, порушенням метаболізму Ca, Mg, P, F та розвитком різних форм анемії. Збагачення питної води іонами Al^{+3} починається на водоочищувальній станції при обробці її сульфатом алюмінію. Багаторазове перевищення концентрації Al^{+3} над нормою характерне для озерних та річкових вод в регіонах, що піддаються дії кислотних дощів, за рахунок розчинення природних слаботорозчинних алюмосилікатних порід. Власне, підвищення вмісту іонів Al^{+3} , а не H^{+} призводить до загибелі риб, земноводних і моллюсків у водоймах, котрі зрошуються кислотними дощами.

І в цьому випадку застосування магнітного поля призводить до інтенсифікації процесу очищення води [1]. Промислові випробування показали достатньо високе покращення прояснення води:



Мал. 1. Схема очисної установки

1 – іонообмінна колона першого ступеня з катіонітом; 2,3 – те ж, відповідно другого і третього ступеня з аніонітами; 4 – магнітні; 5,6 – збірники фільтрату; 7,8 – збірники ємності.

вміст завислих частинок зменшився на 28.6 – 60.5%, забарвленість – на 32.5–50.0 %, витрати коагулянту зменшилися на 15.0–22.0 %. Однак результати досліджень, наведені в роботі [3], показали, що вплив магнітної обробки на коагуляцію є ефективнішим у тому випадку, коли магнітне поле діє на розчин після початку міцелоутворення. Тому магнітний пристрій доцільніше розміщувати в очисній системі після змішування вихідного розчину з коагулянтом, як це показано на рис.2. Вихідна вода з ємності 1 потрапляє в перший прояснювач 2 через повітровіддільник 3 і розподільну ґратку 4, де вона зустрічає завислий шар відпрацьованого осаду 5. Частково знебарвлена і прояснена вода змішується з розчином коагулянту, який дозується з ємності 6 і через магнітний пристрій 7 потрапляє в другий прояснювач 8. У другому прояснювачі вона проходить через завислий шар свіжого осаду 9, після чого подається на фільтри. Таким чином, осад адсорбенту зустрічається з водою, що містить речовини, які адсорбуються, з концентрацією вище рівноважної. Відпрацьований осад з прояснювача 8 через шламовіддільник 10 потрапляє в ємність 11, а потім – у прояснювач 2. Як і в попередньому випадку, таку модифікацію можна провести на основі наявної очисної системи.

Застосування магнітного поля в системах очищення стічних вод має ще одну перевагу, окрім уже зазначених. При утилізації мінералізованих стічних вод після попереднього прояснення від завислих і колоїдно-дисперсних речовин їх піддають концентруванню одним із відомих методів: електродіалізом, зворотним осмосом, виморожуванням або випарюванням. У разі простого випарювання розсолів їх потрібно нагрівати до температури кипіння (понад 100°C), що пов'язано з великими витратами теплоти. Оскільки після магнітної обробки температура кипіння води знижується на декілька градусів та зменшується теплота її випаровування [3], це призводить до значної економії енергоресурсів.

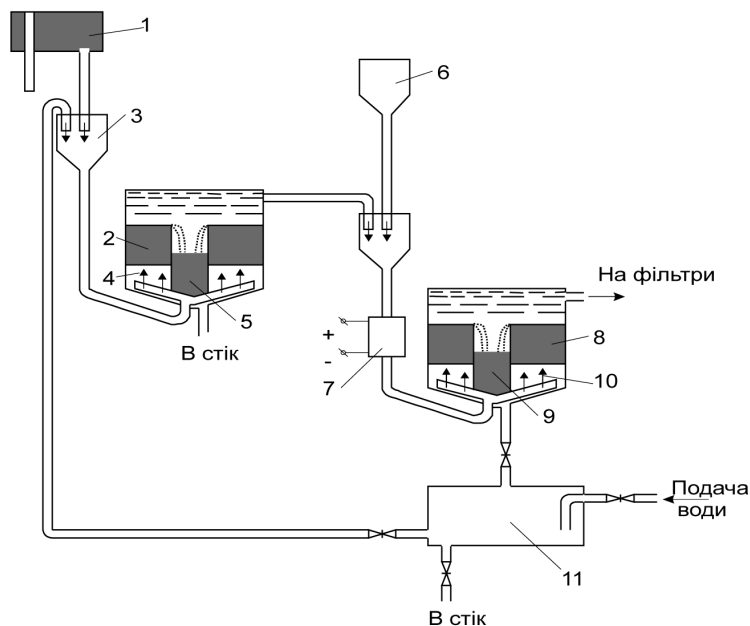
Значною проблемою при очищенні води є її знезараження. На даний час найпоширенішим методом, зокрема в Україні, є хлорування – з огляду на відносно невелику ціну. Однак сам хлор для людини є біологічно шкідливою речовиною. Тому іноді застосовують ультрафіолетове опромінювання води. Такий метод може бути ефективний при опромінюванні прозорих вод, в каламутній воді ефективність знезараження

різко падає. Останнім часом дослідники розглядають такі фізичні поля, як магнітне та електричне, як природний антимікробний агент.

Згідно роботи [4] магнітні поля з індукцією 8,9 – 17,8 мТл значно знижують інтенсивність мікрофлори у воді. Магнітна обробка хоч і має бактерицидні властивості, але для харчових потреб така вода не завжди придатна, особливо для людей з хворою серцево-судинною системою, а тривалість її релаксації становить декілька днів.

Було виявлено, що застосування пульсових електричних полів при обробці рідких харчових продуктів у комбінації з біохімічними сполуками (нізім, лізоцин) та слабким нагріванням має значно кращі результати стосовно бактерицидності порівняно із звичайною стерилізацією чи пастеризацією [5]. Нами були проведені дослід з впливу високочастотного електричного поля (110 кГц, 10 кВ) на процес бродіння сахарози. Тривалість обробки 10%-го розчину – 40 хв. Дія такого поля на воду до певної міри нагадує дію магнітного поля, тобто призводить до зростання «структурної температури».

Вода на очищення



Мал. 2. Схема очищення води з двома прояснювачами

Дослідження модельної реакції – окиснення тіоктової (ліпоєвої) кислоти йодом – показало, що швидкість такої реакції в опроміненій воді зростає в 2,2 раза, порівняно зі швидкістю в звичайній воді. Виявилося, що виділення CO_2 з 10%-го розчину сахарози, попередньо оброблена коронним розрядом, різко зростає – в 3,2 раза протягом перших чотирьох годин. Якщо ж таким чином обробляти розчин сахарози разом з дріжджовими клітинами, то виділення CO_2 різко знижується – на 60% від контрольного досліду, тобто спостерігається пригнічення активності мікроорганізмів. У цьому випадку прозорість розчину не має значення. Таким чином, дія магнітних та електричних полів може бути суттєвим фактором для інтенсифікації очищення стічних вод.

Література

1. Душкин С.С. Улучшение технологии очистки природных и сточных вод магнитным полем. – Харьков: Изд. ХГУ, 1988. – 147 с.
2. Душкин С.С., Евстратов В.Н. Магнитная водоподготовка на химических предприятиях. – М.: Химия, 1986. – 143с.
3. Баран Б.А. Влияние магнитного поля на мицеллообразование и коагуляцию сульфата бария в водных растворах. // ЖФХ. – 1999. – №2. – Т.73. – С. 2089 – 2090.
4. Yavuz H., Celebi S.S. Influence of magnetic field on the kinetics of activated sludge. // Environ. Technol. – 2004. – v.25 (1). – P.7 – 13.
5. Rodrigo D., Barbosa-Canovas G.V., Martinez A., Rodrigo M. Pectin methyl esterase and natural microflora of fresh mixed orange and carrot juice treated with pulsed electric fields. // J. Food Prot. – 2003. – V.66 (12). – P.1007 – 1012.

ПИТЬЕВАЯ ВОДА – ПРОБЛЕМЫ И ПУТИ РЕШЕНИЯ

В.Н. БАРАННИК

Предприятие «ДИГИДРОЛ», г. Запорожье

В современном мире проблема чистой воды становится все более актуальной. Очистка воды хозяйственно-бытового назначения и качественная очистка питьевой воды – это уже не роскошь, а жизненная необходимость.

Предприятие «ДИГИДРОЛ» – это инженерно-техническое и производственное предприятие, основной задачей которого является разработка и сборка систем очистки воды методом обратного осмоса и разработка и производство установок озонирования. Возможности применения озона практически неограниченны, однако между привлекательной идеей о возможности использования озона в той или иной отрасли и конечным результатом – большая работа, включающая несколько этапов: от изучения специфики, постановки задачи и принятия технического решения до изготовления и поставки комплекта оборудования, обеспечивающего надежную эксплуатацию и стабильный результат.

Из общего числа изготовленного предприятием «ДИГИДРОЛ» оборудования по очистке воды для локальных объектов коллективного питьевого водоснабжения наибольшее количество составляют:

- 1) установки обратного осмоса серии УМ;
- 2) установки озонирования на базе генератора озона «Крозон-2001».

Накопленный опыт создания и эксплуатации установок серии УМ позволил разработать эффективную технологическую схему и подобрать оптимальный состав оборудования, при которых в наибольшей степени реализуется основное назначение установок: получение высококачественной питьевой воды в соответствии с санитарными требованиями.

Установки обратного осмоса серии УМ разработаны и выпускаются производственным предприятием «ДИГИДРОЛ» по действующим техническим условиям на собственной производственной базе.

Типоразмерный ряд установок УМ охватывает диапазон производительностей от 100 литров в сутки до 50 кубических метров в час.

Применяемые в установках УМ комплексные технологии, включающие «обратный осмос» в сочетании с «озонированием», в наибольшей мере проявляют свою эффективность при очистке высокоцветных вод с большим содержанием органики, а также при удалении из воды целого ряда специфических загрязнений, очистка от которых затруднительна или невозможна при использовании традиционных методов водообработки (фенолы, нефтепродукты, пестициды, ПАВ и др.).

Более сотни лет хлор защищает человека от эпидемий. Однако, накопившись в виде опасных соединений в воде, воздухе, продуктах, он стал причиной многих болезней, которые уменьшают человеку продолжительность жизни. Продукт цивилизации становится для нее губительным.

Высокая эффективность обеззараживающего действия озонных технологий обуславливает возможность их применения не только для обеззараживания воды, в т.ч. при хранении ее в накопительных емкостях, но и для дезинфекции систем водоснабжения.

Генераторы озона серии «Крозон-2001», выпускаемые производственным предприятием «ДИГИДРОЛ», являются многофункциональными устройствами, имеют законченную конструкцию и могут использоваться в различных сферах жизнедеятельности человека.

Получено разрешение Министерства здравоохранения Украины в 2003 г. № 05.03.02-04/ 38276 на производство озонаторов «Крозон-2001» для обеззараживания воды от бактерий и улучшения ее качества. А в 2008 году дано разрешение Министерства здравоохранения Украины № 05.03.02-04/ 31271 для систем дезинфекции воды, воздуха методом озонирования.

Данный аппарат разработан на основе новейших технологий и многолетних исследований. Озонатор «Крозон-2001» очень прост и удобен в применении. Технические характеристики озонаторов различных моделей представлены в табл. 1. Модели для озонирования воды и воздуха являются универсальными. Они комплектуются программатором, что позволяет включать и выключать озонатор в заданные промежутки времени автоматически.

При необходимости озонаторы комплектуются системой подготовки воздуха (механический фильтр, осушитель), системой улучшения контакта воды с озоном (эжектор, статический миксер, контактная емкость) и системой удаления избыточного озона (сепаратор, воздухоотделитель, деструктор озона).

Озонатор большей производительности с заданными параметрами можно изготовить, используя модульную конструкцию. Кратность производительности по озону будет составлять 5 г/час для универсальных моделей.

Таблица 1. Технические характеристики генераторов озона производства предприятия «ДИГИДРОЛ»

Технические характеристики	OZP-2BY	OZP-2Y	OZP-4Y	OZP-6Y	OZP-10Y
Производительность по озону, г/час	0,08-0,16	0,5	1	2,5	5
Производительность компрессора, л/мин	6	9	12	20	38
Давление воздушного потока, МПа	0,022	0,022	0,03	0,03	0,03
Напряжение питания, В	220 ± 10%				
Потребляемая мощность, Вт	25	35	65	100	150
Размер изделия, мм	180x160x85	235x215x90		295x217x120	

Озонатор постоянно совершенствуется. Нами создана конструкция разрядной камеры с двойным барьером, при котором озono-воздушная смесь непосредственно с металлом электродов не контактирует и, соответственно, не происходит перенос ионов и молекул металла электродов в озono-воздушную смесь. Это дает возможность применять генератор озона «Крозон 2001» там, где требуется получать очень чистый озон без каких-либо примесей, в том числе без воздуха. Для этого в генератор озона подается не воздух, а кислород.

В 1896 г. Никола Тесла запатентовал первый генератор озона. За истекшие 113 лет накоплен немалый опыт использования озона в различных отраслях промышленности и сферах жизнедеятельности человека. Наше предприятие ощущает, что интерес к генераторам озона растет. Ежедневно обращаются к нам с вопросами по использованию озона.

Мы убедились, что озон легко окисляет соли железа и марганца с образованием нерастворимых веществ, которые удаляются отстаиванием или фильтрацией. Если железо и марганец содержатся в форме органических соединений или коллоидальных частиц (с размером 0,1 – 0,01 мкм), то обезжелезивание и деманганация воды обычными способами недостаточно эффективно. В этом случае необходимо предварительное окисление этих комплексных органических соединений, приводящее к их расщеплению, после чего становится возможным удаление железа и марганца одним из обычных методов. Окисляя комплексные соединения, озон преобразует растворимые соли в нерастворимые, поэтому необходимо последующее фильтрование воды для освобождения ее от выпадающих осадков. Озон эффективно работает, когда необходимо одновременное устранение запахов, привкусов и цветности воды.

Неприятные привкусы и запахи в некоторых природных водах вызываются присутствием соединений минерального и органического происхождения, находящихся в растворенном или коллоидном состоянии. Озон окисляет названные выше соединения, приводя к их расщеплению. Благодаря более высокой окислительной способности озон в состоянии действовать на такие соединения, которые не подвергаются воздействию других химических реагентов. Обработка воды избыточным количеством озона не влечет за собой никаких нежелательных явлений: избыточный озон, будучи нестойким, снова превращается в кислород в течение сравнительно короткого времени. Озонирование не создает дополнительных или замещающих соединений, тогда как хлор дает с некоторыми веществами сложные соединения, вызывающие появление весьма резких запахов. Например, при обработке хлором воды, содержащей примесь фенолов, образуется хлорфенол, имеющий весьма неприятные привкус и запах.

Озон – мощный, но вместе с тем экологически чистый окислитель благодаря своему главному качеству – способности нейтрализовать вредные примеси и болезнетворные организмы, не оставляя при этом побочных продуктов и не изменяя минерального состава воды.

При применении озона для подготовки питьевой воды используются окислительные и дезинфицирующие свойства озона. Первоначально озон использовался только для обеззараживания, затем его стали применять для удаления запаха, цветности воды и примесей.

В зависимости от цветности исходной воды требуется большее или меньшее количество озона для обесцвечивания воды. В отдельных районах Украины для доведения цветности воды до нормы достаточно озона 2,5 мг/л. Для южных районов, где исходная цветность воды значительно больше, требуется уже доза озона, равная 8 мг/л. Физический механизм воздействия озона при обесцвечивании воды заключается, во-первых, в разложении веществ до простейших – воды и углекислого газа, во-вторых, в коагуляции (объединении) веществ с дальнейшим выпадением их в осадок. Эффективное обесцвечивание воды озонированием является дополнительным критерием в выборе озона в качестве воздействующего реагента при подготовке питьевой воды.

Занимаясь проблемами качества очищенной воды, мы убедились, насколько важно правильно выбрать технологию очистки, отрегулировать режимы, подобрать экологически чистые материалы и комплектующие. Здесь очень кстати призыв: «НЕ НАВРЕДИ».

Список литературы

1. Г.И.Николадзе. Обезжелезивание природных и оборотных вод. – М. Стройиздат, 1978г.
2. Б.Н.Фрог. Водоподготовка – М.; МГУ. 2001 г.
3. Новые технологии и оборудование в водоподготовке и водотведении. Сб. вып. 1, 2. – М.; ВИМИ, 2000.
4. И.И. Боровкова. Современные технические решения при проектировании водоподготовительных установок ТЭС. «Энерго-сбережение и водоподготовка». – 2002.

5. Фильтровальное оборудование для очистки воды промышленного и питьевого назначения. //Водоснабжение и санитарная техника. – 2002.

6. Б.Н. Ходырев и др. Проблема удаления природных и техногенных органических веществ из воды на установках обратного осмоса //Теплоэнергетика. – 2001.

7. Озонаторное оборудование. /Новые технологии и оборудование в водоподготовке и водоотведении. Сб. Вып. 1. – М. ВИМИ, 2000.

8. В.Л. Драгинский и др. Озонирование воды. /Новые технологии и оборудование в водоподготовке и водоотведении. Сб. Вып. 1 – М. – ВИМИ, 2000.

НЕТРАДИЦИОННЫЕ СПОСОБЫ ОЧИСТКИ ВОДЫ

П.П. ЕРМАКОВ, Е. П.ЕРМАКОВА

*ГВУЗ «Украинский государственный химико-технологический университет»,
ООО «Калинка»*

Вода играет очень большую роль в нашей биологической жизни как для человека, так и для животных и растений. Вода может быть загрязнена механическими примесями, химическими, бактериальными и информационно. В основном мы обращаем внимание на механические, некоторые химические и бактериальные загрязнения воды, так как легко определить такие загрязнения. Информационное загрязнение воды однозначно определить сложно, поэтому на этот счет есть различные мнения. Следует заметить, что основной элемент Вселенной – водород, и одна из его разновидностей определяет информационную составляющую, которую необходимо учитывать в некоторых случаях. А в целом воду необходимо очищать от всего разнообразия загрязнений.

Какие же методы очистки воды целесообразны в бытовых условиях? Наиболее простые методы – отстаивание, фильтрация, кипячение, использование коагулянтов, адсорбентов. Однако возможно использовать и следующие методы.

1. Воду можно очищать, пропуская ее через опилки хвойных пород деревьев: лиственницы, ели, пихты, сосны. В таком случае загрязнения остаются на опилках, вода очищается.

2. Хранить воду возможно в бочках из дуба, кедра, ели, пихты. При хранении в таких бочках несколько суток вода становится целебной.

3. Для очистки воды ее можно смешать с небольшим количеством марганцовки и пропустить через активированный уголь.

4. Для очистки воды можно добавить в нее небольшое количество продуктов перегонки старых деревьев: эвкалипта, баобаба, кедра. Продукты перегонки получают при нагреве дерева и конденсации образовавшихся паров.

5. Вода очищается при прохождении через океанский и морской

песок, песок пустынь Сахара и Кара-Кум. Вода может очищаться при прохождении через слой некоторых кремниевых минералов.

6. Вода очищается при прохождении через насадку из висмута, серебра, золота, палладия.

7. Чистая вода образуется при выделении ее в химических реакциях, конечно, без других продуктов реакции.

8. Вода будет очищаться, если будет проходить через корни деревьев. Родники, вытекающие из под корней деревьев, отличаются чистой водой.

Представляет интерес явление изменения свойств воды под действием некоторых физических факторов. Например, известно влияние электрогидравлического разряда в воде на ее свойства, которые проявляются при наружном и внутреннем применении такой активированной воды. Есть данные об излечении ряда больных такой активированной водой от различных болезней. При этом перечень излечиваемых болезней весьма разнообразен.

В чем суть изменения свойств воды, которая активирована электрогидравлическим ударом определенной мощности? Вода при электрогидравлическом ударе большой мощности распадается на водород и кислород, а потом соединяется, образуя чистую воду. Однако это уже живая активная вода, которая иначе влияет на живой организм. Кроме того, свойства водорода и кислорода под действием электрического и магнитного поля изменяются. В целом вода становится активной и обладает лечебными свойствами. При разряде из кислорода выделяется электрон, и вода ионизируется. Соли при разряде растворяются. После электрогидравлического удара водород набирает силу, как бы самоочищается, и обуславливает информационную очистку воды. Вода становится похожей на родниковую воду. Однако со временем вода будет терять свой заряд и целебные свойства. Микробы в такой воде должны гибнуть. Эту воду можно охарактеризовать как загрязненную дистиллированную воду. Она обладает лечебными свойствами, но не от всех болезней.

Одно из действий активированной воды на клетку заключается в том, что вода лучше очищает ее от отходов, клетка получает дополнительный заряд от водорода и начинает интенсивно работать. Увеличивается массообмен через мембраны клетки, электронапря-

женность клетки возрастает, увеличивается процесс размножения клетки. Возникает эффект старой молодости. Вода ускоряет обменные процессы. В организме появляются новые клетки, которые отличаются от старых клеток. Однако если пить эту воду чаще, чем раз в три года, то можно нарушить баланс клеток, возникнет рак. Вода не будет лечить почки, печень, опухоли, хронические нарушения обмена веществ, воспаления мочевыводящих путей. Активированную воду необходимо пить строго дозированно, а лишнюю воду пить опасно.

Воду лучше фторировать, чем хлорировать, при этом доза фтора должна быть оптимальной. Повышенная доза фторидов вызывает ослабление памяти и ряд других заболеваний. Вода может заряжаться электрически от руки, от мысли. Вода улучшает работу всего организма. Перелив из стакана в стакан около сорока раз воду с хорошими мыслями, мы получим воду, которая будет благотворно на нас влиять. В этом случае многие лекарства просто не нужны, так как организм от действия воды будет лучше себя чувствовать. Вода, однако, улучшает работу организма только на определенное время, а не навсегда. Воду необходимо пить медленно, и действует она неодинаково на всех. Вода сама является лекарством при определенных условиях.

Возможно, вода оказывает основное влияние на наш организм потому, что он в основном также состоит из воды. Может быть, поля действуют на наше самочувствие именно через воду.

В промышленных условиях четвертую часть воды берут из подземных источников, а остальную из поверхностных вод. В подавляющем большинстве вода загрязнена. Для подземных источников в воде преобладают соли, кальций, железо, фтор и т.д. В поверхностных водах больше органики, нитратов, микрофлоры, а в летнее время – сине-зеленых водорослей. Из-за этого воду необходимо очищать, чтобы к потребителю вода поступала сносного качества. На очистку воды с помощью механических и химических методов уходит немало средств, а эффект, к сожалению, мал.

Основная питательная водная артерия Украины – это река Днепр, которая в теплое время года превращается в болото сине-зеленых водорослей. Используемые системы очистки воды в совершенстве

не могут очистить воду от сине-зеленых водорослей и продуктов их жизнедеятельности, например, микроцистинов. Фильтрация воды не позволяет избавиться от таких водорослей, так как размер их около микрона. Водоросли легко проникают через фильтры. Только обратноосмотические мембраны позволяют задержать водоросли. Однако процесс очистки воды с помощью мембран весьма дорогой, и для бедного народа Украины такая очистка не по карману.

Сине-зеленые водоросли возможно отделять от воды при центрифугировании. Однако для этого необходимо разработать центрифуги несколько отличной конструкции, с учетом особенностей физических свойств сине-зеленых водорослей. Водоросли в разной фазе жизнедеятельности имеют различную плотность. Основная масса водорослей легче воды, а остальная небольшая часть имеет плотность больше, чем вода. Кроме того, разность плотности воды и водорослей мала, что обуславливает трудности качественного проведения процесса центрифугирования.

Для комплексной очистки поверхностных вод представляется целесообразным следующий метод очистки. От поверхностного источника воду пропускают через плотину из песчаной смеси, и вода фильтруется в поверхностное хранилище, которое расположено ниже уровня поверхностного источника. Загрязнения оседают на поверхности песчинок и накапливаются. Биоорганическая масса в теле плотины накапливается, и ее необходимо регулярно удалять. Один из эффективных методов удаления загрязнений заключается в следующем. На плотине засаживается растительность, например, деревья, которые используют загрязнения как питательную среду для себя. Это обусловит вынос загрязнений из тела плотины и ее самоочистку. Преимуществом такой системы очистки является хорошее качество очистки воды от всего многообразия загрязнений как органического характера, так и неорганического, например, тяжелых металлов и радионуклидов. Такая система адсорбционно-биологической очистки – одна из самых дешевых на стадии эксплуатационных затрат. Однако для ее внедрения необходимо проведение детальных исследований, чтобы получить расчетные зависимости для проектирования таких сооружений.

ВОДА И НАШЕ ЗДОРОВЬЕ

В.П. ЖИЖИН

Днепропетровская областная организация

«За обеспечение граждан Украины качественной питьевой водой»

С момента своего возникновения человечество ценило только то, чего мало и всем не хватает. Воды было много. Считалось, что ресурсы её неисчерпаемы и бесконечны.

Но в течение жизни двух – трёх последних поколений устойчивые химические условия, существовавшие миллионы лет, резко изменились из-за нарушения химического равновесия в природе. Вследствие чего стал раскручиваться маховик всеобщей дестабилизации.

Погоду на Планете всегда формировал и контролировал поверхностный слой открытых водоёмов. Поверхности открытых водоёмов покрыла плёнка из смеси поверхностно-активных веществ и нефтепродуктов – изменился климат Планеты.

Изменился гидрохимический состав грунтовых вод – изменился химический состав выращиваемых продуктов питания.

Бытовало веками устоявшееся мнение, что вода способна самоочищаться от любых загрязнений, и в источники водоснабжения сбрасывали отходы. Основным способом очистки воды до сих пор остаётся метод очистки последней за счёт разбавления в источниках водоснабжения. При таком интенсивном загрязнении вода перестала самоочищаться. В результате – остались без питьевой воды. А ведь наличие запасов питьевой воды формирует здоровье населения и социально-экономическое развитие любой страны.

В сущности, человек – это кожаный сосуд, наполненный водой, в котором живет около 80 миллиардов клеток. При этом каждая клетка – отдельное живое существо со своей функцией и специализацией, но все вместе они являются единым организмом. За наш промежуток жизни в этом социуме меняются сотни поколений. Живут они по своей собственной программе, а качество и продолжительность нашей жизни зависят от того, насколько качественно мы обеспечиваем их всем необходимым для жизнедеятельности. Они больше всего нуждаются в качественной воде и абсолютно не нуждаются в лекарственных фарм-

препаратах, обладающих очень высокой биологической активностью. Их потребление для клеток является загрязнением окружающей среды. Для обеспечения жизнедеятельности клеток внутри такого сосуда непрерывно работает «фабрика», перерабатывающая поступающую воду, в которой она очищается, структурируется и производится конечная продукция: внутриклеточная и межклеточная вода, кровь, лимфа, желудочный сок и различные гормоны.

Если на переработку поступает некачественная вода, то клетки, перерабатывающие воду, не могут производить качественную продукцию и со временем сами выходят из строя. Остановка в работе производства ведет к гибели клеток всего социума, представителей разных профессий и специальностей. Питательные вещества и «стройматериалы» для жизнедеятельности клеток доставляются по весьма сложной кровеносной системе, общая протяженность которой составляет 60000 км. Сложная система распределения контролируется самими клетками, и весь груз попадает туда, где в нём возникает нужда, а хорошо отработанная система ассенизации обеспечивает вывод всех ненужных веществ. Качественное и количественное обеспечение всем необходимым такого социума обуславливает продолжительность его полноценного жизнеобеспечения в течение нескольких сотен лет.

Если на «фабрике» недостаточно очищается поступающая вода, то кровеносные сосуды становятся менее проходимыми, из-за чего ухудшается питание клеток, а отходы жизнедеятельности зашлаковывают организм.

Наше здоровье зависит от состояния клеток, а состояние последних напрямую связано с нашим питанием. Основным компонентом нашей еды является вода, вместе с водой в организм должны поступать все необходимые материалы для роста и восстановления клеток, а также запасы энергии. Но есть ещё одна функция питания – информационная, которой обладает вода. Научно доказано, что вода несет полезную и вредную информацию, которая бывает недостаточной, избыточной и оптимальной. Вода и её качество занимают ведущее место в процессе питания не только из-за её роли как универсального растворителя, но и потому, что она выполняет роль носителя информации. Благодаря воде у нас появился разум, который в конечном счете зависит от её качества. **С ухудшением качества воды увеличивается количество**

психических расстройств у населения.

Все процессы, происходящие в нашем организме, связаны с движением. А движение организма – это в первую очередь работа мускулатуры. Благодаря одним мускулам мы совершаем осознанные движения. Другие мускулы, управляемые клетками, обеспечивают неосознаваемые нами движения внутренних органов.

В работающих мышцах кровоснабжение в 200 раз выше, чем в неработающих. Наши клетки в 200 раз лучше снабжаются питательными веществами, а отходы выводятся в 200 раз быстрее, если мы двигаемся. Недостаток движения самым серьёзным образом влияет на обеспечение клеток кислородом. Подвижный образ жизни также способствует хорошему кровообращению. При этом исчезают симптомы расстройств, возникших от недостаточного обеспечения кислородом, в том числе нарушения местного кровообращения, стенозы, головные боли, импотенция, бессонница и прочие заболевания.

С каждым годом растёт количество больных сахарным диабетом, которых эндокринологи сажают на инсулиновую иглу. Разумней заболевших сажать на спортивные тренажеры и накачивать мышцы спины и брюшного пресса. Пяти минут в сутки вполне достаточно, чтобы в течение 3-4 месяцев восстановить нормальную работу поджелудочной железы.

Вода является единственным, ничем незаменимым средством очистки организма от всех видов загрязнений, при условии, если её потреблять в достаточном количестве. Только она вымывает шлаки из клеток, очищает их наружные поверхности. Если в организм будет поступать достаточно воды, то она очистит толстую кишку от слизи, которая скапливалась в ней десятилетиями из-за неправильного питания. Выведет из организма килограммы застоявшихся каловых масс, налипших на стенках кишечника и отравляющих организм.

Оптимальный обмен веществ происходит только в насыщенных водой клетках. А поддержание постоянства внутренней водной среды является главным условием здорового образа жизни. К сожалению, в процессе жизнедеятельности из-за недостаточного потребления воды постепенно снижается соотношение водного состава нашего организма по отношению к весу тела.

Человеческий эмбрион на 98% состоит из воды, новорождённый ребенок – на 95% из воды. **При снижении воды в теле ниже 70%**

начинается его обезвоживание. Эритроциты крови начинают слипаться. С этого момента начинается ускоренный процесс биологического старения наших клеток, а значит, и нас самих. Клетки уже не в состоянии выполнять свои функции, в связи с чем появляется синдром хронической усталости, беспокойство, раздражительность, депрессия, головная боль, радикулит, мигрень, запоры, геморрой, боль в области сердца, астма, аллергия, диабет, гипертония, боль в ногах при ходьбе. Обезвоживание приводит к нарушениям функций работы всех клеток: начиная от переработки пищи до сбоя выделительной системы. При снижении содержания воды ниже 50% эритроциты крови полностью слипаются между собой и наступает смерть.

Нормой для взрослых считается выпивать в течение дня 30 грамм воды на один килограмм веса при наружной температуре 20-25°C, для подростков эта норма в два раза выше. Но такое количество воды употребляют лишь очень немногие люди, да и пьют неправильно, за два или три приёма, при этом жидкость переполняет организм, вода в таком большом количестве сразу не усваивается. Пить воду нужно как можно чаще, каждый раз не более чем по стакану. Вода должна быть свежей негазированной и мягкой.

Без доступа населения к качественной питьевой воде в достаточном количестве невозможно обеспечить здоровье нации.

Кризис в обеспечении населения качественной водой в достаточном количестве – это кризис государственного управления.

Постановлением Кабмина от 23.11.2000 г. №1735, в соответствии с общегосударственной программой развития водного хозяйства Украины, срок выполнения 2001-2010 годы, намечалось уменьшить вдвое удельный вес населения, которое не имеет доступа к ресурсам безопасной питьевой воды, ответственные исполнители Госводхоз и Госжилкоммунхоз. Сроки выполнения программы заканчиваются, а к ее выполнению никто даже не думал приступать. Как результат, страну захлестнула эпидемия неинфекционных заболеваний жизненно важных органов и ухудшается демографическая ситуация.

Программа оздоровления населения должна осуществляться не за счет лечения болезней фармпрепаратами, а за счет профилактики заболеваний, обеспечения населения качественной водой в достаточном количестве.

ПОЛІПРОПІЛЕНОВІ МІКРОФІЛЬТРИ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

**І.А. МЕЛЬНИК, М.В. ЦЕБРЕНКО, Н.М. РЕЗАНОВА,
А.П. НІКОЛАЄВА, І.О. ЦЕБРЕНКО**

Київський національний університет технологій і дизайну, м. Київ

Вода – дивна, до кінця не вивчена, непізнана (скільки б її не вивчали) речовина, властивості якої неможливо пояснити загальноприйнятими теоріями і яка визначає саме поняття життя на Землі. Коли людина народжується, її тіло на 80% складається із води, в дорослому стані – на 70%. Упродовж всього життя ми існуємо головним чином у вигляді води [1, 2]. Все живе і неживе, що оточує нас, містить воду. Наша технократична цивілізація привела людство і Планету на край фізичної, духовної, моральної і екологічної катастрофи. Це проявляється в глобальному небаченому забрудненні навколишнього середовища, яке стало непридатним для життя не тільки людини, але й усього живого на Землі. Катастрофічно забруднені ріки, моря, озера, практично відсутня чиста вода з необхідною для життєдіяльності людини структурою. Осквернення нашої Землі і води – це результат бездумного (бездуховного) прагнення людини до комфорту, достатку матеріальних благ будь-якою ціною. Таким чином, забруднення почалося в нашій власній свідомості. Тому навіть очищена вода без чистої людської душі не буде цілющою і смачною. Для життєдіяльності людини потрібна не просто чиста вода, а вода з певною структурою, наприклад, тала вода. Всі фізіологічні процеси в живому організмі проходять у структурованій воді. Така вода дозволяє нормалізувати обмін речовин, покращує реологічні параметри крові, лімфи, сприяє виведенню шлаків, проявляє загальнозмінюючий та омолоджуючий ефекти [3].

Існує велика кількість методів і методик одержання структурованої води за рахунок дії на воду: заморожування/відстоювання; шунгіту і фуллеренів; молитви, освячення і біополя людини; коралового кальцію; омагнічування і інших фізичних методів; переносу інформації з іншого носія; фрактально-матричних структуризаторів «Айрес».

У зв'язку з вищенаведеним виникає питання, яку воду слід використовувати для структурування? Відповідь зрозуміла – очищену.

Найбільш простим, ефективним і доступним методом очищення води є фільтрація. При цьому, якщо говорити про питну воду, то фільтрація повинна здійснюватися безпосередньо перед споживанням (в квартирі), а не централізовано. Існують системи побутової фільтрації: йонообмінні фільтри, фільтри зворотного осмосу, трекові мембрани, механічні фільтри, настільні фільтруючі системи, насадки на кран. Кожний із перерахованих фільтрів має ті чи інші переваги та недоліки.

В Київському національному університеті технологій і дизайну були розроблені наукові основи одержання ультратонких синтетичних волокон (мікроволокон) і технологія виробництва принципово нових фільтрів на їх основі [4]. Особливий інтерес представляють фільтри із поліпропіленових (ПП) мікроволокон, враховуючи цінні властивості полімеру і дозвіл на використання його в медицині та харчовій промисловості.

Високу ефективність у плані структурування води мають сполуки кремнію, які відіграють в організмі людини важливу біологічну роль [5]. Кремній восьмикратно використовується в процесах обміну речовин і надає біологічну активність воді. Колоїдні заряджені сполуки кремнію селективно сорбують віруси, шкідливі мікроорганізми з крові та шлунково-кишкового тракту людини. Тому недостатня кількість кремнію в організмі людини може бути причиною багатьох хвороб. Звідси – вода, активована кремнієм, лікує різні хвороби. Кремній – феноменальний біокаталізатор, який прискорює в тисячі разів окислювально-відновні реакції у воді і надає їй цілющих властивостей. Він сприяє виведенню з організму сполук важких металів, нейтралізує хлор, нітрати, сорбує радіонукліди. Вода з будь-якого джерела через три дні контакту з кремнієм стає придатною для споживання. Необхідно 1 см³ кремнію для активації 1 л води [6]. Вода з кремнієм має особливий смак і свіжість, структуру талої води, а її бактерицидність така ж, як і «срібної».

Мета даної роботи – дослідження можливості отримання нанонаповнених поліпропіленових волокон і фільтрів на їх основі.

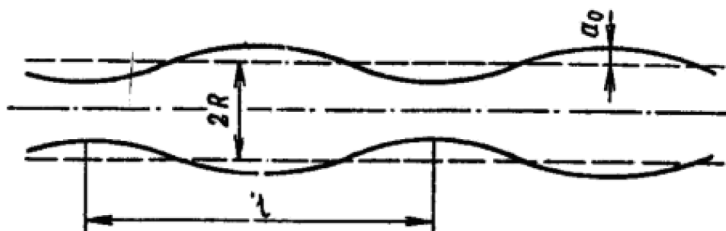
Об'єктами дослідження служили суміші поліпропілен/співполіамід (ПП/СПА) зі співвідношенням компонентів 30/70. При цьому ПП виступає як волокноутворюючий компонент, а СПА – як матричний. Мова йде про мікроволокна з унікальною структурою поверхні, які

одержують шляхом переробки розплавів сумішей полімерів [4]. Як нанодобавки використовували кремнезем з різними функціональними групами на їх поверхні.

Найбільш важливим питанням, на яке потрібно було відповісти в даній роботі, було питання впливу твердих наночастинок на процес волокноутворення полімеру дисперсної фази при течії розплаву суміші полімерів. Справа в тому, що рідкий циліндр – струмінь (майбутнє мікрОВОлокно) термодинамічно нестійкий через невідповідне відношення поверхні до об'єму, і він з часом розпадається на краплі. На його поверхні виникає хвильове збурення (рис.), амплітуда якого (a) росте експоненційно в часі (t):

$$a = a_0 e^{qt},$$

де q – коефіцієнт нестабільності. Коли амплітуда руйнівного збурення стає рівною радіусу струменя, останній руйнується на краплі.



Мал. Механізм розпаду рідкого циліндра

Нами була висунута робоча гіпотеза, згідно з якою наночастинок кремнезему будуть гасити амплітуду руйнівного збурення, і тоді стабільними будуть струмені меншого діаметра, а це означає, що будуть утворюватися більш тонкі мікрОВОлокна. Результати виконаних досліджень підтвердили справедливості запропонованої гіпотези. Так, електронна мікроскопія показала відсутність варикозних волокон в екструдатах сумішей, які містять кремнезем. Варикозність – це результат незакінченого розпаду. Поперечні зрізи екструдатів із бінарних і трикомпонентних сумішей свідчать про корінні зміни процесів структуроутворення в присутності кремнеземів: ростуть ступінь диспергування і однорідність мікроструктури, зменшуються діаметри мікрОВОлокон.

Дані кількісного аналізу дозволили зробити важливий висновок: добавки нанорозмірних кремнеземів не перешкоджають волокноутворенню ПП в масі СПА, а суттєво покращують його. Росте масова доля ПП мікрОВОЛОКОН, незважаючи на зменшення їх середнього діаметру, зменшується кількість плівок, утворюється зовнішня тонковолокниста оболонка, що особливо важливо при отриманні фільтруючих матеріалів.

Дослідження показали, що ПП мікрОВОЛОКНА, наповнені нанорозмірними кремнеземами, мають збільшену в 2-4 рази питому поверхню.

Це пояснюється тим, що в присутності твердих нанодобавок кремнезему пригнічуються процеси розпаду рідких струменів на краплі, більш тонкі струмені ПП стають стабільними, а це означає, що утворюються більш тонкі мікрОВОЛОКНА: 0,30-0,15 мкм. Спеціальні дослідження дозволили встановити антибактеріальну активність нанонаповнених ПП мікрОВОЛОКОН. Таким чином, вищенаведене підтверджує запропоновану робочу гіпотезу про стабілізуючу дію нанодобавок на рідкі ПП струмені. Та частина кремнезему, яка знаходиться в міжфазному шарі, відіграє роль компатибілізатора, що підтверджується зниженням міжфазного натягу. Отримані наукові результати були використані при розробці технології виробництва фільтрів, основною структурною одиницею яких є ПП мікрОВОЛОКНА, наповнені нанорозмірними кремнеземами. Дослідження показали, що вперше отримані фільтруючі матеріали (ФМ) і фільтри, які поєднують високу ефективність (табл. 1) за частинками 0,3 мкм і високу продуктивність (табл. 2).

Таблиця 1. Ефективність фільтрації атмосферного повітря ФМ із суміші ПП/СПА/А-300

Розмір частинок, мкм	Концентрація частинок, шт./дм ³		Ефективність, %
	до фільтру	після фільтру	
1,0	19311	0	100
0,8	74554	0	100
0,6	256806	0	100
0,5	341794	0	100
0,4	356169	0	100
0,3	365217	1	99,999

Таблица 2. Продуктивність по воді

Назва фільтрувального матеріалу	Продуктивність, дм3/м2 · год.	Тиск, Па
ФМ із суміші ПП/СПА складу 30/70 мас. %	4043	1 · 105
ФМ із суміші ПП/СПА/А-300 складу 30/70/1,0 мас. %	10650	
ФМ із суміші ПП/СПА/Метилаеросил складу 30/70/1,0 мас. %	12196	

Література

1. Масару Э. Послания воды. Тайные коды кристаллов льда. – К.: София, 2005. – 95 с.
2. Масару Э. Энергия воды для самопознания и исцеления. – К.: София, 2006. – 95 с.
3. Казанский Л. О чём молчит вода? – Тверь, 2005. – Москва. – 174 с.
4. Глубіш П.А., Ірклей В.М., Клейнер Ю.Я., Резанова Н.М., Цебрєнко М.В., Кернер С.М., Омєльченко В.Д., Турчанєнко Ю.Т. Високотехнологічні, конкурентоспроможні екологічно орієнтовані волокнисті матеріали та вироби з них – К.: Арістей, 2007. – 263 с.
5. Матрица здоровья – путь к исцелению. Практическое руководство. – Региональный центр сети «Матрикс». – К.: София, 2006. – 88 с.
6. Андреев Ю.А. Вода – заместитель Бога на Земле. – СПб.: Питер, 2006. – 320 с.

УДК 542.67+628.16

**МОДЕЛИРОВАНИЕ ОСВЕТЛЕНИЯ СУСПЕНЗИИ
ФИЛЬТРОВАНИЕМ И ОБОСНОВАНИЕ
ДЛИТЕЛЬНОСТИ ФИЛЬТРОЦИКЛА**

В. Л. ПОЛЯКОВ

Институт гидромеханики НАН Украины, г. Киев

Сформулированы математические задачи фильтрования мало-концентрированной суспензии через пористую загрузку при линейной и нелинейной кинетиках массообмена. Приведены их эффективные приближенные и точные решения. Проанализировано влияние сорбционных свойств фильтрующего материала и исходного содержания взвеси на длительность фильтроцикла.

В основу обстоятельных теоретических исследований положена концепция Д.Х. Минца, трактующая процесс разделения суспензии как результирующий двух массообменных процессов – прилипания взвешенных частиц к фильтрующему материалу (зернам) и отрыва прилипших частиц. Таким образом, две обобщенные математические модели, реализуемые в наших исследованиях, описывают совместно массоперенос, массообмен, фильтрацию жидкости и базируются на системе уравнений.

$$V \frac{\partial C}{\partial z} + \frac{\partial S}{\partial t} = 0, \quad (1)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \alpha C - \beta S, \quad (2)$$

$$V = -k(S_d) \frac{\partial h}{\partial z}, \quad (3)$$

где V – скорость фильтрования; C, S – объемные концентрации взвешенных и осажденных частиц суспензии; α, β – коэффициенты скоростей прилипания взвешенных и отрыва прилипших

частиц; k – коэффициент фильтрации; S_d – объемная концентрация осадка; h – напор. Их различие состоит в форме массообменной кинетики, а именно, параллельно рассматриваются два ее вида – линейная ($\alpha = \alpha_l = const$) и нелинейная ($\alpha = \alpha_n (S_0 - S)$, S_0 – грязеемкость). В первом случае ключевой модельный параметр, коэффициент скорости прилипания взвеси α , считается постоянным, а во втором – линейно убывающим по мере накопления осадка вследствие уменьшения на зернах количества вакантных мест. Постановка математических задач завершалась дополнением системы (1)-(3), во-первых, известным общим выражением для функции – коэффициента k

$$k = k_0 \left[1 - \left(\frac{S_d}{n_0} \right)^{m_1} \right]^{m_2}, \quad (4)$$

во-вторых, соотношением между S и S_d

$$S_d = \gamma S, \quad (5)$$

где k_0 , n_0 – коэффициент фильтрации и пористость чистой загрузки; m_1 , m_2 , γ – эмпирические коэффициенты. И, наконец, задавались традиционные начальные и граничные условия:

$$t = 0, S = 0; z = 0, C = C_0; z = L, h = H_d, \quad (6)$$

где L – высота загрузки.

Основное внимание уделялось режиму фильтрования с постоянной скоростью ($V = const$). В приведенной модели целесообразно выделить два блока – деформационный ((1), (2), (6)) и гидродинамический ((3)-(5)), которые ввиду неизменности V решались последовательно. Точное решение первой задачи известно и имеет сложную интегральную форму. Вместе с тем в случае линейной кинетики было построено и очень близкое к нему приближенное

решение, которое выражается следующими зависимостями в безразмерном виде:

$$\bar{C} = \frac{C}{C_0} = 2e^{-\lambda_1 z} - e^{-\bar{\alpha}_l \bar{z}}, \quad (7)$$

$$\bar{S} = \frac{S}{n_0 C_0} = \lambda_1 \bar{t} e^{-\lambda_1 \bar{z}}, \quad (8)$$

$$\Delta \bar{h} = \frac{h - H_d}{H_u - H_d} = \frac{1}{m_1 \lambda_1} \ln \frac{e^{m_1 \lambda_1} - \lambda_2}{1 - \lambda_2} - \frac{2\lambda_2 (1 - e^{m_1 \lambda_1})}{m_1 \lambda_1 (1 - \lambda_2) (e^{m_1 \lambda_1} - \lambda_2)} - \frac{\lambda_2^2}{2m_1 \lambda_1} \left[\frac{1}{(e^{m_1 \lambda_1} - \lambda_2)^2} - \frac{1}{(1 - \lambda_2)^2} \right], \quad (9)$$

Здесь принято $m_2 = 3$ $\lambda_1 = \frac{2\bar{\alpha}_l}{2 + \beta \bar{t}}$ $\lambda_2 = (\psi C_0 \lambda_1 t)^{m_1}$ $\bar{\alpha}_l = \frac{\alpha_l L}{V}$
 $\bar{\beta} = \frac{\beta n_0 L}{V}$ $\bar{z} = \frac{z}{L}$ $\bar{t} = \frac{t}{n_0 L}$ H_u — начальный напор на входе в загрузку.

Решение же задачи фильтрования при ослаблении сорбционной способности загрузки (нелинейная кинетика) представляется прежде всего зависимостями:

$$\bar{C}(\bar{z}, \bar{t}) = \frac{G_1(\bar{z}, \bar{t}) + I_0 (2\sqrt{\bar{\alpha}_n \psi \bar{\beta} \bar{z} \bar{t}})}{G_1(\bar{z}, \bar{t}) - G_2(\bar{z}, \bar{t}) + e^{\bar{\alpha}_n \psi \bar{z} + \bar{\beta} \bar{t}}}, \quad (10)$$

$$\bar{S}(\bar{z}, \bar{t}) = \frac{\bar{\alpha}_n}{\bar{\alpha}_n + \bar{\beta}} \cdot \frac{G_1(\bar{z}, \bar{t})}{G_1(\bar{z}, \bar{t}) - G_2(\bar{z}, \bar{t}) + e^{\bar{\alpha}_n \psi \bar{z} + \bar{\beta} \bar{t}}}. \quad (11)$$

Здесь $\bar{S} = \frac{S}{S_0}$, $\psi = \frac{S_0}{n_0 C_0}$, $\bar{\alpha}_n = \frac{\alpha_n n_0 L}{V_0}$,

$$G_1(\bar{z}, \bar{t}) = (\bar{\alpha}_n + \bar{\beta}) \int_0^{\bar{t}} e^{(\bar{\alpha}_n + \bar{\beta})\lambda} \cdot I_0 \left(2\sqrt{\bar{\alpha}_n \bar{\beta} \bar{z}(\bar{t} - \lambda)} \right) d\lambda, \quad (10)$$

$$G_2(\bar{z}, \bar{t}) = \bar{\beta} \int_0^{\bar{t}} e^{\bar{\beta}\lambda} \cdot I_0 \left(2\sqrt{\bar{\alpha}_n \bar{\beta} \bar{z}(\bar{t} - \lambda)} \right) d\lambda.$$

В количественном анализе длительности фильтроцикла t_f , важнейшего наряду с V технологического параметра, использовались решения обеих задач. Важно отметить, что все рекомендуемые для приложений формулы являются надежными и позволяют получать исчерпывающую информацию о ходе фильтрования.

Рассчитано множество примеров, иллюстрирующих их применение на практике. Длительность t_f вычислялась по этим же формулам с привлечением специальных критериев качества водоочистки и производительности фильтра, выполнение которых означает, что содержание примеси в фильтрате C_e отвечает санитарным нормам ($C_e \leq C_{e*}$), а потери напора ΔH меньше предельно допустимых ΔH_* , и поэтому расход суспензии сохраняется постоянным. Искомое t_f определялось как минимальное из соответствующих C_{e*} и ΔH_* времени защитного действия загрузки t_p и времени t_h достижения потерями величины ΔH_* . Многочисленные вычисления величины t_f при типичных значениях модельных параметров, некоторые результаты которых даны на рис. 1, 2 в случае линейной кинетики, позволили выявить интересные закономерности в ее изменении в зависимости от сорбционных свойств загрузки, исходной концентрации взвеси C_0 . Наглядно показано, что при относительно малых концентрации C_0 и значении α_l время t_f определяется защитным действием загрузки и временем t_p . Вместе с тем существуют некоторые характерные значения C_0 и α , начиная с которых (и при больших их значениях) время t_f уже регламентируется только потерями напора и временем t_h .

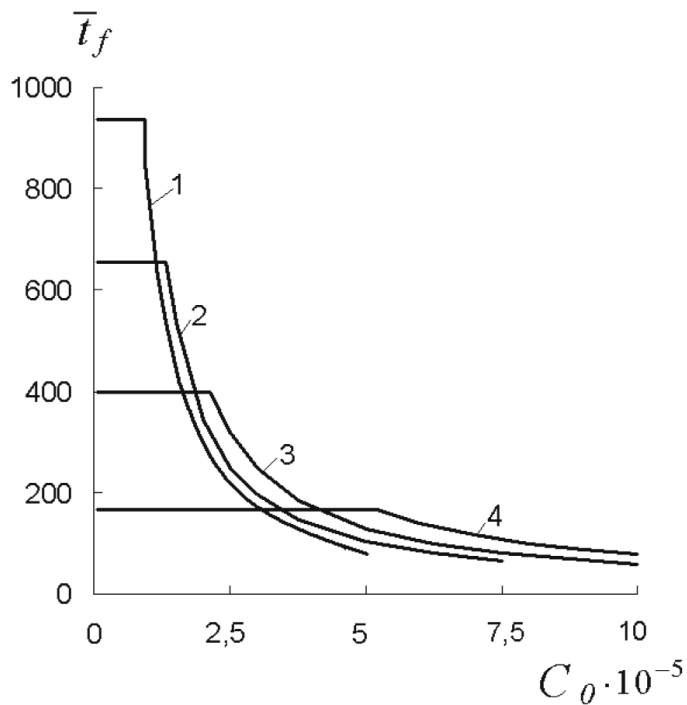


Рис. 1. Зависимость относительной длительности фильтроцикла $\bar{t}_f$ от исходной концентрации взвеси C_0 : 1 – $\bar{\alpha}_l = 10$, 2 – $\bar{\alpha}_l = 8$, 3 – $\bar{\alpha}_l = 6$, 4 – $\bar{\alpha}_l = 4$

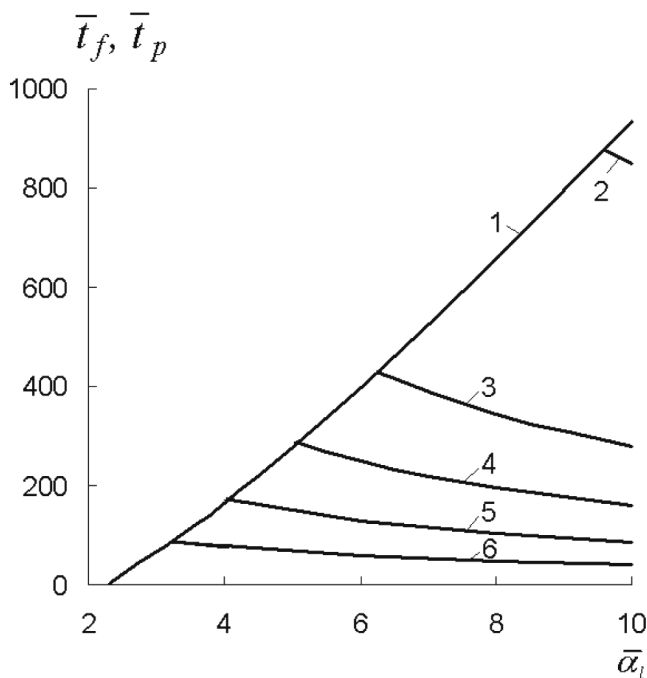


Рис. 2. Зависимость относительной длительности фильтроцикла $\bar{t}_f$ от коэффициента $\bar{\alpha}_l$: 1, 2 - $C_0 = 10^{-5}$, 1, 3 - $C_0 = 2 \cdot 10^{-5}$, 1, 4 -

$$C_0 = 3 \cdot 10^{-5}, 1, 5 - C_0 = 5 \cdot 10^{-5}, 1, 6 - C_0 = 10^{-4}$$

В заключение можно утверждать, что разработанные расчетные формулы в совокупности дают возможность правильно планировать экспериментальные исследования действия фильтров, на их базе выбирать необходимые модельные параметры, а затем прогнозировать развитие комплексного процесса фильтрования и, главное, с высокой достоверностью находить длительность рабочего периода фильтра.

УМЕНЬШЕНИЕ ЖЕСТКОСТИ ВОДЫ КАВИТАЦИЕЙ

А.Т. БОГОРОШ, С.А. ВОРОНОВ, П.П. ЕРМАКОВ

*Физико-технический институт Национального технического
университета Украины «Киевский политехнический институт»,*

ГВУЗ «Украинский государственный химико-технологический университет»

Вода имеет высокую теплоёмкость, поэтому её используют в качестве охлаждающего реагента на транспорте, флоте и других отраслях экономики. Например, обычная заборная вода, которую применяют для охлаждения рубашки главного судового двигателя, приводит к быстрому зарастанию тепло- и массообменной поверхности, что, в свою очередь, снижает коэффициент теплопередачи и эффективность охлаждения. Для повышения моторесурса судовых двигателей были использованы ноу-хау [1], что дало значительный эффект экономии топлива и увеличения моторесурса более 100 судов Дальневосточного морского и рыболовецкого флота, в т.ч. флагмана, самой большой в мире плавбазы «Пищевая индустрия» [2].

Выхлопные газы судовых двигателей могут также использоваться для умягчения охлаждающей воды, а также для отпугивания моллюсков и других биологических флоры и фауны, оседающих на корпусе судна и в дальнейшем увеличивающих сопротивление движению. В данных направлениях нами были проведены исследования и получены положительные результаты в период с 1969 по 1996 годы. Разработанные методы прогнозирования биообрастания, их предупреждения и разрушения на флоте и на поверхностях береговых объектов различного назначения [3] позволяют снижать концентрацию растворенных солей жесткости в кавитационном поле, в т. ч. в области гребных винтов судов, клапанов кранов, в расширяющихся участках трубопроводов и т. п.

Целью данного исследования было изучить снижение концентрации растворенных солей в минерализованной воде в районе гребных винтов судов и созданных опытных моделях, приближенных к этим условиям.

В настоящее время исследования проведены по изменению концентрации растворенных солей жесткости перед и после гребного винта.

Известно, что три четверти поверхности нашей Планеты покрыто минерализованной водой, из которой только 2,5% пригодны для питья, удовлетворения потребностей сельского хозяйства, промышленности и других целей. Парагенезис растворенных в воде минералов – это огромный источник физико-химической информации. 20 000 увеличение клеточной воды открывает её разные структуры, условно разделенные на «живую» и «мертвую». Кроме того, известно, что парагенезис растворенных в воде минералов и образовавшихся твердых солевых остатков – это огромный источник физико-химической информации. Известны также факты изменения микро- и наноструктуры молекул воды при различном физико-химическом воздействии на неё, начиная от химического, теплового, гидродинамического, магнитного, ультразвукового, плазменного до воздействия на воду словом (воду заговаривают, освящают и т.п.), положительными и отрицательными эмоциями (рис.1).

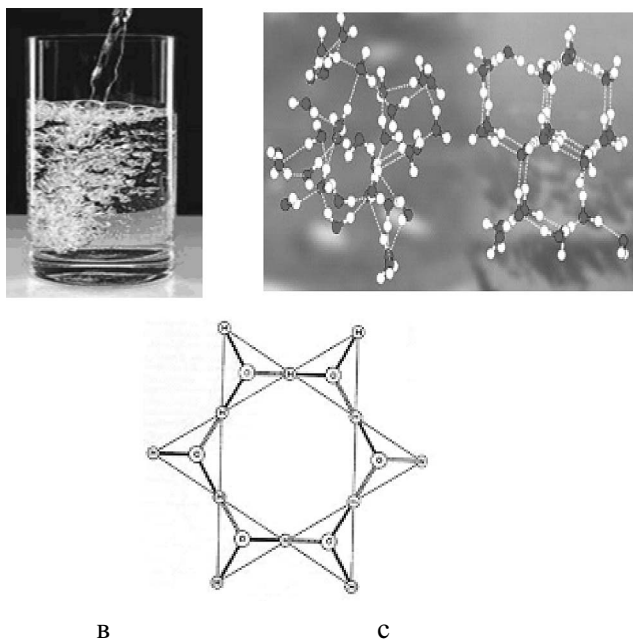


Рис.1. Кавитационные пузырьки в стакане воды (а), структура загрязненной (в), талой (с) воды и модель структуры кластера воды (d).

Вода в стакане из источника и после таяния льда имеет разную структуру, в том числе в зависимости от вида растворенных минеральных, органических и других примесей, в т. ч. механических, является открытой, динамичной, структурно сложной системой, в которой стационарное состояние легко нарушается при любом внешнем воздействии. При этом кавитация является одним из таких внешних гидромеханических воздействий на воду, в результате чего выделяются растворенные газы, образуя пузырьки между трудносжимаемыми турбулентными струями воды. Длительное перемешивание воды приводит к изменению её плотности: легкие сжимаемые воздушно-газовые пузырьки всплывают и лопаются на поверхности воды, которая становится плотнее. В то же время, в зависимости от содержания солей жесткости, вода имеет различное значение pH до и после перемешивания, т. к., соединяясь с газовыми и растворенными анионами, ионы минералов образуют твердые соли, которые выпадают в осадок. Эти реакции интенсифицируются при подогреве или уменьшении атмосферного давления, наблюдаемые в локальных зонах вращающегося винта.

Каждая молекула воды представляет собой «диполь». Это значит, что она состоит из положительного и отрицательного полюсов, которые взаимно притягиваются. Благодаря этому молекулы через водородные мостики соединяются в большие развитые структуры – кластеры (рис. 1,d). Существует бесконечное разнообразие кластеров, потому что водородные мостики позволяют молекулам воды соединяться самыми различными способами. На сегодня известно более 137 изотопов водорода и кислорода, которые меняют свойства воды в широких диапазонах. Конфигурация элементов воды самым чутким образом реагирует на любое внешнее воздействие: пропускают через воду ток – они образуют одну фигуру, меняют давление – кластеры тут же производят передислокацию, начинают играть с освещенностью – элементы выдают новую картину. То есть вода меняет свою структуру под воздействием многочисленных факторов. И каждая из геометрических структур хранит определенную энергетическую информацию.

Подобные скопления молекул воды являются ее «памятью», потому что она накапливает информацию в своей такой разнообразной структуре. То, что образование кластеров не является продуктом случая, можно увидеть по чудесным структурам кристаллов льда и снега, которые существуют в бесконечных, но всегда геометрически правильных вариантах. С изучением разновидностей кластеров в структурах воды новейшие научные исследования сомкнулись с тысячелетними эзотерическими знаниями. Вода обладает единственной в своём роде резонансной способностью, благодаря чему она может воспринимать и отдавать информацию.

Исследования С. Зенина и Р. Силина показали, что структура водной среды человека так же индивидуальна, как отпечатки пальцев. Она определяет качество крови, влияет на окислительно-восстановительные процессы, объясняет специфику каждого организма. Эти авторы утверждают также, что на свойства воды влияет даже мысль, упоминая, что Христос взглядом превращал воду в вино.

Жизнедеятельность человека связана с постоянным загрязнением водной среды и адаптацией микробов к обеззараживающим препаратам, а очистка воды становится все более энергоемкой при дефиците энергоносителей. По данным ВОЗ, каждый год в реки всего мира сбрасывается до 450 млрд. кубометров бытовых и промышленных отходов, поэтому вода содержит более 13 тысяч токсичных элементов: каждые 8 секунд от болезней, вызванных грязной водой, умирает ребенок. По данным ВОЗ, 85% всех заболеваний в мире передается водой. Ежегодно 25 миллионов человек умирает от этих заболеваний.

Специалисты во всем мире прогнозируют, что в скором времени борьба будет вестись не за нефть или газ, а за воду. По заявлениям Института гидротехники и мелиорации, Украина относится к числу водомалообеспеченных стран мира. Хотя у нас нет таких проблем с водой, как, скажем, в Африке, тем не менее, в Украине – один из наиболее низких показателей обеспечения водой в Европейском регионе.

В Украине постоянно ведутся работы по созданию оборудования для очистки и изменению свойств воды с помощью внешних

воздействий физико-химическими методами, в том числе с применением кавитации.

Моделирование кавитационного эффекта провели на специально созданных установках. Так, на рис. 2 приведена схема вакуумного кавитатора.

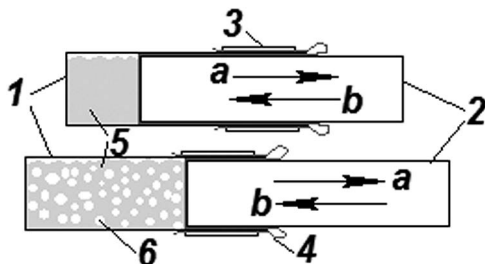


Рис. 2. Вакуумный кавитатор, где 1 – трубчатая гильза, 2 – поршень, 3 – манжет, 4 – эластичный полиуретановый мешок, 5 – вода, 6 – пузырьки газа.

Вода 5 находится в пространстве между корпусом гильзы 1 и поршнем 2. Состояние покоя удерживается эластичным полиуретановым мешком 4, который плотно прижат к корпусу 1 манжетом 3. Должна быть обеспечена полная герметичность устройства.

Принцип работы кавитатора. При движении поршня 2 по стрелке «а» вдоль корпуса гильзы 1, в условиях герметичности между гильзой 1 и поршнем 2, создаётся разрежение в объёме воды, которая «вскипает» при комнатной температуре за счет образования кавитационных пузырьков газовой фазы 6. В этот момент растворенные соли, соединяясь с газовой фазой, вызывают необратимые химические реакции распада гидрокарбонатов в твердые нерастворимые карбонаты и сульфаты кальция и магния (основных компонентов солей жесткости воды). Обратное движение поршня происходит самостоятельно по стрелке «b» под действием вакуума.

После 2-3 движений поршня 2 относительно гильзы 1 в воде появляются осадки твердых нерастворимых солей.

Химические качественные и количественные анализы воды до опыта и после опыта с явлением кавитации показали резкое снижение растворенных солей в виде гидрокарбонатов и др. [4]. При этом снижается щелочность воды, после фильтрации она становится более прозрачной и быстрее замерзает, а после оттаивания становится пригодной для питья.

Вторая опытная установка была создана проф. Силиным Р.И. на основе мембранного насоса [5], где пространство 5 заполняется неочищенной водой, которая сжимается мембраной 4, укрепленной на штоке 3, имеющем эксцентрик 1 с меняющимся перепадом 2 (рис.3). После многократного разрежения в пространстве 5 выпадают соли, которые оседают на поверхности мембраны. Верхний слой воды подается в открывающийся патрубок 6, накапливается в трубе 7 и при движении клапанной тарелки на штоке 8 вниз приподнимает клапан 9. Установка работает от двигателя 10.

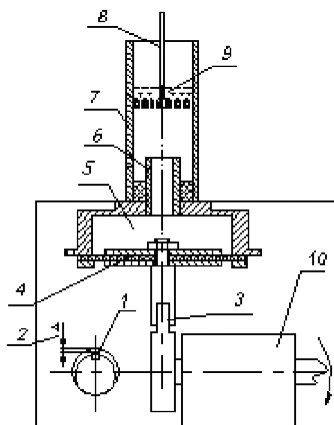


Рис. 3. Мембранный кавитатор.

Вибрации генерируют кавитационные эффекты в воде, которые её очищают от солей жесткости.

За счёт возникновения и взрывов кавитационных пузырьков изменяются свойства воды и происходит её биологическая очистка. Был проведен целый ряд экспериментов по изучению влияния

вибрации на свойства воды с помощью специально созданной установки.

Эксперименты показали, что при предложенной обработке изменяется жёсткость воды, как показано на рис. 4.

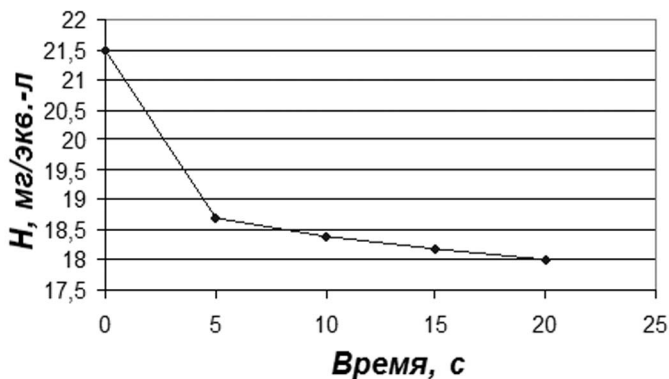


Рис.4. Влияние кавитации на умягчение водопроводной воды.

При этом изменяется и показатель рН, рис. 5

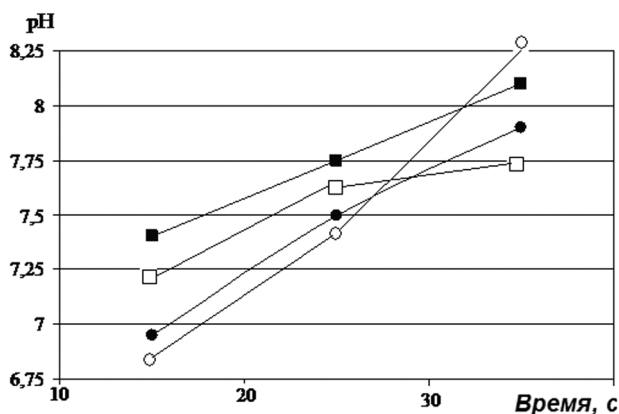


Рис.5. Зависимость pH воды от времени кавитации при кавитации и омагничивании (■), ультразвука (●), мембранной кавитации (□) и после миксерной кавитации пропеллером (○).

Кавитационная обработка обеззараживает воду от биологических субстанций. На рис. 6 приведено изменение концентрации колоний бактерий в воде в зависимости от времени кавитационной обработки воды.

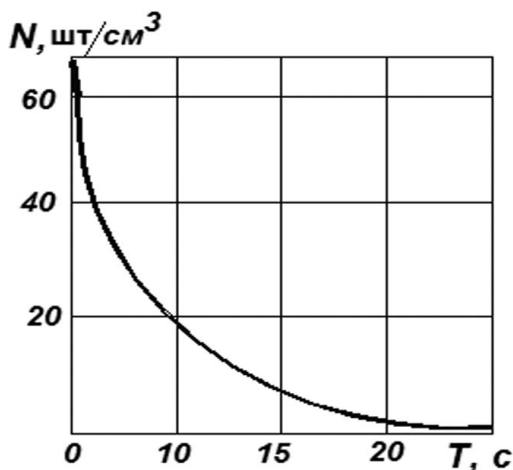


Рис. 6. Изменение числа колоний бактерий в единичном объёме воды от длительности кавитационной обработки воды.

При предложенной обработке происходит активация или структурирование воды [6]. Суть активации воды, независимо от способа активации, заключается в разрушении кластерных структур и насыщении воды мономолекулами. Это так называемая *живая вода*, при употреблении которой, во-первых, активизируется обмен веществ, вследствие чего ускоряется выведение из организма продуктов жизнедеятельности; во-вторых, мономолекулы воды химически активны по отношению к кристаллам гидратов, например, к соединениям углекислого кальция (CaCO_3). В результате этого солевые отложения, как наиболее химически нестойкие соединения, распадаются на компоненты, легко вымываемые под воздействием активированной воды.

Литература

1. Богорош А.Т. Способ удаления отложений. // А.с. СССР № 1147954, № 3974784/12 от 13.11.85. БИ. № 10, 1985.
2. Обобщение двухфазного теплообмена / Богорош А.Т., Федоткин И.М //Пром.теплотехника, 1986, №3. С. 21-23.
3. Богорош А.Т. Способ очистки внутренней поверхности тепло- и массообменной поверхности от отложений.//А.с. СССР № 1285308, БИ № 3, 1987.
4. Богорош А.Т. Возможности управления свойствами кристаллических отложений и их прогнозирование.// – К., Вища школа, 1987. – 247 с.
5. Силин Р.И., Гордеев А.И. Кавитационно-магнитная обработка воды и вибрационное оборудование на основе гидропульсатора //Сб.трудов II Международной научной конференции «Современные достижения в науке и образовании», Нетания, Израиль, 2008. С.46-49.
6. Vibration isolation of electronic equipment /V.Royzman, A.Goroshko, A.Bubulis, A.Bogorosh //Proceedings of IIInternational conference on «Modern achievements of science and education», September 25 – October 2, 2008, Netanya, Israel. – P.43-45.

ВЛИЯНИЕ pH НА ИНТЕНСИВНОСТЬ ЛЮМИНЕСЦЕНЦИИ ОДНОСТЕННЫХ УГЛЕРОДНЫХ НАНОТРУБОК В ВОДНЫХ СРЕДАХ

А.Т. БОГОРОШ, С.А. ВОРОНОВ, А.М. ДУГАН

Физико-технический институт Национального технического университета Украины «Киевский политехнический институт»

Мониторинг сточных вод с использованием углеродных одностенных нанотрубок (УОНТ) для выявления токсических выбросов показал возможность их использования для экспресс-анализов [1]. Вместе с тем представляет особый интерес взаимосвязь УОНТ с водородным показателем pH растворов, в том числе на люминесценцию.

Люминесценцию полупроводниковых одностенных углеродных нанотрубок было открыто в 2002 году [2], сразу после того, как было получено их стойкие водные суспензии в окружении поверхностно активного вещества [3]. Жгуты нанотрубок, в которых они находятся при обычных условиях, удалось расщепить посредством ультразвукового влияния в водной среде. Излучение нанотрубок происходит в результате аннигиляции электрон-дырчатой пары, которая образуется в полупроводниковых нанотрубках в виде экситона при поглощении кванта света.

Теоретические расчеты зонной структуры углеродных одностенных нанотрубок (УОНТ) свидетельствуют, что в результате одномерности нанотрубок как в зоне проводимости, так и симметрично к ней в валентной зоне появляются пики плотности состояний (рис.1), которые получили название сингулярностей ван Хофа [4].

Стрелкой E^s22 обозначен переход с поглощением фотона между второй парой сингулярностей ван Хофа (v₂, c₂), и стрелкой E^s11 показан переход с излучением между первой парой пиков (v₁, c₁) после релаксации возбуждения (переход c₂>c₁).

Между соответствующими пиками, расположенными в разных зонах, происходят электронные переходы с поглощением фотона, которые приводят к поглощению света. Исследования [2] показали, что первый межзонный переход в полупроводниковых нанотрубках

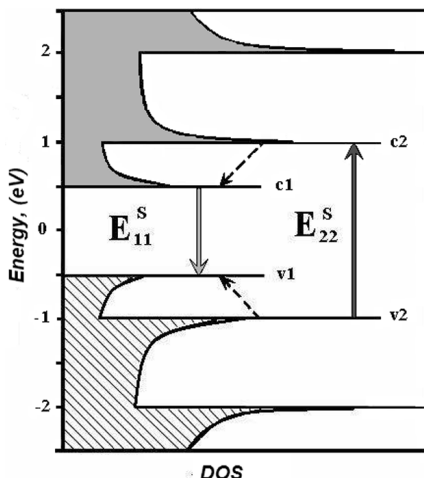


Рис.1. Энергетическая диаграмма плотности состояний полупроводниковой нанотрубки, в которой проявляются пики в зоне проводимости (верх) и валентной зоне (низ), что получили название сингулярностей ван Хофа.

находится в близком инфракрасном диапазоне 0,8-1,3 еВ, величина энергии перехода зависит от **хиральности** нанотрубок, то есть от их диаметра. Причем нанотрубки малого диаметра имеют наибольшую ширину запрещенной области, а нанотрубки большего диаметра имеют меньшее значение энергии. Другой межзонный переход между второй парой сингулярностей ван Хофа имеет приблизительно в 2 раза большее значение энергии, 1,5-2,5 еВ, и наблюдается в видимом диапазоне. Третий переход имеет энергию приблизительно в 3 раза выше, чем первый переход, и находится в ультрафиолетовом диапазоне, и т. д.

Поскольку при синтезе образуются нанотрубки разных диаметров, в спектре поглощения света наблюдается ряд отдельных пиков, отвечающих отдельным электронным переходам. Каждый из этих пиков имеет крылья, которые обусловлены электрон-фотонным взаимодействием. При поглощении света в видимом диапазоне происходит переход между второй парой сингулярностей ван Хофа (рис.1). Быстрая релаксация возбуждения на нижний уровень энер-

гии, из которого и происходит излучение кванта света, имеющего энергию, которая отвечает первому межзонному переходу нанотрубки определенного диаметра.

Таким способом из анализа спектра поглощения, или люминесценции, можно определить **хиральность** нанотрубок и их диаметр.

Выявление люминесценции нанотрубок открыло широкий спектр экспериментальных возможностей для изучения как самих нанотрубок, так и выполнения исследований взаимодействия нанотрубок при условиях разного внешнего окружения, например, в растворах с разным pH. Уже первые публикации по исследованию люминесценции нанотрубок показали влияние pH на интенсивность их свечения (излучение) [2].

Эти исследования являются актуальными и в настоящее время, поскольку до сих пор остается невыясненным ряд вопросов, например, как будут изменяться люминесцентные свойства нанотрубок в зависимости от типа поверхностно-активного вещества, что содержится в растворе.

В данной работе было исследовано люминесценцию двух водных суспензий углеродных нанотрубок, которые содержали поверхностно-активные вещества (ПАВ) разного типа, а также было изучено влияние pH раствора на свечение нанотрубок.

Детали эксперимента. УОНТ, которые использовали в данном исследовании, были получены посредством недавно разработанного американскими учеными нового метода, что позволяет выращивать главным образом полупроводниковые нанотрубки определенной **хиральности**. В исследуемых образцах весовая часть нанотрубок составляла 90%, при этом часть полупроводниковых нанотрубок равнялась 90%, из них не менее чем половина приходилась на нанотрубки определенной **хиральности** (6,5).

Углеродные нанотрубки (0,05 мг/мл) в водном растворе с содержанием поверхностно-активного вещества было суспендировано ультразвуковым диспергатором в течение 40 минут (20 Вт, 44 кГц). В качестве поверхностно-активного вещества были использованы: додецил-бензен сульфат натрия (СДБС, $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{11}\text{C}_6\text{H}_4(\text{SO}_3)^-\text{Na}^+$) и додецил сульфат натрия (СДС, $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{11}(\text{SO}_4)^-\text{Na}^+$), структурные формулы которых приведены на рис. 2.

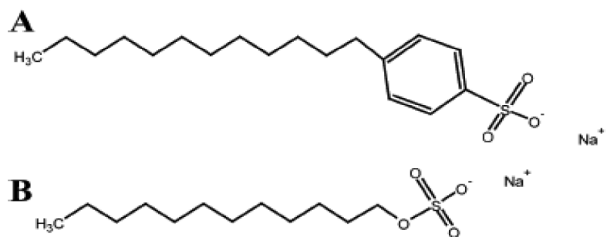


Рис.2. Структуры додецил-бензен сульфата натрия (А) и додецил сульфата натрия (В).

Концентрация ПАВ в водных растворах равнялась 1%. Нерасщепленные жгуты нанотрубок удаляли посредством центрифугирования (30 000 g) в течение 1 часа.

Люминесценцию полупроводниковых УОНТ, которую было возбужденно диодным лазером с длиной волны генерации 2,33 эВ ($\lambda_b = 532$ нм), выделяли посредством двойного монохроматора (9000-12000 см⁻¹) и регистрировали посредством охлаждаемого ФЕУ-83.

Результаты исследований

На рис. 3 изображены спектры люминесценции водных суспензий полупроводниковых нанотрубок, что содержат детергенты СДБС и СДС.

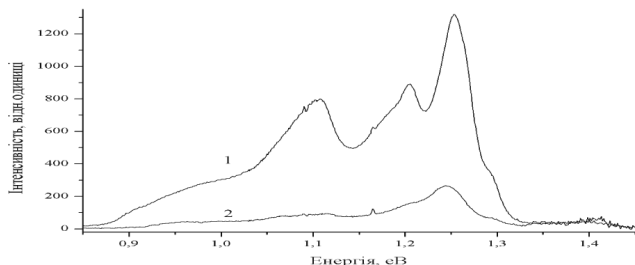


Рис.3. Спектры люминесценции водных суспензий полупроводниковых нанотрубок с использованием детергентов (1) СДБС (интенсивный) и (2) СДС (слабый). Люминесценцию было получено при возбуждении диодным лазером с $\lambda_b = 532$ нм (2.33 эВ).

Спектры люминесценции исследуемых образцов при возбуждении диодным лазером с $\lambda_{\text{в}} = 532$ нм (2,33 эВ) расположены в близком ИК-диапазоне с энергией от 0,8 до 1,5 эВ. Для них характерно наличие нескольких пиков, которые отвечают свечению нанотрубок определенной **хиральности**. Было выполнено аппроксимацию спектров суммой десяти функций Лоренца, из которых для следующего обсуждения было избрано три, которые имеют наибольшую интегральную интенсивность и отвечают нанотрубкам с **хиральностью**: (6,5) – диаметр 0,757 нм, положение пика – 1,24 эВ; (7,5) – диаметр 0,829 нм, положение пика 1,19 эВ, и (9,4) – диаметр 0,916 нм, положение пика 1,09 эВ [5]. Интегральная интенсивность полосы соответствует нанотрубкам с **хиральностью** (6,5) и приблизительно равняется сумме интегральной интенсивности других полос.

При аппроксимации было определено полуширину полос, что отвечают отдельным нанотрубкам определенной **хиральности**, которая составляла 40-50 меВ. В экспериментальном спектре ширина полос является немного большей. Аппроксимация показала, что ширина полос в этом спектре обусловлена суперпозицией нескольких линий.

Отметим, что для данных образцов является характерным содержание полупроводниковых нанотрубок малого диаметра.

Было выполнено сравнение интегральной интенсивности излучения двух суспензий нанотрубок, которые были получены приблизительно при условиях одинаковых весовых соотношений реагентов и при одинаковом pH=7. Измерения для обоих образцов выполняли в одной и той же оптической кювете с сохранением всех оптических юстировок приборов и одинаковой мощности лазера. На основании сравнения было установлено, что интегральная интенсивность образца нанотрубок, который содержит СДБС, является приблизительно в 8 раз высшей, чем интенсивность образца нанотрубок с содержанием СДС. Наиболее вероятно, это связано с разной эффективностью содержания нанотрубок в водной суспензии для двух использованных поверхностно-активных веществ, которая определяется их взаимодействием с поверхностью нанотрубки. СДБС и СДС являются поверхностно-активными веществами анионного типа, однако первое соединение, в отличие от второго, имеет

бензольное кольцо (рис. 2). Известно, что π -электронная структура таких гетеросистем эффективно взаимодействует с поверхностью нанотрубки [6,7]. Кроме того, следует учитывать также дополнительный вклад энергии гидрофобного взаимодействия, которое проявляется в водном окружении и способствует уменьшению площади гидрофобных поверхностей [8]. Поскольку бензольное кольцо и поверхность нанотрубки являются гидрофобными поверхностями, контакт между ними дает выигрыш в гидрофобной энергии именно за счет уменьшения площади гидрофобных поверхностей, что контактируют с водой.

Таким образом, взаимодействие СДБС с поверхностью нанотрубки будет более сильным, чем для СДС. Как следствие этого, количество нанотрубок в водной суспензии будет выше в образце с первым детергентом. Таким образом, большее количество нанотрубок приведет к большей интегральной интенсивности люминесценции нанотрубок.

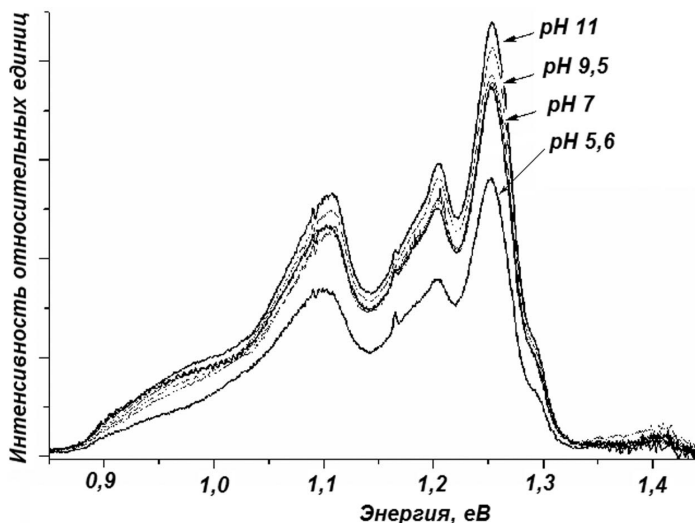


Рис.4. Спектры люминесценции водных суспензий полупроводниковых нанотрубок с СДБС при разных pH. Люминесценцию было возбуждено светом диодного лазера с $\lambda_{\text{в}}=532$ нм (2,33 eВ).

Существует также и другая возможная причина, что приводит к изменению интенсивности свечения. Это зарядное экранирование поверхностно-активным веществом электронной плотности на нанотрубке. В идеальном случае при сплошном расположении детергента на поверхности нанотрубки негативные заряды, что находятся на длинном линкере, будут удалены от трубки, однако при несплошном заполнении поверхности нанотрубки некоторые из заряженных «хвостов» детергента могут находиться вблизи или контактировать с поверхностью нанотрубки. В таком случае в этой точке поверхности произойдет локализация электронов, которая отобьется на заполнении зоны проводимости нанотрубки и которая приведет к уменьшению вероятности поглощения фотона нанотрубкой.

Для изучения влияния pH на интенсивность люминесценции полупроводниковых нанотрубок нами был выбран образец с СДБС, которому присуща наибольшая интенсивность излучения. Как показали измерения, интенсивность спектра освещения нанотрубок изменяется в зависимости от pH водной суспензии (рис.4). Так, максимальная интенсивность свечения наблюдается при $\text{pH}=7-9$, а при уменьшении или увеличении pH (от этого интервала) интенсивность люминесценции уменьшается. Спектры излучения при разных pH были аппроксимованы суммой Лорентцианов. Зависимость изменения интенсивности люминесценции в этих полосах от pH изображена также на рис. 5.

Как видно из этого рисунка, более значительное ослабление интенсивности свечения происходит в кислой среде, при малых значениях pH. Так, при уменьшении pH от 7 до 4 интенсивность свечения уменьшилась на 30-40 %, а при увеличении pH от 7 до 11 интенсивность свечения уменьшается на 15-20%. В диапазоне pH от 4 до 10 изменения интенсивности имеют обратный характер. При значениях pH менее 3 происходит агрегация нанотрубок, которая становится заметной визуально. Агрегаты нанотрубок через несколько часов выпадают в осадок, интенсивность свечения падает. Эти наблюдения указывают на то, что мицеллы, образованные молекулами СДБС вокруг нанотрубок, разрушаются при отклонении от нейтральных pH, причем в кислой среде, при $\text{pH}<3$ изменения носят необратимый характер.

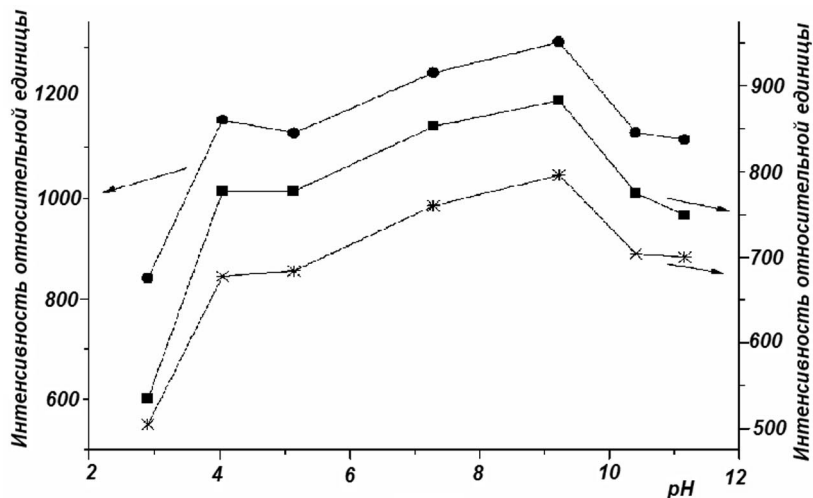


Рис.5. Зависимость интенсивности пиков люминесценции нанотрубок от pH (● – пик на 1,24 эВ, ■ – пик на 1,19 эВ, * – пик на 1,09 эВ). Линиями на рисунке соединены экспериментальные точки.

Выводы

Интенсивность люминесценции водной суспензии полупроводниковых нанотрубок с использованием детергента СДБС является значительно высшей, чем при применении СДС. Это связано с более эффективным содержанием СДБС отдельных нанотрубок в водной среде.

Спектральные исследования образцов нанотрубок в виде водной суспензии показали, что при pH менее 7 и при pH более чем 9 наблюдается ослабление интенсивности свечения полупроводниковых нанотрубок на 30-40% и 15-20% соответственно. При pH < 3 изменения интенсивности излучения становятся необратимыми, поскольку наблюдается агрегация нанотрубок, что приводит к их выпадению в осадок.

Литература

1. В.М. Сокол, А.Т. Богорош, С.А.Воронов Израиль, 2008.
2. M.J. O'Connell, S.M. Bachilo, C.B. Huffman, V.C. Moore, M.S. Strano, E.H. Haroz, K.L. Rialon, P.J. Boul, W.H. Noon, C. Kittrell, J. Ma, R.H. Hauge, R.B. Weisman, R.E. Smalley. *Science* 297, 593-596 (2002).
3. M.J. O'Connell, P. Boul, L.M. Ericson, C. Huffman, Y.H. Wang, Haroz E, C. Cuper, J. Tour, K.D. Ausman, R.E. Smalley. *Chem Phys Lett* 342, 265-271 (2001).
4. M.S. Dresselhaus and P.C. Eklund. *Adv. Phys.* 49(6), 705–814 (2000).
5. R.B. Weisman, S.M. Bachilo. *Nano Lett*; 3(9) 1235-1238 (2003)
6. R. Chen, B. Zhang, D. Wang, and H. Dai., *J. Am. Chem. Soc.*, 123, 3838 (2002).
7. S.G. Stepanian, V.A. Karachevtsev, A.Yu. Glamazda, U. Dettlaff-Weglikowska, L. Adamowicz, *Molecular Physics*; 101: 2609–2614 (2003).
8. C.R. Cantor, P.R. Schimmel, *Biophysical chemistry. Part II*, W.H. Freeman & Company, San Francisco (1980).

ВОДА ЯК КРИТЕРІЙ ЖИТТЯ

О.Т. БОГОРОШ, О.П. ЄРМАКОВА

Фізико-технічний інститут Національного технічного
університету України «Київський політехнічний інститут»,
ВАТ «Калинка»

У будь-якому енциклопедичному довіднику або підручнику по хімії слово «вода», або H_2O , означає рідину без запаху, смаку, кольору (в товстих шарах голубувата), густиною $1,000 \text{ г/см}^3$ при $3,98^\circ\text{C}$. При 0°C вода перетворюється на лід, а при 100°C – в пару. Вода – найпоширеніша речовина в природі (гідросфера займає 71% поверхні Землі). Воді належить найважливіша роль в геологічній історії планети. Без води неможливе існування живих організмів (близько 65% людського тіла складає вода). Вода – обов'язковий компонент практично всіх технологічних процесів як промислового, так і сільськогосподарського виробництва. Вода особливої чистоти необхідна у виробництві продуктів харчування і медицині, новітніх галузях промисловості (виробництво напівпровідників, люмінофорів, ядерна техніка тощо), в хімічному аналізі. Стрімке зростання споживання води і збільшені вимоги до води визначають важливість завдань водоочищення, водопідготовки, боротьби із забрудненням і виснаженням водоймищ.

Вода піддається фазовим переходам при замерзанні або випаровуванні. Існують поняття *фазові переходи першого і другого роду*: *першого роду* – фазові перетворення, коли густина речовини, термодинамічні потенціали і ентропія міняються стрибком, виділяється і поглинається теплота фазового переходу (наприклад, випаровування, плавлення і зворотні їм процеси – конденсація, кристалізація і поліморфні перетворення речовин), а також в однокомпонентній системі залежність температури рівноважного переходу від тиску (крива фазового переходу першого роду) визначається рівнянням Клайперона-Клаузіуса; *другого роду* – фазові перетворення, при яких густина речовини, ентропія і термодинамічні потенціали не зазнають стрибкоподібних змін, а теплоємність, стисливість, коефіцієнт термічного розширення фаз змінюються стрибком (наприклад, перехід

He в надтекучий стан, *Fe* з феромагнітного стану в парамагнітний в точці Кюрі).

Ландау Л.Д. в своїй статі «До теорії фазових переходів» (ЖТЭФ, Т.7 №1, 1937. С.19-32), привів рівняння фазового переходу, яке не змінює хімічний склад речовини. З одного боку, це дозволяє спростити рішення задачі, де постійними залишаються краєві умови, а з другого боку – такі інформаційні чинники, як хімічний та структурний склад, атомна та молекулярна вага складових тощо, теж залишаються без змін. Тобто ці факти дозволяють стверджувати, а також прогнозувати локальні накопичення окремих хімічних елементів та їх ізотопів. (Ізотопи – від *izo* та грецького *topos* – місце, різновиди одного і того ж хімічного елементу, який відрізняється масою атомів. Ядра атомів ізотопу відрізняються числом нейтронів, але має однакове число протонів та займає одне й те ж місце у періодичній системі Менделєєва. Відрізняють стійкі (стабільні) ізотопи та радіоактивні ізотопи. Термін запропонований англійським радіохіміком Фредеріком Содді в 1910 р.).

Але магнітні властивості деяких речовин і води у тому числі при фазових переходах змінюються. Відомо також, що під час замерзання й доведення до льоду вода поділяється на чисту (верхній шар льоду) і забруднену, що внизу. Верхній шар може мати сміття, що сплигло до початку замерзання, але основна маса верхнього шару льоду після відтаювання перетворюється в очищену від бруду воду з магнітною направленістю диполя. Вода, отримана після замороження, розмороження і відстоювання, завжди має осад солей, що були у гідрокарбонатному стані. Верхній шар такої води (без осаду) дуже корисний. Її інколи називають «живою водою», тому що вона сприяє заживленню ран, очищає організм від солей шляхом поєднання гідрокарбонатного аніону (HCO_3^-) з іонами Ca^{2+} і Mg^{2+} й перетворенням у нерозчинні CaCO_3 та MgCO_3 .

Мінералізована вода (тобто насичена різними іонами) також покривається прісним льодом під час замерзання. Тобто лід має меншу щільність ніж вода, з якої він утворився, тому і спливає. Є приклади, коли вода забруднена органічними речовинами, з густиною меншою за воду, тоді самий верхній шар води покривається плівкою. Таку плівку слід відокремити і не використовувати для пиття. Конденсо-

вана вода після випаровування теж має мінімальну кількість солей, але така вода не корисна для пиття. Багатократна перегонка води наближає її до важкої. Інколи таку воду називають «мертвою водою». У конденсаті навіть рослини гинуть. Для відтворення властивостей життєздатності води її краще спочатку заморозити, а після розморожування відфільтрувати від осаду.

В рамках однієї статті не можна розглянути всі властивості води, тому стисло зупинимось тільки на деяких аспектах. В першу чергу наведемо статистичні дані.

Вода – найпоширеніша речовина на Землі: 3/4 поверхні Земної кулі покриті морями, океанами, озерами, річками і льодовиками. На Землі приблизно 1500 млн. км³ води, у тому числі 1350 млн. км³ – океани і моря з мінералізацією близько 35 г/л; 50 млн. км³ льодовики; 4 млн. км³ підземні води до 800 м залягання. Але це тільки 0,02% або 1/4500 частина маси Землі з середньою глибиною водного покриву близько 3500 м (1/1600 частина радіусу земної кулі). Вода просочує земну кору, утворюючи підземні шари і ключі. Проте основна маса води 99,974% – непридатна для пиття.

Тільки 0,026% від загальної кількості води на Землі, об'ємом 0,4 млн. км³ – річки і озера з прісною і придатною для пиття водою, яка також входить до складу туманів, роси, пари і хмар у нижніх шарах атмосфери, є основою біосфери і необхідним будівельним матеріалом клітин рослин і живих організмів. Крім розчинених мінералів, намагнічування, збагачення мікрофлорою, що розмножується під дією сонця і повітря, попадання у воду стоків і продуктів життєдіяльності робить її носієм відповідної інформації. Ця інформація має різні показники в залежності від пори року і часу. Так, будь-яка ріка змінює свій склад (хімічний, біологічний, геологічний тощо) щохвилини, не кажучи щодобово, щомісячно й щорічно. Тому не можна увійти двічі в одну ж і ту воду.

Наприклад, феномен інформаційної пам'яті води, факт існування котрого вже ніхто не заперечує. Спроможність води «записувати», берегти і передавати позитивну або негативну інформацію відзначали і наші пращури. Наприклад, раніше говорили: «Не пий води з поганого подвір'я, де тяжко хворіють, де не в ладах чоловік із дружиною» і таке ін. Про застосування ефекту пам'яті

води говориться навіть у Біблії: «Господь велів Мойсесві навчати синів ізраїлевих перевіряти вірність дружини за допомогою особливої «води, що наводить проклін, якщо вона нечиста і зробила злочин...».

Інформаційна складова води залежить від багатьох зовнішніх факторів: хімічного складу, фізичного впливу тощо. Тому нескінченне інформаційне поле води в природі пояснюється й тим, що вода знаходиться в постійному кругообігу. Вода, випаровуючись з поверхонь водоймищ, ґрунту, з листя рослин тощо, підіймається у вигляді пари, утворюючи хмари, а потім у вигляді дощу і снігу знов повертається на землю, просочується в ґрунт, переміщається під землею і виходить на поверхню через колодязі, свердловини, джерела і т. д. При цьому вода в глибині землі руйнує породи і мінерали, солі, осади, а також бере участь у хімічних процесах, що відбуваються на землі.

Що ж таке вода? Чи достатньо її для життя? Ці питання, які часто обговорюються в літературі і на симпозіумах.

Кількість солей в морській і прісній воді різна. В морській воді міститься 89% хлоридів, 10% сульфатів і 0,2% карбонатів. У прісній воді – 80% карбонатів, 13% – сульфатів і 7% хлоридів. В закритих морях (Каспійське) карбонатів у три рази більше, ніж у Світовому океані.

До 1783 року вважали, що вода проста речовина. Маєр встановив, що при спалюванні водню утворюються крапельки води в результаті з'єднання водню і кисню, повторені англійським фізиком Кавендішем. Далі Лавуазьє і Лаплас, Меньє встановили, що 2 г водню з'єднуються з 16 г кисню. Це було також доведено в 1805 р. Гумбольдтом і Гей-Люссаком, які запропонували формулу води – H_2O і визначили її молекулярну масу – 18.

Проте уявлення про просту будівлю молекули води було спростовано Берже і Менцілем за допомогою мас-спектрометрії. Розбіжності пояснили існуванням ізотопу водню з масою, рівною 2. Це був дейтерій H^2 , або D. Незабаром Уотбері і Юрі відкрили важку воду (D_2O), потім знайшли третій ізоотп водню – тритій H^3 , або Т. В 1951 р. була отримана надважка вода T_2O – окисел слабо радіаційного тритію (T_2O). Відома також напівважка вода НОD тощо.

На сьогодні відомо, що в природі присутні три ізотопи водню H^1 , H^2 , H^3 , дев'ять ізотопів кисню: O^{13} , O^{14} , O^{15} ... O^{24} і штучно отримані короткоживучі H^4 і H^5 . Таким чином, вода має 135 ізотопних різновидів. Основна маса води $H_2^1O^{16}$ (99,73 %) і лише 0,28% припадає на частку восьми стабільних ізотопів ($H_2^1O^{17}$, H_2O^{18} , H^1DO^{16} , H^1DO^{17} , H^1DO^{18} , D_2O^{16} , D_2O^{17} , D_2O^{18}).

Полікристалічною будовою води, як конгломерату «рідких кристалів», пояснював академік Кульський Л.А., який працював в Інституті колоїдної хімії та хімії води НАН України, безліч загадок, що таяться в простій хімічній сполуці, з усередненою формулою H_2O .

Відомо, що в молекулі води, яка перебуває у вільному (і не збудженому) стані, відстань між ядрами атомів водню і кисню дорівнює $0,9568 \text{ \AA}$, кут між напрямками зв'язків складає $105^\circ 03'$, а відстань між ядрами атомів водню дорівнює $1,54 \text{ \AA}$. Проте під впливом взаємодії молекули води із сусідніми молекулами або іонами, не кажучи про зовнішні фізичні впливи на середовище, ці параметри змінюються в широких межах. Крім того, на зовнішній електронній оболонці атома кисню знаходяться шість електронів, два з яких, будучи неспареними, беруть участь в утворенні ковалентного зв'язку з атомами водню, а інші чотири являють собою дві невизначені електронні пари. При утворенні молекули води відбувається гідродизація атомних орбіталей кисню (хвильові функції електрона, що знаходиться в полі одного або декількох атомних ядер і у середньому полі решти електронів атома або молекули, що розглядається. Орбіталі лежать в основі квантохімічного розрахунку властивостей атомів і молекул.). У результаті замість окремих електронних хмар, що знаходяться на різноманітних енергетичних підуровнях, виникають чотири гібридних (змішаних) електронних хмари (sp^3 -гібридизація), що в основному і є запам'ятовуючим елементом при записі відповідної інформації. Цими, а також високими донорно-акцепторними властивостями пояснюється спроможність води розчиняти багато (практично будь-які) речовин, закономірно накопичуючи хімічні елементи, по яких можна отримувати інформацію, що нас цікавить.

Академік Кульський Л.А. зі своїми учнями розкрили багато аномальних фізичних властивостей води: по летючості, густині, фазових переходах, випаровуванню, алотропних формах, при плавленні, теплоємності, теплопровідності, в'язкості, поверхневому натягненні, діелектричній проникності, квазікристалічному стані, поліморфізмі, гомеоморфізмі, стрибкоподібних перетвореннях і змінах структури тощо. Це дозволило розробити технології магнітної обробки і збагачення води іонами срібла та інших елементів. Тобто одержувати «живу» і «мертву» воду.

Крім того, Фітс і Айве знайшли «другу точку плавлення води» в інтервалі температур 30÷40 °С. Так, Сент-Дьєрі вважає, що температура близько 37 °С «вибрана біосистемами» як температура переходу між двома різновидами структури води, що використовується ними в процесі життєдіяльності.

У вигляді кристалізаційної води її молекули входять до складу багатьох сполук, наприклад, кобальту, заліза і т.п. Виділити таку воду можна, лише порушуючи структуру. Друга кристалізаційна вода легко виділяється при нагріванні, а при охолодженні знову приєднується до безводної речовини, створюючи гідрати та змінюючи при цьому властивості речовин.

Існує просочуюча вода в цеолітах, чешуйках опалу, глинах, а також – змочуюча (або адсорбційна) вода. Наприклад, на поверхні скла, кварцу, ртуті, в порожнинах пемзи тощо. Крім того, є фізіологічно зв'язана вода, що знаходиться в тканинах живих істот.

Таким чином, з фізичної та хімічної точок зору вода – це дуже складна речовина, найбільш трудна у виділенні в чистому вигляді і є універсальним носієм інформації. При цьому наявність у молекулі води двох неподілених пар електронів робить її дуже реакційноспроможною, інертні гази при низьких температурах утворюють з водою гідрати, лужні метали (крім магнію) розкладають воду, а благородні метали і ртуть з водою не взаємодіють. Більше того, в багатьох реакціях вода є каталізатором, а іноді, навпаки, каталітичним ядом. Під час розчину окислів вода утворює кислоти і луги, які при з'єднанні нейтралізуються.

Властивість води розчиняти різні речовини і насичувати природні води багатьма речовинами створює неповторні ком-

позиції і смакові якості, відомі людині як відповідні мінеральні води.

Академіками В.Г. Барьяхтаром, В.П. Семиноженком, А.Ф. Прихотьком та іншими українськими вченими ще на початку 70-х років ХХ сторіччя був накопичений великий експериментальний і теоретичний матеріал, що стосується зв'язку між віброуючими станами молекул і кристалів, побудованих із них, розкриті причини, що їх обумовлюють, розроблені моделі віброуючих станів, пов'язаних з енергетичним спектром однієї квазічастинки, що являють собою хвилю внутрішньомолекулярного віброуючого порушення у кристалі, відомих як дислокації, або дефекти. Дислокації можуть служити не тільки джерелами крапкових дефектів, впливати на їх рівноважну концентрацію в даній точці і на утворення центрів у кристалах, але й бути інформаційними детекторами. З огляду на те, що в природі вода знаходиться в постійному кругообігу і несе в собі іони і аніони розчинених солей і мінералів, які постійно відкладаються на поверхнях тепло- і масообміну.

На кафедрі прикладної фізики НТУУ «КПІ» зібрана колекція аварійних трубопроводів, які експлуатувалися в різних галузях промисловості з порушеннями нормативів. Розрізи таких трубопроводів дають наочне уявлення про те, в якому стані знаходиться система, призначена для пропуску води, а також є багатосмними інформаційними системами. Тому що за допомогою комплексних фізико-хімічних досліджень можна встановити фазовий склад відкладень й парагенезисні зміни як наслідки зовнішнього фізико-хімічного впливу у терміновому відрізку часу.

Природно, що ученими давно створюються і різні способи боротьби з відкладеннями. Доступні і дешеві засоби розроблені і на кафедрі прикладної фізики ФТІ НТУУ «КПІ». Деякі з них не мають аналогів у світі.

Проте кругообіг речовин дозволяє також створювати нові технології очищення забрудненої води і доведення її до питних норм за допомогою відкладень. Крім того, що згадані відкладення несуть відповідну інформацію щодо порушень технології, змін хімічного і фазового складу в залежності від фізико-хімічних факторів тощо, ці відкладення допомагають створити відповідний смак очищеної води

з пам'яттю того регіону, де її було вперше застосовано. Таким чином було розроблено відповідні очищувачі забрудненої води, включаючи й опріснювачі мінералізованих вод, що дозволяють отримати воду, подібну конкретному регіону. Наприклад, мінералізовані води «Оболонська», «Моршинська», «Боржомі», «Трускавецька» тощо.

Зовні фільтр-опріснювач – це портативний ефективний пристрій для очищення води у вигляді трубки діаметром 15-20 мм і завдовжки близько 30 см, має систему багаторівневого очищення, що дозволяє одержувати воду на будь-який смак. До речі, смак води із знаменитих джерел обумовлюється тим, крізь які геологічні товщі пройшла ця вода, поки вона потрапила до споживача. Цим, до речі, пояснюються особливі смакові якості вод, спогади про які зберігаються в пам'яті у кожного з нас: «Мені доводилося пити воду з джерела в селі такому-то, більш смачної води в моєму житті не пригадаю!...».

Істотно, що для виробництва такого очищувача використовуються природні речовини, яких достатньо в Україні. Не менш важливо і те, що навіть при малосерійному виробництві його собівартість не перевищує 10 центів США. Подібні пристрої (правда, більш громіздкі) випускаються в США, де їх можна придбати в магазинах за 20 доларів. Отже, місцеві любителі екстремальних подорожей можуть не боятися залишитися без прісної води, наприклад, серед моря або пустелі. Загалом, якби сьогодні який-небудь послідовник Тура Хейєрдала побажав перетнути Атлантичний океан, йому не довелося б привчати свій організм до пиття морської води. Такий фільтр-опріснювач може розв'язати проблеми з відсутністю прісної води і в більш тривалій подорожі.

При цьому не можна обминути проблему споживання очищеної і знезараженої води, вивчення якої в Україні тільки зароджується. Інша справа – високорозвинені країни, де більше 20-ти років тому повсюдно впроваджені пристрої для роздачі питної води. У розвинутих країнах, навіть із їх висококласними технологіями очищення, рідина з водопроводу давним-давно вважається абсолютно непридатною до вжитку. Для пиття і приготування їжі використовується тільки по-особливому доочищена вода.

В даний час не тільки в Києві на питній воді роблять бізнес деякі фірми. Ці виробництва контролюються санітарною службою.

На кухні відтворити промислове очищення води не можна через хвороботворні мікроорганізми, які пропускають фільтри будь-якої конструкції і які обеззаражують променями бактерицидних ламп. Далі воду фільтрують і розливають в тару. Важлива також відсутність контакту з повітрям, тому що кисень окисляє наявні у воді іони заліза і корисний елемент перестає засвоюватися організмом, перетворюючись в іржу.

Розглядаючи особливості води та її кількість, не можна не згадати про стічні води як продукт життєдіяльності людини при санітарних нормах середніх витрат на добу біля 40 л. І що характерно, кількість стічних вод щорічно зменшується при зростанні чисельності населення міста. Це пояснюється широкомасштабним впровадженням лічильників води та підвищенням тарифів сплати за її використання. Так, наприклад, після очистки на спорудах Бортницької станції аерації Київ скидав у Дніпро щоденно в 2005 р. у середньому 413154 тис.м³ стоків, в 2006 р. – 393892 тис.м³, а в 2007 р. – 340294 тис.м³. Тобто бачимо бережливий підхід мешканців міста до води. Проте слід окремо зупинитись на якості таких стоків. Лабораторія хіміко-аналітичного контролю за якістю стічних вод управління екологічного нагляду ВАТ «АК «Київводоканал» щодня фіксує в пробах стічних вод порушення норм їх забруднення. Наприклад, завислі речовини у середньому (в г/м³) – 8000 при допустимій концентрації (ДК) 300; фосфати – 45 при ДК 8; мінералізація – 5000 при ДК 1000; хлориди – 3000 при ДК 240; залізо (загальне) – 40 при ДК 2; азот амонійний – 400 при ДК 20. Аналогічні показники ще понад 30 забруднювачів стічних вод, що в сумі перевищує ДК у понад 140 разів. Тобто екологічна картина Дніпра жахлива вже на широті Києва, майже на початку України. А далі води Дніпра «збагачуються» іншими населеними пунктами протягом усієї течії до Чорного моря, частково очищуючись та замулюючи дно водоймищ. Тому давно слід переглянути концепцію використання джерел питної води та репродукцію стоків. Треба навчати молодь своїм прикладом бережливому ставленню до води – критерію життя на Землі і чітко уявляти, що вода все пам'ятає, несе відповідну інформацію, яку неможливо повернути, як не можна увійти в одну й ту ж воду двічі. Тому до водних джерел треба підходити з добрими думками

і відповідальністю перед нащадками за свої дії.

На завершення цього повідомлення про інформаційні можливості води зазначимо, що слід критично підходити до багатьох публікацій на теми, пов'язані з водою. Дійсно, воду можна намагнічувати, але науково не доведені дії «заговорення» води Чумаком або очищення від бруду опромінюванням («Російська газета» від 1 червня 2007 р.).

Основна література

1. Советский энциклопедический словарь. – М.: Советская энциклопедия, 1983. – 1600 с.
2. Кульский Л.А. Теоретические основы и технология кондиционирования воды. – Киев, Наукова думка, 1983. – 528 с.
3. Ландау Л.Д. К теории фазовых переходов //Журнал теоретической и экспериментальной физики, Т.7 №1, 1937. – С.19-32.
4. Зайцев Ю.П. Это удивительное море. Одесса, Маяк, 1978. – 160 с.
5. Руденко Ф.А., Попов О.Е. Гідрогеологія. Видавництво Київського університету. 1959. – 271 с.
6. Новый завет /пер с англ. Уитнеса Ли.2431W.La Palma Ave., Anaheim, CA 92814 U.S.A., 1998. – 1458 с.
7. Гаррелс Р.М., Крайст Ч.Л. Растворы, минералы, равновесия. М.: Мир, 1968. – 368 с.
8. Карбонатные породы /пер.с англ. П.Смолина и С.Чекина. М.: Мир, 1968. – 268 с.
9. Брэгг У., Кларингбулл Г. Кристаллическая структура минералов. – М.: Мир, 1967. – 390 с.
10. Канализация Киева, 1894 – 1994 гг., Киевводоканал, 1994. – 96 с.
11. Русская газета, 1.06.2007 г., <http://www.rg.ru/2007/06/01/raz-rabotki-kgb.html>

ОСОБЛИВОСТІ ПРОВЕДЕННЯ ЕКСПЕДИЦІЇ ПО ВИВЧЕННЮ ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ ЗАКАРПАТТЯ ТУРИСТАМИ НЕНЦ, ПРИ НЕСПРИЯТЛИВИХ КЛІМАТИЧНИХ УМОВАХ

В.В. ВЕРБИЦЬКИЙ, В.Г. НАДВОРНИЙ

Національний педуніверситет ім. М. П. Драгоманова, м. Київ

В сучасному вивченні біології важливе значення має екологічне виховання, яке проводиться в Національному еколого-натуралістичному центрі учнівської молоді, м. Київ.

Таке виховання проводиться в НЕНЦ під девізом «Збережемо природу рідного краю», «Земле моя», «Рослини – рятівники від радіації». Протягом останніх трьох років НЕНЦ разом із співробітниками Закарпатської станції юних натуралістів «Ойкос» проводить комплексні експедиції по вивченню біорізноманіття тварин та рослинного світу в різних екосистемах Карпат.

У 2008 році такі дослідження проводилися в різних районах Закарпатської області з метою вивчення біорізноманіття угруповань безхребетних (УБ) та угруповання хордових тварин (УХТ) у різних районах Закарпаття.

Причина такого дослідження – кліматичні умови Закарпаття у 2008 році порівняно із 2007 роком (1-2). Наша експедиція розпочалась із того, що ми виїхали в с. Ділове Рахівського району, але на час нашого приїзду пройшли сильні дощі, в районі Карпатського біосферного заповідника була суцільна хмарність і йшов безперервний дрібний дощ, який не дав нам можливості піднятися в гори та піднятися на найвищу гору Карпат – Говерлу, 2061 м над рівнем моря. Суцільні хмари та безперервний дрібний дощ привели до повені в заплавах багатьох малих річок Закарпаття. Річки, які раніше мали ширину 10-15 метрів, у цьому році розлилися до 20-30 метрів і утворили суцільні потоки, які викликали розлив річок до 20-30 метрів, але головне – це руйнація невеликих мостів та спеціальних гаток через річки.

Обстеження, проведені в червні 2008 року, показали, що в багатьох місцях розлив досягав 30-50 метрів, а швидкість течії води доходила до 300 метрів/хвилину.

Такий сильний потік води змивав стовбури сухих дерев, які лежали вздовж русла річки, та в багатьох місцях затопив городи місцевих жителів, знищив посіви зернових культур на присадибних ділянках та затопив посадки на індивідуальних городах.

Також відмічений значний нанос мулу з ділянок, які примикали до русла річки. Проведені нами заміри висоти та ширини повені в руслі річок Тиса та Виживка показали, що ширина русла річки Виживка в с. Лазещина Рахівського району становила 15-20 метрів, а в даний час 50-60 метрів, нанос мулу по берегах річки становить 15-18 см/на м² та по берегах річки було багато мертвих дощових черв'їв.

Тут нам зустрілися туристи, які, незважаючи на попередження про сильні дощі, самостійно пішли на гору Говерла. Вони були суцільно мокрі, брудні від багаторазових падінь на вологих ділянках крутих гірських схилів. Проте дощ не вщухав, і густі чорні хмари рухалися по колу навколо гірських вершин. Невеликі 20-30-хвилинні перерви між зливами знову змінювалися лавиною дощу. Із гір сходили суцільні потоки каламутної води, які вливалися в русло річки.

Приготування їжі на сніданок та обід для нас перетворилося на муку. Поселилися ми в приміщенні початкової школи в селі Лазещина. Нас виручив старий запас сухих дров, який зберігався в сараї біля школи та був розрахований на зимове опалення школи.

Так пробувши в селі Лазещина Рахівського району три дні і не дочекавшись зміни погоди на краще, ми вирушили на наш стаціонар, який розміщався в Долині нарцисів, де в нас були стаціонарні військові палатки, де ми могли приготувати теплу їжу та гарячий чай і каву.

Вивчення біорізноманіття (БР) угруповань безхребетних УБ та угруповань хордових тварин УХТ – дало нам можливість вивчити БР тваринного світу та рослинних асоціацій (РА), які зустрічалися в оточуючих нас природних екосистемах.

За час перебування в Закарпатті ми ознайомилися з кліматичними умовами та їх впливом на УБ, УХТ та РА, що розміщені в природних

умовах. Нас здивувало безліч рослин та особливо грибів, які тут з'явилися після дощу. Численними були грузді, рядовки, маслянки, сиріжки, підосиновики, підберезовики, білі та різноманітні мухомори й інші види грибів.

Ознайомлення із БР УБ та РА проводилося шляхом виїздів радіальними маршрутами в різні райони Закарпаття.

Це Угольсько-Широколужанський масив, який розташований в центральній частині Українських Карпат на південних схилах полонини Червоної та її масивного відгалуження схилу Менчул. У цьому районі Карпат є ряд високих гір від 937 до 1108 метрів, які надійно захищають масив від північного прохолодного повітря. Цікаво, що клімат тут теплий, вологий, що значно вплинуло на рослинний та тваринний світ цього регіону Карпат.

Наші господарі, працівники Карпатського біосферного заповідника, провели екскурсію для гостей із м.Києва. Шлях проходив неширокою стежкою по схилах гори. Тут лежали велетенські стовбури смерек та ялин, повалені недавнім шаленим ураганним вітром.

На висоті близько 500 метрів над рівнем моря ми підійшли до невеликої площадки, огороженої парканом, у центрі якої знаходилося глибоке провалля. Тут, за словами екскурсовода, починаються підземні карстові печери, які мають довжину більше 700 метрів. Цікавою особливістю цих печер є те, що вони протягом року мають постійну температуру. В цих печерах мешкає велика колонія кажанів, серед яких знайдені такі види, як великий та малий підковоніс, нічниця європейська, мешкають тут і різноманітні хордові тварини.

Цікаво, що вище входу до печер, всередині скелі розміщена оригінальна пустота, так званий карстовий міст. Він утворився в результаті вимивання та вивітрювання порід понад тисячу років тому. Поряд із пустотою в скелі тут знаходиться і 3-5-метрове підвищення, яке густо заросло листяним лісом. Підйом на цю високу круту скелю досить трудомісткий, оскільки вимагає великої уваги і обережності: достатньо одного непродуманого руху – і падіння із вершини скелі вниз досить небезпечне для здоров'я.

В той же час із вершини скелі відкривається чудовий краєвид на Карпатські вершини гір, які густо поросли листяними лісами, та

чудові річкові долини гірських річок, які стікають із Карпатських височин.

Поряд із труднощами, які були пов'язані із крутим сходженням вгору до карстового мосту, спуск із вершини вниз був досить простий і водночас досить небезпечний, з точки зору техніки безпеки, досить одного необережного руху і можна було впасти або ж пошкодити руки чи ноги.

Розглядаючи старий напівзнищений стовбур ясеня, який перегороджував нам дорогу, розбираючи його уламки, ми помітили надзвичайну забарвлену тварину, із плямами на тілі – жовтими та чорними, яка нагадувала велику ящірку – це була плямиста саламандра, рідкісний вид, ендемік Карпат, яка внесена до Червоної книги України.

Досить цікавими були й інші радіальні екскурсії, по різних районах Закарпаття. Учасникам подорожі досить сподобалася екскурсія на озеро Синевір. Національний парк Синевір був створений постановою Ради Міністрів УРСР від 5 січня 1989 року у Міжгірському районі Закарпатської області. Його площа – 40696 га, а протяжність парку з півночі на південь досягає – 30 км, в той час як із сходу на захід – 20 км. Слід відзначити, що озеро розташоване на висоті 989 м над рівнем моря біля підніжжя гори Озерної (1496 м). Цікаво, що неподалік від нього знаходиться найвищий населений пункт України – село Синевірська Поляна.

Слід зазначити, що Синевірське озеро утворилося в післяльодовиковий період, близько 10 тисяч років тому, внаслідок перекриття річкової долини зсувами. Улоговина заповнилася водою трьох струмків. Площа озера має 4-7 га, середня його глибина 16-17 метрів, а найглибша – 22 метри. В залежності від кліматичних умов року морфометричні показники (розміри) озера змінюються.

На лівій притоці річки Теребля, яка знаходиться на Чорній Ріці (Озерянці), розміщений музей лісосплаву. Під час повені гребля неодноразово руйнувалася, але щоразу місцеві жителі знову її відновлювали.

Для киян цікавим об'єктом спостережень був водяний млин, це залишки того млина, який був на нижній ділянці потоку

в минулі роки. Що дало їм змогу прослідкувати за принципом його роботи та зрозуміти, як практично працює водяний млин.

У парку є й інші цікаві об'єкти (3). Не менш мальовничим і казково-красивим у парку є Дике озеро (Озерце) – верхове сфагнове болото Глуханя, урочище Каптина і Красовець. Озерце має площу 1,1 га та глибину до 8 метрів і розміщене воно в урочищі Велика Гропа на території Синевірського лісництва. Не менш цікавими в науковому плані є і болото Глуханя та Замшатка в Остріцькому лісництві.

Ряд місць парку мають рекреаційно-оздоровче значення. Тут знаходяться цілющі джерела вуглекислої хлоридгідрокарбонатної кальцево-натрієвої мінеральної води типу «Нарзан», «Єсентуки» між селами Колочава і Мерешор (Квасовецьке лісництво, урожище Квасовець). Тут науково-виробнича фірма «Бінако» проводить розлив лікувально-столової води «Колочава».

Для відпочинку тут також розміщені мисливські будинки, бази відпочинку «Теребля» та «Кам'янка», а також облаштовано екологічні стежки, туристські кінно- та веломаршрути, є і кінна ферма та діють три кінні маршрути.

Від стаціонарного місця перебування ми також здійснили радіальні маршрути у Трибушанське форелеве господарство. Тут на площі близько 2 га розміщено 12 невеликих ставків, у яких вирощують мальків форелі райдужної та струмкової та риби голец. Мальків, які підросли, випускають у гірські потоки, а звідти вони потрапляють у річку Тису, де і виростають до дорослої риби.

Цікава екскурсія учасників експедиції відбулася у місто Тячево. Тут ми відвідали знамениту Замкову гору, яка має висоту близько 1000 метрів. На горі до цього часу знаходяться залишки старовинної фортеці, яким уже понад 500 років. Стрімкі круті обриви Замкової гори і зараз небезпечні для необережних туристів. Так сталося і цього разу, коли група туристів необережно наблизилася до крутого обриву і один із них не втримався і почав падати вниз, добре, що потрапив до рук густий кущ дерези, який ріс по схилу гори і за який юний турист вхопився, і його вдалося без особливих зусиль підняти вгору.

На жаль, багаторазові попередження про небезпеку туристичних подорожей не завжди мають надійний вплив, про що свідчить дана історія. Наслідок цього падіння – пошкрябані руки, ноги, обличчя.

На жаль, неодноразові попередження про небезпеку туристичних подорожей досить часто просто забуваються під час походу. А треба про це добре пам'ятати!

Ця подорож для юних туристів НЕНЦ дала багато корисних знань і практичних навичок, які знадобляться їм у практичному житті.

Література

1. Надворний В.Г. Заповідні місця Закарпаття. Паросток, № 2 (58), 2008. – С. 1-9.
2. Надворний В.Г. Експедиція по Закарпаттю. Паросток, № 1 (61), 2009. – С. 8-10
3. Надворний В.Г. Роль Всеукраїнської еколого-освітньої табір-експедиції «Ойкос» в екологічній освіті старшокласників України //Методика викладання природничих дисциплін у вищій школі. – Полтава, 2008. – С. 350-355.
4. Гетьман В. Можливості туристичної діяльності Національного природничого парку Синевір//Журн. «Географія та основи економіки».

СУЧАСНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ ОСВІТИ І ВИХОВАННЯ СТУДЕНТІВ ТА ШКОЛЯРІВ УКРАЇНИ НА ПРИКЛАДІ РІЧКИ СУПІЙ

В.Г. НАДВОРНИЙ

Національний педуніверситет ім. М. П. Драгоманова, м. Київ

Сучасна екологічна ситуація в Україні, яка постраждала від незбалансованого господарювання, надмірного використання природних ресурсів, безгосподарського ставлення до запасів води та аварії на Чорнобильській АЕС, потребує екологізації суспільних відносин та перегляду норм природокористування. Тому не дивно, що Верховна Рада оголосила Україну зоною екологічного лиха (1-6).

На жаль, в останні десятиріччя набуло пріоритету споживацьке господарювання, особливості якого визначаються економічними інтересами здержавлених олігархічних кланів.

В той же час стан довкілля в Україні неухильно погіршується. Причому антропогенні зміни вплинули на всі екосистеми Планети, порушили стан атмосфери, змінили надходження сонячної радіації і енергетичний склад Землі. З цього можна зробити висновок, що індустріальний прогрес одночасно з матеріальними благами та значним комфортом приносить і непередбачувані зміни в навколишньому середовищі і, як наслідок, зростає забруднення повітря, води, землі та руйнуються створені тисячоліттями природні екосистеми, проходить інтенсивне виснаження природних ресурсів – особливо нафти, вугілля, газу та інших корисних копалин.

Водночас роль державних природоохоронних структур на фоні загальної політичної нестабільності значно зменшується.

Сучасна екологічна і демографічна ситуація в Україні підтверджує значні екологічні проблеми сьогодення, такі як забруднення довкілля промисловими відходами, пестицидами і гербіцидами, радіонуклідами, внаслідок чого суттєво змінюються природні ландшафти. Особливо негативний вплив на довкілля мала аварія на Чорнобильській АЕС та її наслідки. Ці обставини та складні соціально-економічні умови в республіці привели до різкого погіршення

демографічної ситуації, в результаті чого знизилася народжуваність, зросла дитяча смертність та значно скоротилася тривалість життя дорослого населення республіки (1-7).

Тому важливе значення в сучасних умовах має екологічна освіта населення країни і в першу чергу молоді, яка спрямована на підготовку молодого покоління до життя в умовах загострення проблем довкілля і в той же час має надати їй відповідні біологічні та природоохоронні знання для охорони і збереження навколишнього середовища. Тому в сучасних умовах необхідно виховувати молодь не в згубній традиції минулих часів – більше брати у природи, а в іншому, притаманному українському народові, гармонійному співіснуванні з природою, раціональному використанні та відтворенні її багатств, психологічній готовності особистості всюди і завжди оберігати природу рідної Землі.

З чого ж починається екологічна освіта молоді? Безумовно, із сім'ї та школи!

Поряд із студентами, які вивчають тваринний та рослинний світ заплавних екосистем малих річок України, школярі – члени гуртка юних зоологів та ботаніків НЕНЦ беруть участь у вивченні біорізноманіття (БР) тваринного світу та рослинних асоціацій (РА) в заплавах малих річок різних регіонів України.

З школярами НЕНЦ беремо участь у вивченні БР тваринного світу в заплавах річок Західної України. Такі роботи проводяться в різних районах. Закарпатська область – в заплавах річок Тиса, Тербля та у заплаві невеличкої річки – у «Долині нарцисів». Тут школярі вивчають БР тварин у заплавних екосистемах та РА, які зростають у заплавах вказаних річок.

Школярі поряд із знайомством з РА та БР тварин вивчають живі об'єкти, які зустрічаються під час туристичних походів по різних ділянках Карпат. Цікаво, що під час таких екскурсій школярі з міста Києва вивчали таких хордових тварин, як тритона грибінчастого та альпійського, а також звичайного і карпатського, та розглянули і детально ознайомилися із зовнішньою будовою таких жаб, як трав'яна, ставкова, гостроморда, озерна та кумка червоночерева та жовточерева, навчилися їх розрізняти по зовнішньому вигляду та їх екологічному пристосуванню до умов життя. Також навчилися

розрізняти по зовнішньому вигляду вужа звичайного та водяного, а також полоза лісового та болотну черепаху. До річі, остання досить рідко зустрічається в різноманітних екосистемах Карпатських лісів. Такі пішохідні екскурсії досить цікаві для школярів, так як вони допомагають їм краще запам'ятати БР різних видів тварин та рослин, які зустрічаються під час походів по Карпатах у різних лісових екосистемах.

Для прикладу розглянемо, як проводилося вивчення біорізноманіття (БР) угруповань безхребетних (УБ) та рослинних асоціацій (РА) студентами біологами педінституту ім. М. П. Драгоманова та членами зоологічного та ботанічного гуртків Національного екологічного центру учнівської молоді під час роботи комплексної екологічної експедиції в 2004 році в заплаві річки Супій.

Річка була детально обстежена від витoku до її впадіння у Канівське водосховище під час роботи комплексної експедиції в заплаві річки в 2004 році.

Купини на заболочених ділянках. Виникли вони в результаті життєдіяльності мурашок. Їх висота 30-50 см, та діаметр 20-30 см. Вони густо заросли кореневищами злаків, осоки. Крім мурашок, тут знаходили і *Calathus* sp., *Bembidion*, *Philonthus*, *Stenus*, *Paederus*, *Chrysomelidae*, *Opatrum*, *Crypticus*.

Листяні ліси. Невеликі ділянки листяних лісів примикають до русла річки по правобережжю в околицях сіл Черевки, Мала Березанка, Заріччя. Тут в листяній підстилці знаходили гео- та геретобіонтів *Collembola*, *Diplura*, *Lumbricus*, *Eisenia*, *Dendrobaena*, *Enchytraeidae*, *Philonthus*, *Staphylinus eritropterus*, *St. cesareus*, *Formica rufa* L., *Lasius niger* L., *Athous niger* L.

В гнилих стовбурах дерев виявлені ксилофаги *Camponotus vagus* Scop., *Elater pomonae* Steph., *E. sanguineus* L., *Limax* sp. 1 + sp.2, *Bolitophagus reticulatus*, *Uloma culinaris* L., *Diaperis boleti* L., larva *Eurythyrea*, *Agrilus*, *Lucanidae*, *Cerambycidae*, *Scolytus*, *Ips*, *Scarabaeidae*. Листя дерев та кущів пошкоджували *Aromia moschata* L., *Saperda* sp., *Leptura* sp., *Agelastica alni* L., *Cassida* sp., *Chrysolina violacea* Mull., *Chrysomela populi* L., *Ch. tremula* F., *Melitheia*, *Tortricis viridana*, *Operophtera brumata* L., *Noctuidae*, *Geometridae*.

Ставки. Перші ставки в РД р. Сувій знаходяться в околицях с. Старий Биків (Чернігівська область, Бобрицький район) та в м. Згурівка (Київська область).

Береги ставків. Невисокі (0,5-0,8 м), мулисті та мулисто-торф'яні, зрідка глинисті. Вони густо заросли прибережно-водною рослинністю. Із УБ на зволжених ділянках берега знаходили *Ehydridae*, *Agonum impressum* Pan., *Ag. assimile* Payk., *Ag. obscurum* Herb., *Stenolophus teutonus* Sch., *Bembidion* sp., *Succinea putrix*, *S. oblonga*, sp., *Tetrix* sp., *Formicidae*, *Мурміcidae*.

Зарості прибережно-водних рослин. В них сформувалися комплекси УБ із фітофагів, хижаків та паразитів. Із фітофагів тут знаходили *Mecostetus grossus* L., *Chorthippus albomarginatus* Deg., *Chorthippus* sp., *Tettigonidae*, *Aphidinea*, *Donacia*, *Chrysomelidae*, *Curculionidae*, *Cicadellidae*, *Cicadella viridis*. Із хижаків – *Reduviidae*, *Nabidae*, 2,5,7,14 крапкові коровки, *Chrysopa perla*, *Ch. Vulgaris*, із паразитів – *Ichneumonidae*, *Braconidae*, *Chalcidae*, *Syrphidae*.

Зарості надводних рослин. На поверхні води зростають глечики жовті, латаття біле, різак алоєвидний, ряска мала та ряска триборозенчаста. На цих рослинах знаходили *Aphidinea*, *Galarucella nymphaea* L., *Donacia* sp., *Cicada viridis*, *Cicada* sp., *Nabidae*, *Reduviidae*, *Scolia* sp.1 + sp.2.

Гідрофауна ставків. Вивчення гідрофауни ставків проводилося у ставках м. Згурівка, с. Черкасівка, м. Яготин. Встановлено, що гідрофауна у ставках і стічних каналах має певну відмінність. Так, у стічних каналах (швидкість стоку 20 м/год., кислотність води рН – 6) вона має реофільні види безхребетних, в той час як у риборозплідних ставках (рН – 7), де течія майже відсутня, домінують стагнофільні види. В різних шарах води різні і УБ.

Мешканці гіпонейстону. На поверхні води в ставках, заводях, затоках, озерах, ковбанях виявлені такі УБ – *Podura aquatica* L., *Sminthuridae aquatica*, *Hydrometra gracilenta* Horv., *Gerris* sp., *Gerinus natator* L., *Limnopus*, а у надводних рослинах латаття, ряски – гусениці метеликів *Pyralidae*, *Noctuidae*.

Мешканці планктону. У воді на водяних рослинах знаходили *Nepa cinerea* L., *Ranatra linearis* L., *Corixidae*, *Calapteryx* sp., *Sialis lutaria*

L., *Limnaea palustris*, L. *auricularia*, L. *stagnalis*, *Planorbis planorbis*, *PL. corneus*, *Bithynia*.

Мешканці нектону. Тут виявлені – *Plyocoris cimicodes* L., *Notopecta glauca* L., *Notonectidae*, *Libellula*, *Aeshna*, *Sympetrum*, *Anax*, *Lestes*, *Agriion*, *Culicidae*, *Gammarus*, *Asellus aquaticus*, *Viviparus viviparus*, *Valvata* sp..

Мешканці бентосу. На дні водойми відмічені – *Dytiscus marginalis* L., *Ilybius* sp., *Rhantus* sp., *Hydrous* sp., *Hydrophilus* sp., *Unio pictorum*, *Unio tumidus*, *Anadonta cygnea*, *Pisidim*, *Sphaerium*, *Trichoptera*, *Limnophilus*, *Chironomidae*, *Potamobius astacus* L. – нори останнього часті у берегах.

Осушувально-зрошувальні канали. У верхній течії річки вони зустрічаються вкрай рідко. Такі канали існують в околицях с. Черевки та Мала Супоївка. Їх довжина – близько 300 м. Береги похилі, вологі, висотою до 2 м, густо заросли осокою, рогозом, лепешняком, айром звичайним, злаками. По берегах знаходили *Succinea putrix*, *S. oblonga*, *Oniscus*, *Parcellio*, *Formicidae*, *Mermicidae*, *Agonum obscurum* Herb., *Ag. sexpunctatum* L., *Chlaenius vestitus* Payk., *Bembidion*, *Elaphrus*, *Cercyon*, *Geophilidae*, *Lithobius*, *Lycosidae*, *Pisauridae*.

Пасовищні луки. Займають незначні площі РД. Знаходяться поблизу населених пунктів. На них мешкають комплекси фітофагів, серед яких домінують прямокрилі – *Tettigonia viridissima* L., *Decticus verrucivorus* L., *Chortippus* sp., *Oedipoda coerulescens* L., та *Largia hirta*, *Chrysolina*, *Chrysomela*, *Apion*, *Chlorophanus*, *Cryptocephalus*, *Cassida nebulosa* L., некрофаги – *Aphodius fossor*, *Aph. femitarius*, *Onthophagus taurus*, *On. nuchicornis*, *Sarcophagidae*, *Scatophagidae*, *Muscidae*, *Geotrupes stercorarius* L., *G. stercorosus* Scr. та кровососи – *Tabanidae*, *Chrysops*, *Hippobosca*, *Haematopota*, *Hypoderma*, *Lyperosia*.

Система ставків

На ділянці річки с. Безуглівка – Супоївка – Дзюбівка – м. Яготин знаходиться система ставків, які були тут створені в 60-70-х роках ХХ століття. Ставки займають всю РД від лівого до правого берега. Вони перегороджені поперечними дамбами, через які проходить

автомобільна дорога. В цих дамбах знаходяться спеціальні шлюзи-регулятори, через які вода із верхнього ставка стікає у нижній. Ширина таких дамб – 10-20 м, висота – 3-4 м. Ставки поділені на верхні (Орендарські ставки), середні та систему нижніх ставків.

У ставках від с. Дзюбівка до с. Черкасівка вздовж лівого берега знаходиться поздовжня дамба на відстані 30-40 м від нього. Вона захищає ставки від змиву в них ґрунту та залишків отрутохімікатів із яблуневого саду. Тут прокладений спеціальний стічний канал, по якому вода стікає у нижній ставок. На цій ділянці виділені такі біотопи.

Корінний берег. Лівий високий (15-20 м), глинистий, похилий берег, місцями заріс рідкими дерево-чагарниковими асоціаціями та травами.

Схили берега заросли деревами тополі чорної та білої, акації білої, клена звичайного, клена польового, зрідка дикої груші, явора та кущами вербняків – домінує верба вушковидна та верба ламка, зрідка зустрічаються зіновать російська /*Chamaecytisus ruthenicus* (Fisch. Ex Woloszcz.)/, крушина ламка, калина звичайна, шипшина, глід /*Crataegus* sp./, барбарис /*Berberis vulgaris* L./, ожина сиза.

У листяній підстилці тут знаходили *Collembola*, *Pirata*, *Terevidae*, *Polydesmus*, *Julidae*, *Geophylidae*, *Lithobius*, *Pterostichus*, *Harpalus*, *Amara*, *Acari*. Схили берега густо заросли різнотравно-злаковою рослинністю.

Яблуневі сади. На ділянці с. Дзюбівка – Черкасівка вздовж берега ставка зростають старі яблуневі сади. Їх листя та плоди сильно пошкоджені *Apis pomi* Deg., *Psylla* sp., *Anthonomus pomorum* L., *Carpocapsa pomonella* L., *Hyponomenta malinella* L., *Malacosoma neustria* L., *Aporia cratargi* L., *Amphimallon solstitialis* L., *Noctuidae*, *Diaspididae*, тут також знаходили і корисних комах – 2,5,7,14 крапкових коровок та *Syrphus* sp., *Chrysora* sp.1 + sp.2, *Sympetrum*, *Aeschna*, *Ichneumonidae*, *Braconidae*, *Chalcidae*, *Asilus* sp.. В минулі роки проти них проводився комплекс хімічних заходів боротьби.

Міжряддя садів густо заросли бур'янами – злаками, деревієм, кропивою жалкою та дводомною, кульбабою, полинами, гикавкою сірою, хрестоцвітими, будяками, осотом рожевим, подорожником, лободою, щирцею.

Індивідуальні городи. В селах, по схилах берега до урізу води, розміщені індивідуальні городи, на яких вирощують картоплю, буряки, моркву, капусту, кукурудзу. Такі ж городи по берегах ставків є і у м. Яготин. Тут виявлені такі шкідники городніх культур: *Aphidinea*, *Psyllinea*, *Pieris brassicae* L., *P. repae* L., *Leptinotarsa decimlineata* Say., *Gryllotalpa gryllotalpa* L., larva *Agriotes lineatus* L., *Ag. obscurus* L., *Selatosomus latus* F., *S. aeneus* L., *Melolontha melolontha* L., *M. hippocastani* F., *Amphimallon solstitialis* L., *Miltotrogus* sp., *Rhizotrogus* sp., *Potosia aeraginata* Drury, *Potosia metalica* L.

Поперечна дамба. Через певну відстань ставки пересікають поперечні дамби, які мають ширину 10-12 м та висоту 4-5 м. Щоб запобігти розмиву їх хвилями, береги укріплені гранітом. Схили берегів заросли різнотравно-злаковою рослинністю, а на дамбі зростають поодинокі дерева верби білої, вільхи, яблуні, абрикоса, лоху та кущі шипшини, глоду, ожини сизої, калини.

В центрі дамби знаходиться шлюз-регулятор, через який вода стікає із верхнього ставка у нижній. Вздовж дамби, у верхньому ставку, зростають 3-5 м зарості очерету, осоки, лепешняка, рогузу. В нижньому ставку такі ж зарості прибережно-водяних рослин мають ширину 12-18 м.

На вологих схилах дамби під камінням знаходили *Agonum obscurum*, *Ag. sexpunctatum*, *Chlaenius vestitus*, *Ch. tristis*, *Bembidion argentiolum*, *B. litorale*, *Clivina fossor*, *Oniscus* sp.1, sp.2, *Lumbricidae*, *Enchytraeidae*, larva *Tipulidae*, *Chironomidae*, *Limoniidae*, *Tabanidae*. На квітучих рослинах дамби численні полінофаги та антофіли, яких знаходили і в інших біотопах.

Поздовжня дамба, вздовж лівого берега ставка. Знаходиться на відстані 30-50 м від лівого корінного берега. По обох боках вздовж неї на відстані 1-2 м зростає очерет, рогіз, осока, лепешняк, глечики жовті, латаття біле (у вересні масово цвіте лише в стічному каналі, у ставках не цвіте), частуха подорожникова, стрілолист звичайний, водяний різак алоеvidний, жабурник звичайний, елодея канадська, м'ята водяна, образки болотні, рдест, спірогіра, гірчак земноводний, роголистник. Береги в бік ставка укріплені гранітом, щоб захистити дамбу від розмиву хвилями.

Цікаво, що цей недавно створений (60-70-ті роки XX століття) штучний біоценоз заріс різноманітними рослинами і заселений УБ та УХ тварин. На дамбі – поодинокі дерева верби білої, клена звичайного та гостролистого, осики, явора, ясена, тополі чорної та білої, вільхи, абрикоса, яблуні, вишні. Із кущів тут домінують вербняки (*Salix aurita* L., *Salix* sp.1, sp.2, sp' 3), зрідка зустрічається бузина чорна, крушина ламка, калина, барбарис, глід, шипшина, малина, ожина сиза, бруслина європейська, зіновать російська.

Тут надзвичайно багата різнотравно-злакова рослинність, яка може бути добрим біоіндикатором РА оточуючих ставки біоценозів. Серед РА домінують злаки, в меншій кількості зустрічаються зонтичні (дика морква (*Daucus carota* L.), валеріана висока (*Valeriana exajitata* Mikan.)/, губоцвіті /кропива жалка (*Urtica urens* L.) та кропива дводомна (*U. dioica* L.)/. Тут також знайдені цикорій звичайний /*Cichorium intybus* L./ – масовий /М/, конюшина біла /*Trifolium repens* L./ – /М/, конюшина лучна Я. *pretense* L./ – /М/, конюшина польова /*T. arvense* L./ – рідкий /Р/, буркун білий /*Melilotus albus* Medik./ – середній /С/, буркун жовтий /*M. officinalis* (L.) Pall/ – /С/, горошок мишиний /*Vicia cracca* L./ – /Р/, мати-й-мачуха /*Tussilago farfara* L./ -/Р/, подорожник середній /*Plantago media* L./ – /С/, живокість лікарська /*Symphytum officinale* L./ – /Р/, блекота чорна /*Hyosciamus niger* L./ – /Р/, синяк звичайний /*Echium vulgare* L./ – /С/, плетуха звичайна /*Calystegia sepium* (L.) Rbr./ – /Р/, кульбаба лікарська /*Taraxacum officinale* Wigg./ – /С/, осот жовтий /*Sonchus arvensis* L./ – /С/, злинка звичайна /*Conisa canadensis* (L.) Cronq./ – /С/, пижма звичайна /*Tanactum vulgare* L./ – /С/, полин чорнобиль /*Artemisia vulgaris* L./ – /М/, полин польовий та полин гіркий – /С/, королиця звичайна /*Leucanthemum vulgare* Lam./ – /Р/, ромашка без'язичкова /*Matficaria discosdea* DC/ – /Р/ деревій звичайний /*Achillea millefolium* L./ – /М/, деревій /*Achillea* sp./ – /С/, будяк /*Carduus acanthoides* L./ – /Р/, сідач коноплевидний /*Eupatorium cannabinum* L./ – /Р/, осот болотний /*Cirsium halustre* (L.) Scop./ -/С/, нечуйвітер волохатенький /*Hieracium pilosella* L./ – /Р/, перстач гусячий /*Potentille anseriana* L./ – /С/, амброзія полинолиста /*Ambrosia artemisiifolia* L./ – /М/ на дамбі та по оточуючих берегах/, череда трироздільна /*Bidens tripartita* L./ – /Р/, череда поникла /*B. cernua* L./ – /М/, нетреба звичайна

/Xanthium strumarium L./ – /P/, оман британський /Inula saficina L./ – /P/, лядвинець рогатий /Lofus corni-culatus L./ – /P/, парило звичайне /Agrimonia eupatoria L./ – /C/, молочай болотний /Tithemalus palustris (L.) Garsault./ – /P/, кукіль біла /Melandrium album Mill./ – /C/, березка польова /Convolu-tumarvensis L./ – /P/, бальзамін, спориш, щавель кінський, стенактис, валатера, свербіжниця польова, підмаренник, гикавка сіра /Berteroa incana (L.) DC./ – /C/, редька дика /Raphanus raphanistrum L./ – /C/, суріпка звичайна /Barbarea vulgaris R/Br./ – /C/, портулак городній, щирія, ситник /Junculus/ – /P/, чистотіл звичайний /Chtliodonium majus L./ – /P/, звіробій звичайний /Hypericum perforatum L./ – /C/. Ці види рослин зустрічаються у всіх біотопах, які оточують береги і свідчать про те, що рослини здатні добре поширюватися в оточуючих екосистемах, навіть якщо вони і віддалені 30-50-метровою смугою води від берега.

Із УБ тут виявлені Formicidae, Myrmicidae, Oniscus, Parcelio, Succinea putrix, S. oblonga, Cochlicopa, Cepaea, Cydnidae, Crypticus quisquilius Pk., Opatrum sabulosum, O. riparium, Agonium, Chlaenius, Bembidion, Aranea.

Острови. Існують у всіх обстежених ставках. В акваторії ставка в околицях с. Черкасівка зареєстровано 9 різної форми та розміру островів. Навколо них ростуть густі зарослі очерету, рогузу, лепешняка, різака алоєвидного, жабурника, глечиків жовтих, латаття білого, м'яти водяної. На них, на підвищених торф'янистих ділянках, зарості папороті/ Pteridophyta /, хвоща річкового /Equisetum fluviatile L./, моху, образків болотних. У центрі островів зростають кущі вербняків. Тут виділено 3 екотони. Уріз «вода-суша». На зволожений ділянках яких знаходили Elaphrus riparius L., Bembidion argentiolum L., B. litorale 01., Oodes helopioides F., Saldula saltatoria, Heteroceris fenestratis, Bledius sp.1, sp.2, Chironomidae, Ephrydridae, Pirata, Lycosidae. На листях очерету, рогузу, осоки, лепешняка виявлені Aphidinea, Cicadella viridis, Paederus litorale, P. mscipes, Philonthus, Curculionidae, Demetrias imperialis, D. monostigma. Кущі вербняків пошкоджували Lochmaea capreae L., Aphrophora salicina Gz., Crepidodera sp., Aphidinea, Cicadellidae, Galtica.

В околицях м. Яготин у самій нижній ділянці розміщений ставок Великий Супій, довжина якого близько 3 км та ширина 2,1-2,5 км.

Тут є 3 великих острови один із яких зветься «Пташиний», де знаходяться колонії крячок та мартинів, інший острів складається із сплавин прибережно-водяних рослин і вітром переміщається по акваторії ставка, і третій стаціонарний острів, БР УБ якого нагадує вищевказані острови.

Берегові схили лівого берега. Високі /14-20 м/, круті, густо заросли акацією білою, явором, кленом гостролистим та кленом звичайним, липою серцелистою, поодинокими деревами дикої груші, берези повислої. Вздовж урізу води зарослі верби білої, вільхи, кущів вербняків.

Тут в листяній підстилці знаходили герпетобіонтів *Geophilidae*, *Lithobiidae*, *Julidae*, *Oniscus*, *Staphylinus erythropterus*, *Collembola*, *Ectobius duskei*; та геобіонтів *Lumbricus*, *Dendrobaena*, *Eisenia*, *Enchytraeidae* larva *Curculionidae*, *Elater*, *Athous*, *Agriotes*, *Melanotus*, *Opatrum*, *ForaMcidae*.

Затоки по берегах ставків. По лівому березі ставка знаходиться глибока (довжина 300 м та ширина до 200 м) затока, яка густо заросла очеретом, стрілолистом, осокою, рогозом, кугою озерною, лепешняком, сусаком зонтичним. Тут знаходиться велика колонія бобрів та численні нори ондатри.

Береги вздовж затоки довгі, похилі, густо заросли злаками (тонконогом, тимофіївкою, пирієм), полинами, зонтичними, хрестоцвітими, губоцвітими, лободою. Тут зустрічаються і великі по площі куртини цеклахени нетреболистої *Ceclachena xanthifolia* (Nutt.), сідача коноплевидного *Eupatorium cannabinum* L., смілки *Silena* sp./, та невеликі – чебрецю *Thymus serpyllum* L./, костриці *Pestuca* sp./, лопуха великого, реп'яшка, гикавки сірої, полинів, мишиного горошку, еспарцету, ротиків *Antirrhinum* sp./.

На траві та на землі по схилах берегів знаходили – *Cicadella viridis* L., *Chorthippus albomarginatus* Deg., *Chrysomela*, *Cryptocephalus*, *Strongalia*, *Clyt- ra* sp., *Chlorophanus viridis* L., *Hylobius* sp., *Cydni- dae*, *Lygaeidae*, *Pyrhocoris apterus* L., *Modicogryllus frontalis* Fieb., *Crypticus quisquilius* Pk., *Collembola*. *Cantharis rufa* L., *C. livida* L., *Malachius aeneus* L., *Trichodes* sp., *Athous* sp.

Півострови. До поперечної дамби, яка пересікає ставок (м. Яготин, вул. Переяслівська), у бік нижнього ставка примикає півострів

довжиною близько 300 м та шириною 200 м. В народі його називають «П'яний». Його верхня частина густо заросла різнотравно-злаковою рослинністю, а по схилу зростають кущі вербняків, шипшини, крушини ламкої, глоду, клена.

Тут ксерофільні умови і масові квітучі рослини, на яких численні полінофаги та антофіли: *Apis mellifera* L., *Eucera longicornis* L., *Bombus terrestris* L., *B. agrorum* F., *B. hortorum* L., *Vespula vulgaris* L., *Nitidulidae*, *Leptura* sp., *Strongalia* sp., *Clytra quadripunctata* L., *Muscidae*, *Syrphidae*, *Gonapteryx rhamni* L., *Pieris*, *Lycaenidae*, *Colias* sp. 1, sp.2, *Venessa atalanta* L., *Inachis io* L.

Вздовж води виявлені комплекси гідрофілів та гігромезофілів. Заслуговує на особливу увагу невеликий ставок у м. Яготині, площею біля 2,3 га, який примикає безпосередньо до берега. За 200 м від нього знаходяться висотні житлові будинки. Він мілководний (глибина весною до 80 см), і вода в ньому добре прогрівається сонцем. Тут велика кількість личинок комарів справжніх (родина *Culicidae* – роди *Culex*, *Anopheles*, *Aedes*). Взяті в червні 2005 р. літровою банкою проби води на відстані 10 м від берега на глибині 15-20 см показали, що на 1 літр води тут знаходилося 32-46 личинок комарів. У вересні ставок майже повністю пересох. Тут відмічена велика кількість літаючих імаго комарів і масовий їх напад на людину. На це слід звернути особливу увагу працівникам Яготинської санепідемстанції, так як кровососучі комарі є переносниками багатьох хвороб людини і тварин і представляють серйозну загрозу для здоров'я населення міста.

Система стічних ставків знаходиться по лівому березі. Поряд із системою риборозплідних ставків по лівому березі в м. Яготині існують і стічні ставки, куди скидають стоки із цукрозаводу. Їх довжина близько 6 км та ширина 100-250 м. В ці ставки впадає невелика річка Іржавець. Береги ставків сильно замулені і густо заросли очеретом, рогозом, осокою, лепешняком, глечиками жовтими, лататтям білим. Літом на поверхні води формується шар синьо-зелених водоростей та спірогіри. Тут численні представники гіпонейстону.

Бардополя. По лівому березі неподалік від риборозплідних ставків є система бардополів, у які скидають забруднені води із цукрозаводу. Їх розмір 0,4-0,7 га та глибина 2-3 м, місцями їх береги

укріплені бетонними плитами. Зараз вони не працюють. Весною, під час танення снігу та дощів, вони наповнюються водою, а влітку пересихають. Це специфічні астатичні водойми, до життя в яких пристосувалися спеціалізовані УБ, життєдіяльність яких проходить по принципу «дощ – волога – пересихання – дощ». Тут мешкають в основному безхребетні-мігранти *Heterocerus fenestratus*, *Bledius* sp.1, sp.2, sp.3, *Elaphrus cupreus* Duft., *Bembidion argentiolum*, *Agonum obscurum*, *Ag. sex-punctatum*, *Saldula* sp., *Succinea putrix*, *Succinea oblonga*, *Agriolimax*, *Lycosi-dae.*, *Gryllotalpa gryllotalpa* L., *Ephydridae*, *Tipulidae*. При пересиханні водойми вони мігрують у навколишні ріборозплідні ставки, а при їх затопленні дощовими водами – знову повертаються на попередні місця існування.

Система ставків по правому березі річки. Тут на ділянці від с. Жуків (Згурівський район) до с. Соколівщина (Яготинський район) існує система ставків, яка має ширину 120-260 м та довжину до 11 км. Їх береги заросли очеретом, рогозом, осокою, лепешняком. Біорізноманіття та щільність УБ в загальних рисах нагадують береги інших ставків.

Побутові звалища. По берегах ставків в м. Яготині виникли неконтрольовані побутові звалища, куди вивозять із міста сміття та побутові рештки. Тут численні комахи – утилізатори решток життєдіяльності людини *Drosophila*, *Lucilia*, *Calliphora*, *Muscidae*, *Sarcophagidae*, *Scatophagidae*, *Aphodius*, *Silpha carinata*, *S. obscura*, *Onthophagus*, *Philonthus*, *Necrophorus*, що характерно і для багатьох інших річок України /5/.

Залізничний міст. Верхня течія річки закінчується дамбою мосту, яка обмежує ріборозплідні ставки. Із них витікає струмок шириною 5-6 м, який протікає під мостом. Дамба має висоту 7 м та ширину близько 20 м. Її схили густо заросли різнотравно-злаковою рослинністю. Тут слід виділити: схили східної експозиції, на яких знаходили *Cydniidae*, *Alleculidae*, *Chrysomelidae*, *Psyllinae*, *Aphidinea*, *Curculioriidae*, та схили західної експозиції, де виявлені – *Bombus terrestris* L., *B. agrorum* F., *Vespula vulgaris* L., *Chrysis* sp, *Apis mellifera* L., *Formica* sp., *Lasius niger* L., *Chrysomela*, *Galeruca tanacetii* L., а також похилий схил між коліями, який веде до мосту і по якому під час дощів вода стікає у річку. Тут більш зволожений ґрунт і

домінують мезофіли *Amara aenea* Geer., *A. aulica* Panz., *Pterostichus cupreus* L., *Philonthus*, *Tipula*, *Pirata*, *Lycosidae*, *Therididae*, *Pholcidae*, *Araneus diadematus*, *Pyrrhocoris apterus*, *Collembola*, *Diplura*, *Arion*, *Limax*, *Formica*, *Lasius*.

Залізнична дамба, яка є берегом ставка. Вздовж неї зростають зарості очерету, осоки, рогозу, лепешняка. Тут УБ схожі на береги ставків, відмічені в інших місцях заплави річки.

Лісосмуга вздовж залізниці. По обидва боки вздовж залізничної дороги знаходиться лісосмуга, в якій ростуть клен звичайний та польовий, дуб, липа серцелиста, маслина вузьколиста, ясен, явір, акація біла та акація жовта, тополя чорна та біла, різнотравно-злакові рослини.

В листяній підстильці тут знаходили таких гео- та герпетобіонтів, як *Collembola*, *Diplura*, *Enchytraeidae*, *Lumbricus*, *Eisenia*, *Dendrobaena*, *Carabus cancellatus* Ill., *C. granulatus* L., *C. violaceus* L., *Calosoma inquisitor* L., *Phikmthus* sp., *Staphylinus* sp., *Acariformes*, *Lithobius*, *Geophilus*, *Julidae*, *Polydesmus*, *Pholcidae*, *Therididae*, *Salticidae*, *Pisauridae*, *Formicidae*, *Myrmicidae*, *Oniscus*.

Таким чином, під дією КАФ у верхній течії р. Супій пройшли корінні зміни гідрофауни у бік її різкого збільшення та окремих видів УБ, які раніше мешкали в РД. Залишилися майже незмінними УБ та УХ тварин лише у верхній течії річки на ділянці від її витoku до м. Згурівка.

В середній та нижній течії даної ділянки річки, в штучно створених ставках, різко збільшилося БР різних груп гідрофауни, та зареєстроване значне зникнення БР РА, які раніше зростали по берегах річки.

Таким чином, наукова експедиція, проведена в різних екосистемах річки Супій, дала можливість молодим природодослідникам краще зрозуміти пристосування тварин та рослинних асоціацій до оточуючих умов існування.

Література

1. Барьяхтар В.Г. (ред.) Чорнобильська катастрофа. – К: «Наукова думка», 1995. – 559 С.

2. Надворний В.Г. Значення комплексних навчальних літніх польових практик у підготовці майбутнього вчителя біології та географії // Рідна школа, №933, 2007. – С. 8-10.

3. Надворный В.Г., Куйбида В.В. «Биоразнообразие и особенности биотонического распространения животных на береговых участках нижней части Каневского водохранилища //Матер. III Международн. научной конференции. «Биоразнообразие и роль зооценозов в естественных и антропогенных экосистемах». – Днепропетровск, 2005. – С. 142-144.

4. Надворний В.Г., Куйбіда В.В., Чернов В.О. та ін. Роль літньої навчально-польової практики студентів у підготовці висококваліфікованого вчителя біології та географії //Матеріали Всеукраїнської науково-методичної конференції. – Мелітополь, 2006. – С. 23-28.

5. Надворний В.Г. Роль Всеукраїнської еколого-освітньої табір-експедиції «Ойкос» в екологічній освіті старшокласників України // «Методика викладання природничих дисциплін у вищій школі», XV Карпшинські читання. Збірник наукових праць. – Полтава, 2008. – С. 350-355.

6. Надворный В.Г. Современное состояние и проблемы сохранения растительных ассоциаций и сообществ беспозвоночных в пятнах малых рек среднего Приднепровья. // Материалы: VIII Научно-практич. конференция «Вода: проблемы и решения» Материалы: конференция – Днепропетровск «Гамалія», 2008, – С. 57-69.

7. Надворний В.Г. Біорізноманіття рослинних асоціацій та тваринних угруповань в заплавних екосистемах верхньої течії річки Супій. //Науковий часопис. Нац. педагогічного університету ім. М.П.Драгоманова. Серія 4, випуск 14. 2005. – С. 122-134.

ОСОБЕННОСТИ БИОТОПИЧЕСКОГО РАСПРОСТРАНЕНИЯ СТАФИЛИНИД В ПОЙМЕННЫХ ЭКОСИСТЕМАХ КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

В.Г. НАДВОРНЫЙ, А.А. ПЕТРЕНКО

Национальный педуниверситет им. М. П. Драгоманова, г. Киев,

Институт зоологии НАН Украины, г. Киев

Создание в 1966 г. Каневского водохранилища (КВ) коренным образом изменило биоразнообразие (БР), плотность (П), особенности биотопического распространения (ОБР) и закономерности жизнедеятельности фауны стафилинид (Coleoptera, Staphylinidae). Изучение фауны стафилинид (С) проводилось в 1980- 2005 гг. на стационарных участках (Киевская область, Бориспольский район, с. Вишенки, и на островах в г. Киеве) и во время экспедиционных обследований на байдарках акватории КВ от его истока до г. Канева.

Установлено, что распространение С в пойменных экосистемах (ПЭ) КВ имеет диффузно-узловую, пространственно-временную структуру, тесно взаимосвязано и взаимозависимо от комплекса абиотических, биотических и особенно антропогенных факторов. Распространение их на разных участках КВ сильно варьирует. Минимальная ПС отмечена в нижнем бьефе водохранилища, где в основном низкие затопляемые водой берега. Средняя – в среднем бьефе, где по левобережью большие посадки сосновых лесов, а также большие площади занимают разного размера острова. Максимальная П отмечена в верхнем бьефе КВ, где еще частично сохранились ПЭ (древесно-кустарниковые ассоциации, сенокосные луга, заброшенные агроценозы, заболоченные участки, ранее существовавшие в пойме р. Днепра (Кришталь О.Л., 1947, 1956).

Минимальная ПС (3-7 экз./м²) отмечена на песчаных пляжах, дамбах, молах, дачных участках, в сосновых лесах, средняя (18-17 экз./м²) – в агроценозах, на пастбищных лугах, по склонам высоких берегов правобережья, максимальная (18-32 в очагах до 57 экз./м²) в лиственной подстилке древесно-кустарниковых ассоциаций, лиственных и смешанных лесах, на островах, на илисто-песчаных береговых участках.

На ОБР С основное влияние оказывает ежегодный уровень весенних половодий и летне-осенних паводков, геоморфологическая структура береговой зоны, типы почв и их механический состав, БР и проектное покрытие растительных ассоциаций, микро- и макро-рельеф местности, а также комплекс антропогенных факторов.

В ПЭ КВ выявлено свыше 130 видов С. Среди них преобладают виды из родов *Philontus*, *Gabrius*, *Paederus*, *Stenus*, *Rugilus*, *Lathrobium*, *Tachinus*, *Tachyporus*, *Bledius*, *Aleochara*. Причем доминируют следующие виды С: *Anotylus rugosus*, *Platystethys nitens*, *Bledius tricornis*, *Stenus comma*, *Philonthus quisquiliarius*, *Ph. fuscipennis*, *Rugilus orbiculatus*, *Oxyporus rufus*, *Ox. similes*, *Aleochara ripicola*, *Aleochara gen. sp.*, *Tachyporus hypnorum*, *Sepedophilus testaceus*, *Gabrius vernalis*, *Othius punctatulus*, *Xantholinus linearis*. Крайне редко, на пастбищных лугах под навозом, находили краснокнижный вид *Emus hirtus*.

Песчаные пляжи. Распространение С тут мозаичное. Наибольшее количество С встречается на увлажненных участках супралиторальной зоны (рипаль). На сухих песчаных участках их находили только под растительными остатками. Тут встречаются различные виды С: *Carpelimus rivularis*, *Anotylus nitidulus*, *Bledius atricapillus*, *B. debilis*, *Stenus comma*, *St. boops*, *St. juno*, *Sunius melanocephalus*, *Lathrobium elongatum*, *Neobisnius procerulus*, *Philonthus atratus*, *Ph. punctus*, *Ph. umbratilis*, *Ph. quisquiliarius*.

Заросли древесно-кустарниковых ассоциаций. В верхнем и частично в среднем течении КВ вдоль уреза воды густые заросли кустов ивняков, шеляги, аморфы кустарниковой ежевики, а также деревья тополя черного, белого, клена обыкновенного, дуба. Участки заросли разнотравно-злаковой растительностью. В листовенной подстилке тут выявлено 18 видов С: *Omalium rivulare*, *Platystethus cornutus*, *Lorditon thoracicus*, *Tachyporus hypnorum*, *T. chrysomelinus*, *Stenus clavicornis*, *Astenus gracilis*, *Rugilus subtilis*, *Paederus litoralis*, *Gabrius vernalis*, *Philontus micans*, *Ph. concinnus*, *Ph. cruentatus*, *Quedius fuliginosus*.

Дубово-грабовые леса. По высоким склонам правого берега в среднем и нижнем течении сплошные заросли дуба обыкновенного, клена обыкновенного и остролистого, березы, граба, рябины, кусты

жостера, бересклета. Тут в лиственной подстилке выявлено 16 видов С. Наиболее часто встречались *Aleocharinae* gen. sp., *Sepedophilus testaceus*, *Tachyporus hypnorum*, *Staphylinus erythropterus*, *Othius punctatus*, *Xantholinus linearis*, *Gabrius vernalis*, *Philonthus fuscipennis*, *Quedius fuliginosus*.

Грабовые куртины. Произрастают в основном в средней и нижней части правобережья КВ. Встречаются в оврагах, балках, склонах по направлению к водохранилищу. Кроме граба, тут произрастают клен полевой и остролистый, ясень обыкновенный.

В лиственной подстилке тут найдено 34 вида С. Доминировали *Aleochara* gen. sp., *Xantholinus tricolor*, *Rugilus rufi*, *Tachyporus nitidulus*, *Gabrius vernalis*, *Othius punctatus*, *Oxypoda lividipennis*, *Tachinus* sp.

Сосновые леса. По левому берегу сплошные заросли сосновых лесов, которые начинаются от с. Вишенки (Бориспольский район Киевской области) и до г. Канева. В зарослях сосны редкие злаки, зонтичные, чистотел, очиток, заячья капуста. Тут найден 31 вид С. Наиболее многочисленными оказались *Aleocharina* gen. sp., *Sepedophilus pedicularis*, *Lathrobium volgense*, *Xantholinus tricolor*, *Philonthus fuscipennis*, *Gabrius vernalis*, *Oxypoda togota*, *Mycetoporus spendidulus*, *Bolitobius lunulatus*, *Tachyporus hypnorum*, *T. obtusus*, *Bryocharis formosa*.

Акациевые рощи. Эпизодически произрастают по правому берегу. В них изредка встречаются клен обыкновенный и остролистый, кусты черной бузины, жостера, боярышника. Тут выявлено 18 видов С: *Sepedophilus pedicularis*, *Gabrius vernalis*, *Mycetoporus* sp., *Tachyporus hypnorum*, *Xantholinus* sp., *Aleocharinae* gen. sp.

Подмытые береговые участки. Многочисленные по правому берегу в среднем бьефе КВ. Вследствие волнобоя и быстрого течения сильно подмыт правый коренной берег, который приобрел форму «мыс-залив-мыс». Тут многочисленные оползни, обвалы, глубокие овраги. На обрывистых глинистых клифах находили *Bledius subterraneus*, *B. debilis*, *B. atricapilus*, *Stenus palposus*, *Neobisnius procerulus*. По склонам террас, заросших растительностью, находили *Philonthus tenuis*, *Gabrius coxalis* (*pennatus*), *G. trossulus*, *Paederus riparius*.

Заросли прибрежно-водной растительности. Массовые вдоль берегов и на островах в верхней части КВ. Основное влияние на жизнедеятельность С тут оказывают весенние половодья. Тут С обитают на тростнике, осоке, кустах ивняков, под корой и в дуплах ивы белой. Находили *Paederus litorale*, *P. riparius*, *P. fuscipes*, *Hydronoma dimidiata*, *Stenus latifrons*, *S. nitidiusculus*, *S. pallitarsis*. Под корой ивы выявлены *Nudobius lentus*, *Gabrius splendidulus*, *Philonthus fuscus*, *Siagonium quadricorne*, *Homalota plana*, *Phloeopaera corticalis*, *Phloeocharis subtilissima*.

Острова. Максимальное количество островов находится в средней акватории КВ. Они густо заросли тростником, осокой, кустами ивняков. Тут найдено 24 вида С: *Paederus littorale*, *P. riparius*, *P. fuscipes*, *Gabrius vernalis*, *Philonthus fuscipennis*, *Bledius* sp.

Бетонные дамбы. По левобережью средней части КВ ими покрыто свыше 50 км берега. В земляных подушках, образовавшихся вследствие смыва почвы дождями, произрастают злаки, полыни, икотник, василек песчаный. Тут находили *Philonthus quisquiliarius*, *Ph. rubripennis*, (*fulvipes*), *Bledius tricornis*, *B. femoralis*, *B. opacus*, *B. unicornis*, *Stenus boops*, *S. comma*, *Platystethus nimens*, *Drusilla canaliculata*, *Leptacinus batychrus*.

Дачные участки. Занимают большие площади в верхней и средней части КВ. Тут на песчаные и супесчаные почвы завезен из других мест чернозем. Вместе с ним на участки из других мест завозятся и С. Особенно их много бывает, когда на участки завозится коровий навоз. В нем в огромном количестве бывают мелкие мухи, а вместе с ним и С. Тут выявлено 12 видов С.

Пастбищные луга. Преобладают по левобережью в верхней и средней части КВ. Тут С находили под остатками сухой травы, в коровьем навозе. Доминировали *Philonthus politus*, *Ph. addendus*, *Ph. chaldeus*, *Ph. rectangulus*, *Ph. dimidiatus*, а также другие виды жуков *Aphodius*, *Ontophagus*, *Geotrupes*, *Hister*.

Таким образом, знание биоразнообразия, плотности и особенностей биотопического распространения С может быть использовано при проведении биоиндикации, экологического мониторинга и экологической экспертизы как в ПЭ КВ, так и в других водохранилищах бассейна среднего Днепра.

ИЗМЕНЕНИЕ СОСТАВА ПОЧВЕННОЙ МЕЗОФАУНЫ В ПОЙМАХ МАЛЫХ РЕК СРЕДНЕГО ПРИДНЕПРОВЬЯ В СВЯЗИ СО СТРОИТЕЛЬСТВОМ ОСУШИТЕЛЬНО-УВЛАЖНИТЕЛЬНЫХ СИСТЕМ

В.Г. НАДВОРНЫЙ

Национальный педуниверситет им. М. П. Драгоманова, г. Киев,

Nettf.1@netjc-cam.ua

Создание в 60-70-х годах XX века в поймах малых рек (ПМР) Среднего Приднестровья осушительно-увлажнительных систем (ОУС) коренным образом изменило биоразнообразие, плотность и особенности биотопического распространения почвенной мезофауны (ПМ).

Изучение ПМ в ПМР Среднего Приднестровья проводилось в 1973-2003 гг. на стационарных участках (Киевская область, Вышгородский район, с. Казаровичи) и в пойме р. Ирпень, где площади ОУС занимают свыше 50 000 га, а также на байдарках в близлежащих реках, таких как Здвиж, Стугна, Тетерев.

Установлено, что в результате проведения комплекса мелиоративных работ прошли максимальные изменения сообществ беспозвоночных в ядре популяций ПМ. При этом их распространение в речных долинах (РД) приобрело мозаичный характер. Если в центре ОУС доминировал комплекс агроценозов (АЦ), система каналов и шлюзов-регуляторов, то по обочинах – остатки ПМ, существующие тут ранее в заболоченных участках, болотах, по обочинах колдобин.

До создания ОУС в РД доминировали гигрофилы, гигромезофилы и мезофилы, а после введения их в эксплуатацию массовыми стали мезофилы, мезоксерофилы, а на отдельных песчаных участках и ксерофилы – чернотелки – *Opatrum sabulosum*, *O. riparium*, *Crypticus quisquilius*, *Melanimon tibialis* и прямокрылые – *Oedipoda coerulescens*, *Chortippus*, *Tettigonia*.

Их распространение имело диффузно-узловую, пространственно-временную структуру и было тесно взаимосвязано и взаимо-

зависимо от геоморфологической структуры РД, типов почв и их механического состава, растительных ассоциаций (РА), влияния комплексов абиотических, биотических и особенно антропогенных факторов.

Создание ОУС привело к поднятию и стабильному удержанию уровня грунтовых вод, отсутствию весенних половодий и летне-осенних паводков (вода мощными насосами перекачивалась в Киевское водохранилище). Занятие больших площадей под АЦ и выращивание на них с/х культур – кукурузы, гороха, подсолнечника, овса, многолетних трав, что привело к формированию в АЦ специфической фауны вредителей с/х культур.

Все эти процессы проходили по следующим пяти V этапам (3).

I Э. – подготовительные работы для создания ОУС – прорытие каналов, создание бетонных шлюзов, спрямление русла рек, выравнивание рельефа, уничтожение дерево-кустарниковых ассоциаций. В это время из РД исчезли многие виды хорто- и герпетобионтов, таких как *Lumbricus*, *Eisenia*, *Allobofora*, *Amara*, *Agonum*, *Bembidion*, *Philonthus*, *Chrysomelidae*, *Julidae*, *Litholiidae*; *Geopblidae*, *Oniscus*.

II Э. – создание в РД системы АЦ. С их появлением в РД сформировался комплекс вредителей зерновых культур – *Anisoplia austriaca*, *Aelia acuminata*, *Eurigaster integriceps*, *E. maura*, *Oscinella frit*, *Chlorops*, *Mayetiola* и многолетних трав – *Sitona lineatus*, *Apion apricans*, *Tettigonidae*, *Acrididae*, *Aphldinea*, *Lygus pratensis*.

Особенно чутко на эти изменения реагировала диптерофауна (Надворный В.Г., 1999, а, б), АЦ (*Anthomyiidae*, *Choropidae*, *Sepsidae*, *Syrpbidae*, *Dolichopodidae*) пойм рек Ирпень, Здвиж.

В почве, под воздействием близких грунтовых вод, возникли массовые гигрофильные виды личинок насекомых *Tipulidae*, *Limoniidae*, *Oestridae*.

III Э. – длительное (28-32 года) функционирование АЦ привело к формированию стабильной инсектофауны вредителей с/х культур. В то же время на пахотных участках резко уменьшилось количество ПМ – *Lumbricidae*, *Enchytraeidae*, *Geophilidae*, *Litholiidae*, а также larva *Curculionidae*, *Carabidae*, *Scarabaeidae*, *Noctuidea*, *Cydniidae*,

Anisoplia, *Cetonia*. Тут сформировалась специализированная сменная инсектофауна, биоразнообразие которой ежегодно зависело от вида высеваемой с/х культуры.

Причем на участках пастбищных лугов, где песчаные и супесчаные почвы, массово размножились (53-78 экз/м²) личинки пластинчатоусых жуков *Melolontha melolontha*, *Melolontha hippocastani*, *Anisoplia sogetum*, *A. austriaca*, *Cetonia aurata*, *Potosia metallica*, *P. aeruginosa*, более редко *Polyphylla fullo*. Это привело к тому, что из окружающих РД лиственных и сосновых лесов в пойменные экосистемы реки стали заходить стада диких свиней, разрывая почву в поисках личинок. Такие порой на лугах местами достигали площади – 0,02-0,05 га. В то же время на других участках, где отсутствовали песчаные почвы, такие порой встречались крайне редко.

На сенокосных лугах стабильной стала инсектофауна – листоедов (*Chrysolina*, *Gastrophysa*, *Galeruca tanacetii*, *Phyllotreta*, *Cassidae*, *Cryptocephalus*), равнокрылых хоботных (*Aphidinea*, *Cicadella viridis*, *Psyllina*, *Cicadellidae*), а также жуков (*Scarabaeidae*, *Melyridae*, *Nitidulidae*, *Coccinellidae*, *Oedemeridae*), бабочек (*Pieridae*, *Noctuidea*, *Lycaenidae*, *Nymphalidae*), клопов (*Graphosoma lineatum*, *Carpocoris*, *Eurydema oleracea*, *Thyreocoris*, *Coreus marginatus*, *Palomena prasina*, *Sciocoris*), перепончатокрылых (*Vespidae*, *Apis*, *Bombus*, *Pompilidae*, *Ichneumonidae*).

В это время на пастбищных лугах сформировались куртины растений (рефугиумы) не поедаемых КРС – заросли осоки резучей, чертополоха, молочая, которые стали укрытием для крупных видов насекомых *Tettigonia viridissima*, *T. cantans*, *Mantis religiosa*, *Carabus cancelatus*, *C. granulatus*, *C. arcensis*, *Pterostichus*.

Особенно многочисленными на пастбищных лугах были прямокрылые (до 23-37 экз/м²) – *Chorthippus albomarginatus*, *Ch. dorsalis*, *Ch. biguttulus*, *Oedipoda coerulescens*, *Mecostethus grossus*, *Tettigonia*, *Modicogryllus*, *Arontalis*.

В то же время на небольших болотах и заболоченных участках, находящихся по обочинах ОУС и в окрестностях дамбы, отделяющей РД от акватории КВ, массовыми были гигромезофилы *Ephydridae*, *Cercyon*, *Driops emesti*, *Oodes helopioides*, *Agonum*,

Dyschirioides globosus, *Paederus litorale*, *P. riparius*, *Stenus*, *Philonthus larva*, *Tipulidae*, *Limoniidae*, *Stratiomyidae*, а также *Tubifex tubifex*, *Lumbricidae*.

IV Э. – в последние десятилетия отмечено резкие уменьшения урожаев с/х культур и занятие их площадей под сенокосные и особенно пастбищные луга. Это связано с заиливанием оросительных каналов, их зарастанием осокой, рогозом, телорезом алоеvidным и выходом из строя оборудования шлюзов. Начался постепенный процесс зарастания РД кустами ивняков, ивы белой, ольхи. В это время произошел постепенный процесс возврата от фауны АЦ к фауне естественных лугокустарниковых ассоциаций.

V Э. – возврат больших площадей РД к экосистемам, существовавшим тут на протяжении тысячелетий, т.е. к фауне дикой природы. Изменение социально-экономических условий в Украине в связи с распаиванием земель среди крестьян, превращение АЦ в пастбищные и сенокосные луга только ускорили этот процесс. (Надворный В.Г., 2002, 2003).

Таким образом, в результате изменений, происшедших за последние десятилетия в ПМР Украины, в последние годы снова постепенно возвратились к ранее существовавшим тут на протяжении столетий РА и сообществам беспозвоночных.

ВПЛИВ КИСНЕВОГО РЕЖИМУ НА ВМІСТ РОЗЧИНЕНИХ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН У ВОДІ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Т.О. ВАСИЛЬЧУК, В.П. ОСИПЕНКО

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

Вміст розчиненого у воді кисню є одним з найважливіших гідрохімічних показників, які визначають інтенсивність окиснювальних та відновлювальних процесів, що відбуваються у водоймі. Кисень у поверхневі шари водойми в основному надходить з повітря, а також продукується фітопланктоном та вищою водяною рослинністю при фотосинтезі. Розчинений кисень витрачається на окиснення органічних речовин та на розкладання рослинних і тваринних організмів. Біохімічні процеси деструкції органічних речовин відбуваються в усій товщі води та донних відкладах, перш за все за рахунок бактерій. Так, у Київському водосховищі протягом вегетаційного періоду на дихання бактерій витрачається більше половини розчиненого кисню, близько 30% споживається фітопланктоном і 20% – зоопланктоном [2]. При відмиранні фітопланктону у воді збільшується кількість розчинених органічних речовин (РОР), що легко засвоюються гідробіонтами [6]. Це призводить до посиленого розмноження бактерій, більш інтенсивного їх дихання, що різко зменшує кількість розчиненого у воді кисню. Наявність у воді Київського водосховища гумусових речовин, на окиснення яких витрачається значна кількість розчиненого у воді кисню, може також суттєво впливати на кисневий режим водосховища.

Формування кисневого режиму у придонних шарах води значною мірою залежить від хімічного складу донних відкладів (ДВ), температури води, численності бентосних організмів, складу мікрофлори тощо [3]. Створення внаслідок певного співвідношення цих чинників у придонних шарах води дефіциту розчиненого кисню призводить до міграції РОР з ДВ у воду. Донні відклади за таких умов можуть перетворюватись на джерело вторинного забруднення водного середовища [1].

Метою даної роботи було дослідити вплив кисневого режиму на загальний вміст РОР та їх компонентний склад у воді Київського водосховища.

Об'єктом дослідження слугувала нижня ділянка Київського водосховища. Проби води відбирали з поверхневого та придонного шарів батометром Рутнера. Для відокремлення РОР проби пропускали через мембранні фільтри «Synpro» з діаметром пір 400 нм. Виділення окремих груп РОР здійснювали згідно з схемою [4] з використанням методів іонообмінної та гель-хроматографії. У воді визначали концентрацію розчиненого кисню, перманганатну та біхроматну окисність (ПО та БО), вміст гумінових та фульвокислот (ГК та ФК), білковоподібних речовин (БПР) та вуглеводів [5].

Аналізуючи дані, одержані в результаті експедиційних виїздів (травень, вересень, листопад 2008 р.), можна зробити висновок, що в основному кисневий режим у водосховищі був задовільний (табл.1, 2). Як правило, поверхневі шари води характеризувались більшим вмістом розчиненого кисню, ніж придонні. Найнижчі його концентрації спостерігались у травні, зокрема, у придонному шарі води. Це зумовлено перш за все надходженням у цей період у Київське водосховище прип'ятських вод з підвищеним вмістом гумусових речовин, що призвело до часткових витрат кисню на їх окиснення.

Таблиця 1. Вміст розчиненого кисню та загального вмісту органічних речовин у воді Київського водосховища у 2008 р.

Показник	травень		вересень		листопад
	поверхня	дно	поверхня	дно	поверхня
Розчинений кисень, мг/дм ³	7,3–10,3 8,2	3,0–9,1 7,8	8,4–10,8 9,7	7,6–10,4 9,2	9,9–12,5 10,5
ПО, мгО/дм ³	13,5–19,0 16,9	14,1 – 19,3 17,7	13,7–16,3 14,6	14,7–16,9 15,6	10,9–12,5 11,8
БО, мгО/дм ³	40,3–57,6 47,7	40,3–66,2 50,6	36,5–60,8 44,6	42,5–66,9 53,0	17,3–28,8 21,1

Примітка. Над рискою – межі коливань показників, під рискою – їх середні значення.

Як свідчать дані таблиці 2, за досліджуваний період концентрації ГК та ФК у травні були найвищими. Слід зазначити, що показники загального вмісту РОР (ПО та БО) були дещо більшими у придонному шарі води порівняно з поверхневим. Порівняння впливу кисневого режиму на розподіл РОР у придонному та поверхневому шарах води, зокрема, на вміст ГК, ФК, БПР та вуглеводів, засвідчило, що однозначної залежності між ними не встановлено. Концентрації таких органічних речовин, як БПР та вуглеводи, що є одними з основних метаболітів гідробіонтів, у вегетаційний період були дещо більшими в поверхневому шарі води, ніж у придонному. Незважаючи на те, що у придонних шарах спостерігався менший вміст кисню і можна було очікувати міграцію зазначених речовин з ДВ у воду, нами не виявлено збільшення їх концентрації на дні. Вірогідними причинами цих відмінностей можуть бути досить інтенсивні процеси розмноження водоростей у поверхневих шарах води навесні, більше прогрівання поверхні водойми у теплі пори року і, як наслідок, посилений синтез білків і вуглеводів для клітин гідробіонтів. Що стосується вмісту ГК та ФК, які є більш стійкими сполуками з біохімічної точки зору, то зменшення вмісту розчиненого кисню в придонному шарі води призвело до незначного підвищення їх концентрації (див. табл. 2).

Аналіз динаміки концентрацій розчиненого кисню у поверхневому шарі води (на прикладі нижнього б'єфу Київського водосховища) засвідчив, що його зменшення пов'язане з початком активних продукційних процесів, які відбуваються саме в поверхневих шарах води і потребують значних витрат кисню (рис. 1). Найменші значення розчиненого кисню спостерігались у липні, коли біохімічні процеси метаболізму у клітинах водоростей досягають своєї найбільшої інтенсивності. При цьому у воду надходить багато РОР, які легко засвоюються гідробіонтами.

Концентрації вуглеводів та БПР у зазначений період мали найбільше значення (рис.1). ФК належать до легкоокиснюваних органічних речовин, надходження яких у водосховище залежить переважно від алохтонних чинників. Їх вміст у воді був найвищим у травні, коли під час водопілля у воду потрапляє велика кількість

гумусових речовин. Наведені дані добре узгоджуються з низькими значеннями вмісту у воді кисню, які припадають на цей період і можуть додатково свідчити про взаємозв'язок між цими процесами.

Таблиця 2. Вміст розчиненого кисню та розчинених органічних речовин у воді Київського водосховища у 2008 р.

Дата	Точки відбору проб	O ₂ , мг/дм ³	ПО, мгО/дм ³	БО, мгО/дм ³	ГК, мг/дм ³	ФК, мг/дм ³	БПР, мг/дм ³	Вуглеводи, мг/дм ³
21.05.	нижн.б'єф,п	8,21	18,4	57,6	1,2	22,7	0,77	2,84
	-«-, дно	5,85	19,3	66,4	1,4	27,3	0,72	2,58
	Глібовка,п.	5,85	13,5	43,2	0,6	13,7	0,90	3,08
	-«-, дно	3,00	14,1	48,9	0,7	13,7	0,75	2,70
17.09.	нижн.б'єф,п	8,42	14,7	36,5	0,38	8,4	0,60	1,73
	-«-, дно	8,30	15,4	45,6	0,66	10,7	0,70	2,00
	Глібовка,п.	10,17	16,3	60,8	0,82	15,5	0,62	1,76
	-«-, дно	9,64	16,9	66,9	0,74	15,4	0,68	1,98

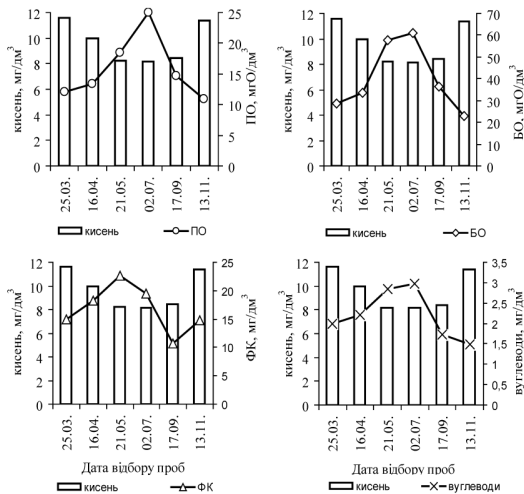


Рис.1. Динаміка вмісту органічних речовин у воді поверхневого шару нижнього б'єфу Київського водосховища в залежності від концентрації розчиненого кисню.

Підсумовуючи одержані результати, можна зробити висновок, що при вивченні у водоймах динаміки вмісту РОР в залежності від кисневого режиму необхідно враховувати як абіотичні, так і біотичні чинники.

Література

1. Васильчук Т.О., Осипенко В.П., Євтух Т.В. Донні відклади як джерело забруднення водного середовища органічними речовинами // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2005. – 8. – С. 36–40.
2. Денисова А.И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ и методы его прогнозирования. – Киев: Наук. думка, 1979. – 243 с.
3. Денисова А.И., Нахшина Е.П., Новиков Б.Н., Рябов А.К. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. – К.: Наук. думка, 1987. – 164 с.
4. Линник П.Н., Васильчук Т.А., Болелая Н.В. Гумусовые вещества в воде днепровских водохранилищ // Гидробиол. журн. – 1995. – 31, № 2. – С. 74–81.
5. Методи гідрологічних досліджень поверхневих вод // За ред. акад. НАН України Романенка В.Д. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
6. Сакевич А.И. Экзометаболиты пресноводных водорослей. – К.: Наук. думка, 1985. – 200 с.

РЕАКЦИЯ ГИДРОБИОНТОВ НА ПОСТУПЛЕНИЕ В КОНТИНЕНТАЛЬНЫЕ ВОДОЕМЫ ГЕРБИЦИДОВ

А.И. САКЕВИЧ, О.М. УСЕНКО

Институт гидробиологии НАН Украины

Интенсификация сельскохозяйственного производства сопровождается применением гербицидов для борьбы с сорняками на участках выращивания культурных растений. Это касается как высокоиндустриальных фермерских хозяйств с их обширными территориями, так и отдельных дачных участков. Использование пестицидов приводит к тому, что часть из них поступает в водоемы и может способствовать изменению функциональной активности гидробионтов и потребителей воды.

На рынок Украины часто поступают гербициды разных фирм производителей, действующим веществом которых является изопропиламинная соль глифосата. В мире зарегистрировано более 90 торговых названий гербицидов на основе глифосата, которые используются для внесения под более чем 100 сельскохозяйственных культур [12]. При внесении этих гербицидов на поля перед выпадением дождей может выноситься в водоемы до 99% препарата от общего выноса в последующее время [9]. Было доказано, что концентрация глифосата через сутки после обработки полей в сливных стоках может составлять 5,2 мг/дм³, а через 4 месяца она уменьшается до 2 мкг/дм³.

В Украине ПДК раундапа для рыбохозяйственных водоемов составляет 1 мкг/дм³, а в водоемах санитарно-бытового использования – 100 мкг/дм³ [2].

Литературных источников по изучению токсичности глифосата для водной фауны и флоры мало. Наиболее исследованы препараты раундап, факел, ураган и некоторые другие. Известно [3], что гербицид факел оказывает на *Ceriodaphnia affinis* нервнопаралитическое воздействие. LC₅₀ гербицида для молоди этой дафнии через 120 ч составляла 1,75–2,13 мг/дм³. 10 мкг/дм³ является хронически летальной. При концентрации факела 5,0 и 2,5 мг/дм³ продуктивность гидробионта снижается на 40–36%

соответственно. Концентрация 0,001 мг/дм³ гербицида не вызывает у дафний обнаруживаемых отличий от нормы и, следовательно, может быть отнесена к недействующей. По классификации ВОЗ, гербицид факел следует отнести к числу веществ, токсичных для гидробионтов. Исследования действия раундапа в разных концентрациях на *Daphnia magna* в экспериментальных прудах показали, что гербицид не оказывает достоверного токсического действия на дафний. Выживаемость рачков в контрольных и подопытных садках была почти одинаковой [11].

Токсичность гербицида норвел для *Poecilla reticulates*, *Cyprinus carpio*, *Daphnia magna* и *Ceriodaphnie affinis* проявляется в наркотическом и нервнопаралитическом воздействии в первые сутки опыта. Недействующими концентрациями для рыб являются 0,2–0,01 мг/дм³ гербицида, для *Daphnia magna* – 0,1 мг/дм³, а для *Ceriodaphnie affinis* – 0,001 мг/дм³. Гербицид норвел можно классифицировать как токсичный и сильно токсичный для исследуемых тест-объектов [1].

Глифосат используется и как средство химической борьбы с водными растениями (сальвиния, водный гиацинт, ряска, рдест, камыш обыкновенный) при создании ими помех в водопользовании [4, 7, 10]. При 1 мг/дм³ глифосата отмечена стимуляция роста корней рдеста, при более высоких концентрациях – угнетение. При концентрации раундапа 984 мг/дм³ отмечалось отмирание сальвинии через 26 суток, а при 492 мг/дм³ через 40 суток. Чистая культура *Euglena gracilis* подавлялась глифосатом и погибала при концентрации 1 ммоль, а рост хлореллы ингибировался на 50% при 17,7 ммоль [8]. Гербицид сангли оказывает стимулирующее действие на *Selenastrum gracile* при концентрациях 1–20 мг/дм³, максимальная стимуляция отмечена при 1 мг/дм³. Эффект угнетения этой водоросли наблюдался при концентрации 30 мг/дм³ и выше, а морфологические изменения отдельных клеток проявлялись при концентрации 1000–2000 мг/дм³. ЕС₅₀ гербицида через 72 ч для *Selenastrum gracile* составляла 1350±80 мг/дм³.

Проведенные нами опыты по влиянию раундапа и урагана на фотосинтетическую активность культур некоторых видов сине-зеленых и зеленых водорослей [5] показали, что даже одни и те же

концентрации этих гербицидов могут ингибировать или стимулировать продукцию кислорода фотосинтетиками – в зависимости от времени их контакта с этими препаратами.

Если концентрация раундапа $0,1 \text{ мг/дм}^3$ в начале опыта ингибировала фотосинтез клеток *Microcystis aeruginosa*, то на 7-е сутки это действие не наблюдалось, в определенной степени проявлялась даже стимуляция функциональной активности водоросли (рис. 1).

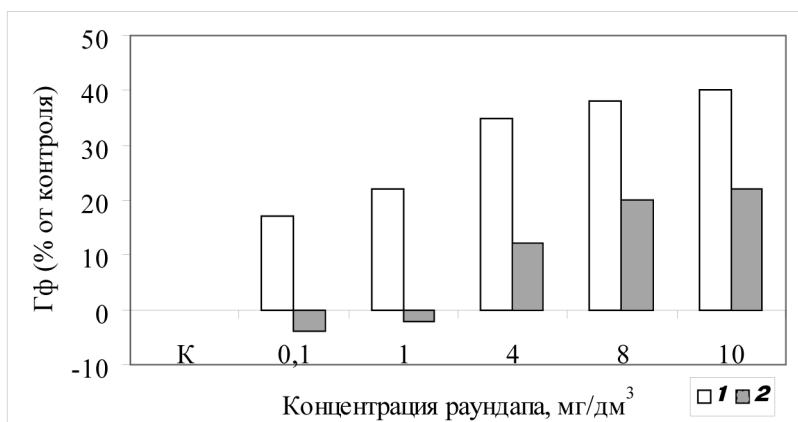


Рис. 1. Изменение фотосинтетической активности культуры *Microcystis aeruginosa* под действием разных концентраций раундапа на 3-и (1) и 7-е (2) сутки опыта

Увеличение показателя Γ_{ϕ} свидетельствует, что фотосинтез этой водоросли ингибировался на 3-и сутки контакта клеткой с раундапом по сравнению с контролем до 40% при концентрации этого препарата 10 мг/дм^3 . На 7-е сутки это действие уменьшалось до 20%.

В культуре *M. aeruginosa* действие раундапа на фотосинтез клеток этой водоросли значительно отличается от их природных популяций. Здесь ее клетки не содержат большой слизистой оболочки, поэтому они реагируют на любые альгициды в значительно меньших концентрациях, чем в водоемах. Это можно наблюдать на примере другой водоросли *Nostoc muscorum*, в которой в значи-

тельном количестве содержатся слизистые вещества их оболочек (рис. 2). Ингибирование фотосинтетической активности наблюдалось только при концентрации действующего вещества урагана 50 мг/дм³. Подобное действие на эту водоросль оказывал также раундап. Полное ингибирование фотосинтеза прекращалось только при концентрации урагана 500 мг/дм³.

Подобное действие на функциональную активность зеленых водорослей *Acutodesmus dimorphus* и *Chlorella vulgaris* проявлял раундап [6]. При этом малые концентрации гербицидов (10–200 мг/дм³) не ингибировали, а стимулировали фотосинтез зеленых водорослей.

Опыты показали, что в течение трех суток контакта водорослей с раундапом и ураганом наблюдается угнетение их фотосинтетической активности даже при концентрации 1 мг/дм³ соответственно на 8,13 и 7,86% по сравнению с контролем.

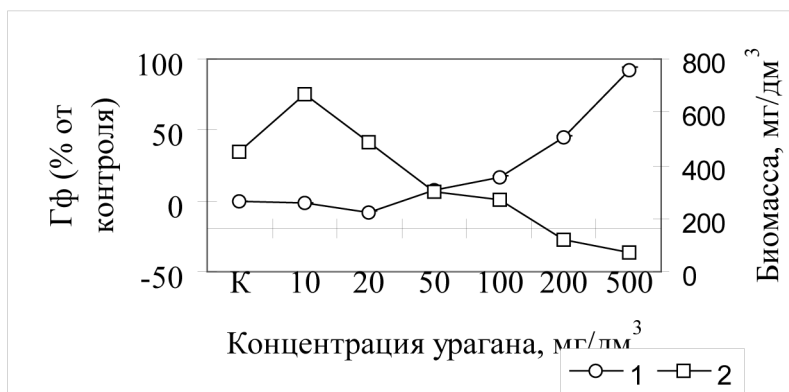


Рис. 2. Влияние разных концентраций урагана на фотосинтетическую активность и рост биомассы культуры *Nostoc muscorum* (1 – фотосинтетическая активность, 2 – биомасса)

Через 7 суток эти показатели резко уменьшались (табл.). В это время ингибирование фотосинтеза при начальной концентрации гербицидов 1–10 мг/дм³ сменилось на стимулирование. Распад раундапа за это время прошел значительно интенсивнее, чем урагана.

Таким образом, согласно литературным данным относительно концентраций гербицидов, которые могут поступать в континентальные водоемы с полей, и времени их распада в щелочных условиях, можно утверждать, что их ингибирующее действие на фотосинтез фитопланктона может проявляться только на первых этапах контакта водорослей с фосфорсодержащими гербицидами. Уже через несколько суток их ингибирующее действие на фотосинтез фитопланктона сменяется на стимуляцию.

Таблица 1. Часова зміна впливу раундапу і урагану на фотосинтетичну активність фітопланктону в умовах модельного досліді

Концентрація гербіциду, мг/дм ³	Гф	
	3 доба	7 доба
Раундап		
1	18,1	– 10,5
10	34,4	– 15,1
30	93,4	
50	97,2	61,8
100	100,0	60,5
Ураган		
1	7,9	– 1,2
10	33,2	– 5,5
50	87,7	7,8
100	90,6	51,2

Литература

1. Лоханская В.И., Щербань Э.П., Мельничук С.Д. Острая токсичность гербицида норвел для рыб и ветвистоусых рачков // Гидробиол. журн. – 2008. – 44, № 1. – С. 79–90.
2. Мельников Н.Н. и др. Пестициды и регуляторы роста растений: Справочник. – М.: Химия, 1995. – 575 с.
3. Мельничук С.Д., Щербань Э.П., Лоханская В.И. Оценка токсичности гербицидов на основе глифосата методом биотестирования на ветвистоусых рачках // Гидробиол. журн. – 2007. – 43, № 1. – С. 84–96.

4. Мартынов А.Н., Красновидов А.Н. Экологические последствия применения раундапа на землях несельскохозяйственного пользования. – СПб.: НИИ лес. хоз-ва, 1996. – 29 с.
5. Починок Х.Н. Методы биохимического анализа растений. – Киев: Наук. думка, 1976. – 334 с.
6. Усенко О.М., Сакевич О.Й. Оцінка впливу гліфосату на зміну функціональної активності культур водоростей // Современные проблемы гидробиологии. Перспективы, пути и методы исследований-2: Материалы межд. науч. конф. – Херсон, 2008. – С. 476–480.
7. Astiz S., Alvarez H. Indirect effects of glyphosate application in the control of *Salvinia auriculata* in experimental system: Pap. Congr. Int. Assoc. Theor. and Appl. Limnol., Barcelona. – 1992. – Pt. 4. – Verh. // Int. Ver theor and angew. Limnol. – 1994. – 25, Pt. 4. – P. 2064–2067.
8. Carlisle S.M., Trevors J.T. Glyphosate in the environment // Water, Air Soil Pollution. – 1988. – 39, № 3–4. – P. 409–420.
9. Edwards W.M., Triplett G.B. A watershed study glyphosate transport in runoff // Environmental Quality. – 1980. – 9, part 4. – P. 661–665.
10. Hartman W., Martin Dan B. Effects of four agricultural pesticides on *Daphnia pulex*, *Lemna minor* and *Potamogeton pectinatus* // Bull. Environ. Contam. And Toxicol. – 1985. – 35, N 5. – P. 646–651.
11. Hildebrand L.D., Sullivan D.S., Sullivan P. Effects of Roundup herbicide on populations of *Daphnia magna* in a forest pond. // Ibid. – 1980. – 25, N 3. – P. 353–357.
12. Pechlaner R. Glyphosate in herbicides: An overlooked threat to microbial bottom-up processes in freshwater system // Vern. (Int. Ver. theor. und angew Limnol). – 2003. – 28, r. 4. – P. 1831–1835.

УТВОРЕННЯ ТРИГАЛОГЕНМЕТАНІВ ПРИ ХЛОРУВАННІ ПИТНОЇ ВОДИ: АСПЕКТИ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДИ, ВПЛИВ НА ФОРМУВАННЯ ОНКОЛОГІЧНОЇ ЗАХВОРЮВАНОСТІ СЕРЕД НАСЕЛЕННЯ

С.А. РИЖЕНКО*, А.Ю. ЛИСИЙ, К.П. ВАЙНЕР*, І.І. ГРУЗІН,
Н.Ф. ЯКОВЕЦЬ, Л.О. ПОГОРЄЛОВА, В.С. ПРАВИЛО,
Л.П. РАСПОПОВА, В.І. КОРСУН, І.М. СТОРОЖУК,
М.С. ГОПКАЛО, Т.І. МОСКАЛЕНКО, С.І. ПІДГАЙНА,
І.А. ПОЗІГУН, О.М. ШВЕЦОВА

**Дніпропетровська обласна санепідстанція, м. Дніпропетровськ; Криворізька
міська санепідстанція, м. Кривий Ріг*

Стан джерел водопостачання (ДВП) та якість питної води (ПВ) безпосередньо впливають на здоров'я населення (СЗН) і, як з'ясовується, у зв'язку зі зростанням антропогенного забруднення здебільше негативно. За даними ВООЗ, 25% населення постійно ризикують захворіти на хвороби, пов'язані зі споживанням недоброякісної ПВ. Україна за рівнем водозабезпечення посідає одне з останніх місць серед країн Європи. Водночас за водоемкістю валового суспільного продукту наша країна випереджає інші. Тому її водні ресурси використовуються, а отже, і забруднюються, у кілька разів інтенсивніше, ніж в інших країнах [1].

Пріоритетним по поширеності і небезпеці компонентом забруднення води ДВП і ПВ є хлорорганічні сполуки (ХОС), що пов'язано з декількома причинами: широким застосуванням, утворенням при обеззараженні води шляхом хлорування (ХВ), високою хімічною і біологічною активністю. Знання механізмів утворення ХОС, зокрема тригалогенметанів (ТГМ), при ХВ ПВ надзвичайно важливо, оскільки дає можливість контролювати процес обробки ПВ і прогнозувати можливе утворення ХОС в ПВ після ХВ. Крім того, дані, отримані в процесі вивчення взаємодії хлору з органічним субстратом ПВ, можуть послужити основою для розробки оптимальних технологічних схем обеззараження ПВ, що забезпечують вміст ТГМ в ній на рівні або нижче їх гранично допустимих концентрацій (ГДК) [2]. ТГМ утворюються шляхом галогенування нетоксичних гумінових

речовин (гумінова кислота, фульвокислоти, похідні фенолу, аніліну, продукти метаболізму водоростей, що містяться у воді поверхневих ДВП) з хлором. У процесі ХВ ПВ може утворюватися до 50 ХОС, найбільше значення з яких мають наступні представники ТГМ: хлороформ, дибромхлорметан, тетрахлорвуглець. Оскільки частка хлороформу від сумарної кількості ТГМ складає 70-90%, він приймається як маркер забруднення ПВ ТГМ [3].

Отже, ХОС належать до побічних продуктів обеззараження ПВ. Дані сполуки летючі, тому їх вміст у воді поступово знижується від головних комплексів водопідготовки (КВП) до розподільчої водопровідної мережі (РВМ) [4].

Невідповідність нормативам показників стану ДВП і ПВ істотним чином визначає ступінь екологічної безпеки цілих регіонів. У багатьох розвинутих країнах вже встановлені ГДК ТГМ. Також багато розвинутих країн переходять від ХВ до екологічно більш безпечних способів обеззараження ПВ. З впровадженням у 2005 р. в повному обсязі ДержСанПіН «Вода питна» [5] актуальності в даний час набули токсикологічні показники нешкідливості хімічного складу ПВ, а саме ХОС з групи ТГМ, які є надзвичайно токсичними, мутагенними і канцерогенними речовинами [4].

В Україні найбільша медико-соціальна значущість властива злоякісним новоутворенням (ЗНУ), які займають друге місце у показниках смертності після серцево-судинних захворювань, тому вивчення чинників хімічного канцерогенезу, забруднюючого ПВ, є пріоритетним напрямком профілактичної медицини [6].

Криворізький залізорудний басейн (Кривбас) належить до числа регіонів з найвищими рівнями загальної онкологічної захворюваності (ОЗ) і поширеності ЗНУ по Україні. Тому актуальними є оцінка стану забруднення ПВ, яку споживає населення регіону, токсичними ТГМ та розробка відповідних профілактичних заходів з метою запобігання або зменшення їх негативного впливу на СЗН.

Мета роботи – оцінити роль ТГМ як забруднювачів ПВ, у їх впливі на ОЗ населення потужного індустріального центру – Кривбасу.

Матеріали і методи дослідження.

ДВП Кривбасу є водосховища (ВСХ) Карачунівське і Радущанське. Карачунівське ВСХ (з площею водозабірної території

6540 км²) повністю акумулює стоки малих степових річок Інгулець, Саксагань, Бокова і Боковенька. Радушанське ВСХ (з площею 78 км²) поповнюється за рахунок води з Каховського ВСХ, що надходить по каналу Дніпро – Кривий Ріг.

Визначальними рисами формування хімічного складу води у ВСХ відбувається в складних умовах: а) використання води річок, які живлять ВСХ, для промислового і господарського ВП; б) наявність у басейні річок промислових підприємств (ПП) гірничодобувної, металургійної та інших видів промисловості, які забезпечують надходження в ДВП регіону в різні роки від 153,3 до 211,8 млн. м³/рік стічних вод (СВ), що містять величезну кількість забруднюючих речовин; в) наявність у басейні річок орних земель, на яких протягом багатьох років використовувалися десятки тисяч тонн мінеральних добрив і тисячі тонн пестицидів; як наслідок, ґрунтовий покрив на території басейну річок виявився істотно забрудненим. Перевантаження потужностей очисних споруд приводить до значного забруднення водоймищ регіону такими речовинами, як фенол, нафтопродукти, солі важких металів, роданід, пестициди, а також до мікробного забруднення.

Карачунівські ВОС (КВОС) працюють з 1937 р., забезпечують 30% потреби міста в ПВ; Радушанські ВОС (РВОС) – з 1962 р. і забезпечують 70% ПВ. Вода з КВОС надходить, в основному, мешканцям Центрально-Міського району; до споживачів решти шести районів міста ПВ поступає з РВОС (в північній частині міста відбувається змішування води, яка подається з обох ВОС).

Об'єктом дослідження була вода вказаних ВСХ після повного комплексу очищення і обеззараження хлором. Точками відбору проб води служили резервуари чистої води (РЧВ) КВОС і РВОС, що виробляють більше 500 тис. м³ ПВ за добу, а також постійні точки відбору на РВМ, протяжність якої складає більше 1730 км. Досліджувалися проби ПВ, відібрані фахівцями санепідслужби протягом 6 років (2002-2007 рр.). При виконанні роботи дослідження проводилися на газовому хроматографі «Цвет-500». Проаналізовано 518 проб з РЧВ після водопідготовки (ВП) на обох ВОС, 1085 проб – з РВМ, а також 321 пробу з ВСХ і 348 проб з річок Інгулець та Саксагань.

Аналіз рівня і структури ОЗ серед населення Кривбасу проводили за даними управління охорони здоров'я міськвиконкому за 2001-2007 рр. Всі отримані дані оброблялися за допомогою загальноприйнятих статистичних методів.

Результати і обговорення.

Як показують результати санітарно-хімічного аналізу води ДВП Кривбасу і ПВ в РВМ, вміст ТГМ значно варіабельний і залежить від пори року, хімічного складу води, рН, дози хлору, а також вмісту у воді органічних сполук.

Отримані нами дані свідчать про те, що питома вага відібраних в РЧВ проб, в яких концентрація ТГМ перевищує ГДК, неоднакова для вивчених ВОС. Так, на КВОС цей показник в середньому за рік складає 4,3%, а на РВОС – 14,3%. Проте в літній сезон параметри цього показника досягають рівня 13,1% і 25,7% відповідно.

Широкий діапазон коливань питомої ваги нестандартних проб пов'язаний з сезонними змінами вмісту у воді органічних сполук рослинного походження, які утворюються переважно в літній період. Це узгоджується з результатами досліджень інших авторів [4]. В той же час вміст ТГМ у місцях водозаборів з поверхневих ДВП в період, що вивчається, коливався від 0 до 0,069 мг/дм³ у ВСХ і від 0 до 0,025 мг/дм³ в річках.

Встановлено, що вивчені ДВП мають значне забруднення ТГМ. Тому необхідно законодавчо затвердити принцип, згідно з яким місце скиду СВ ПП в річку повинне бути вище його власного водозабору, що пропонувалось нами раніше [7]. Це примусить ПП розробляти і впроваджувати технології, які оберігають водоймища від забруднення.

Відзначено, що вміст ТГМ в позитивних пробах з РЧВ коливався від 0,0056 до 0,078 мг/дм³ на КВОС і від 0,05 до 0,1 мг/дм³ – на РВОС. Отже, після первинного і вторинного ХВ концентрація ТГМ в РЧВ збільшувалася, досягаючи перевищення у декілька разів, і ще більше збільшувалася в ПВ РВМ, складаючи 0,09-0,1 мг/дм³. Аналогічні результати отримані в дослідженнях О.Б. Єрмаченко та співавт. [2]. При зростанні в ПВ залишкового хлору до 1,5-1,6 мг/дм³ вміст ТГМ, в першу чергу хлороформу, істотно збільшується.

Найвища питома вага нестандартних за вмістом ТГМ проб

ПВ з РВМ припадає на літній сезон; в цей період визначаються і найвищі концентрації ТГМ в досліджених пробах. Так, найвищі концентрації ТГМ в ПВ, яка подається безпосередньо споживачу, реєструвалися в червні-серпні – до 0,15 мг/дм³. Проведені дослідження показали, що у ряді випадків вміст ТГМ в ПВ перевищує ГДК в 1,2-2,5 і більше разів.

Резюмуючи, можна відзначити, що підтверджена теза про те, що при існуючій технологічній схемі обеззараження ПВ (ХВ) утворюються побічні продукти – ХОС.

Як відомо з даних літератури, деякі ХОС мають здатність викликати найбільш несприятливий з усіх віддалених ефектів – розвиток ЗНУ. Є дані [8-11], які вказують на зв'язок між ХВ ПВ і збільшенням ОЗ. Отримані нами матеріали свідчать, що ЗНУ виникають серед населення регіону і його різних груп з неоднаковою частотою. Оцінюючи динаміку показників ОЗ серед населення Кривбасу за період 2001-2007 рр. (мал.), виявлено зростання ОЗ в середньому на 11%. Пік зростання ОЗ припадає на 2005 р., коли загальні показники ОЗ, в порівнянні з 2001р., підвищились на 18,2%.

Це узгоджується з результатами досліджень інших авторів: динаміка загальної ОЗ населення м. Одеси характеризується чітко вираженою тенденцією до зростання. Така тенденція, на думку авторів, яка співпадає з нашою, є віддзеркаленням загального збільшення кількості канцерогенних речовин в НПС: АП, продуктах харчування і ПВ. Дослідниками виявлена наявність одно-двохрічного латентного періоду дії канцерогенних речовин, що містяться в ПВ, яка подається населенню [12].

Необхідно констатувати, що чоловіки хворіють ЗНУ частіше, ніж жінки – в 2007 р. показники ОЗ склали 405,1 і 340,9 відповідно. При цьому і темпи зростання ОЗ серед чоловіків вищі, ніж серед жінок. Винятком є 2005 рік: показники ОЗ, порівняно з 2001роком, підвищились серед чоловіків на 16,8%, в той же час серед жінок – на 20,9%; параметри цього показника досягають рівня відповідно 422,3 і 375,5.

Перевищення ОЗ серед чоловіків формується за рахунок таких локалізацій:

трахея, бронхи і легені; шлунок; пряма кишка; сечовий міхур; нирки; порожнина рота і глотки. У жінок близько третини всієї ОЗ



Малюнок. Динаміка онкозахворюваності населення Кривбасу
(в залежності від статі) за 2001-2007 рр.

припадає на репродуктивну сферу, де домінує частота ЗНУ молочної залози і тіла матки; крім того, жінки частіше за чоловіків хворіють на рак щитовидної залози і шкіри. Наші дані в основному співпадають з даними інших авторів [2,4]. З окремих локалізацій ЗНУ лідируюче рангове місце займають ОЗ шкіри; друге і третє положення ділять між собою ЗНУ трахеї, бронхів, легенів і молочної залози; на четвертому – шлунка. Такі результати дещо відрізняються від результатів спостережень П.В. Шибаєва та співавт. по м. Донецьку, де перше місце займають ОЗ шлунка, друге і третє – ЗНУ ободової і прямої кишки [4]. В той же час наші дані по ряду позицій співпадають з даними роботи Е.А. Дмитренко [11], в якій представлений аналіз формування ОЗ населення Донецького промислового регіону. Останнє місце серед локалізацій ОЗ серед населення Кривбасу, як і серед населення Донецька, займають ЗНУ губи.

Порівняння показників ОЗ серед населення нашого регіону з показниками поширеності онкопатології серед населення Донецька обумовлено тим, що Кривий Ріг і Донецьк, відповідно до даних А.М. Сердюка (1998), є лідерами по інтегральному показнику забруднення НПС. Високий рівень ОЗ обумовлений зростанням забруднення навколишнього природного середовища в промислових містах. Хоча, як наголошують Я.І. Звіняцьківський і О.В. Бердник (1996), у будь-якому випадку грають роль і інші чинники як ендегенні, так і екзогенні. Дискусія з приводу ролі ХВ ПВ в плані збільшення ризику виникнення ОЗ триває.

Наведені дані свідчать про необхідність активно практикувати застосування альтернативно можливих (або додаткових) методів обеззараження ПВ: заміна хлору на менш токсичний діоксид хлору (ДОХ) [13], застосування УФ-опромінення, озонування, електроімпульсної технології водопідготовки і ін. [4].

Сьогодні ДОХ застосовується у практиці ВП багатьох країн. У США і Канаді його використовують на 120 ВОС, у Західній Європі (Франції, Швейцарії, Великобританії, Італії, ФРН) – на 450. У країнах колишнього СРСР цей реагент почали застосовувати тільки наприкінці 90-х років. У 1996 і 1998 рр. введено в експлуатацію відповідне устаткування в Іллічівську і Южному Одеської області. У 2002-2003 рр. дану технологію застосували в Новополоцьку (Республіка Білорусь), Єкатеринбурзі і Нижньому Тагілі (Російська Федерація). Нещодавно дана технологія впроваджена у Жовтих Водах (Дніпропетровська обл.), Запоріжжі (ЗАТ «Запоріжжкокс») [9, 14].

У роботі М.Г. Щербань (2006) представлені результати гігієнічної оцінки ефективності електроімпульсної технології ВП. Встановлено, що в результаті процесів радіолізу і коагуляції відбувається поліпшення органолептичної і фізико-хімічної якості води. Досягнення нормативних величин за органолептичними показниками можливе при умові додаткової фільтрації води. Встановлений також високий ефект деструкції пестицидів.

Разом з тим слід удосконалювати технологію ХВ ПВ. Як відомо, ГОСТ 2874-82 «Вода питьевая» допускає коливання величини рН у ПВ від 6,0 до 9,0. Але цей показник потребує особливої уваги при обробці ПВ хлором. В.О. Прокопов та співавт. (2004) для зниження рівня утворення ТГМ рекомендують слабокислі або нейтральні значення рН (6,0-7,5) води, що хлорується.

Заслужують уваги результати досліджень Л. В. Ахальцевої та співавт. впливу йодування на сумарну мутагенну активність (СМА) хлорованої ПВ з поверхневих ДВП. В експериментальних умовах отримані дані, які свідчать про те, що йодування хлорованої ПВ при рН 7,3-7,5 протягом 30 хв. істотно знижує її СМА. Зниження СМА хлорованої ПВ зростає із збільшенням дози йоду (в діапазоні доз від 0,5 до 4 мг/л). Вказане йодування буде використане як засіб для усунення дефіциту надходження йоду в організм, а також як додат-

ковий дезінфікуючий засіб у системах ВП, що веде до зниження доз хлору і зменшення утворення при ХВ ХОС [15].

Не менш важливим є застосування на ВОС найраціональніших і якісних методів очищення води від органічних сполук рослинного походження (заміна фільтрів, коагулянтів і ін.). Слід рекомендувати споживачам відстоювати, кип'ятити ПВ, використовувати для додаткового очищення ПВ побутові фільтри.

Таким чином, наявність в ПВ ХОС, в першу чергу ТГМ, дозволяє розглядати дані речовини як потенційно небезпечні для здоров'я населення. Дана проблема актуальна, вимагає подальшого вивчення і дослідження.

Висновки

1. При існуючій технологічній схемі обеззараження ПВ (хлоруванні) утворюються побічні продукти – ХОС. У ПВ, яка подається населенню Кривбасу, містяться канцерогенні сполуки, що надходять в ДВП з поверхневими стоками і не усунені в процесі ВП.

2. Окремі ХОС, в першу чергу ТГМ, володіють здатністю викликати розвиток ЗНУ. Ці сполуки значною мірою відповідальні за високий рівень ОЗ населення Кривбасу.

3. Виявлено зростання онкопатології серед населення регіону за період 2001-2007 рр. в середньому на 11%. Чоловіки хворіють ЗНУ частіше, ніж жінки: в 2007 р. показники захворюваності склали 405,1 і 340,9 відповідно. При цьому темпи зростання ОЗ серед чоловіків вищі, ніж серед жінок.

4. ОЗ серед чоловіків формується за рахунок таких локалізацій: трахея, бронхи і легені; шлунок; пряма кишка; сечовий міхур; нирки; порожнина рота і глотки. У жінок близько третини всієї ОЗ припадає на репродуктивну сферу, де домінує частота ЗНУ молочної залози і тіла матки.

5. Необхідно застосовувати альтернативно можливі (або додаткові) методи обеззараження ПВ: заміна хлору на менш токсичний ДОХ, застосування УФ-опромінення, озонування, електроімпульсної технології ВП і ін.

6. Слід удосконалювати технологію ХВ ПВ: застосування слабких або нейтральних значень рН води, що хлорується; застосування йодування.

7. Потрібно застосовувати на ВОС найраціональніші і якісні методи очищення води від органічних сполук рослинного походження (заміна фільтрів, коагулянтів і ін.).

8. Необхідно регулярно проводити контроль якості ПВ на вміст ТГМ.

9. Рекомендується споживачам ПВ відстоювати, кип'ятити ПВ, використовувати для додаткового очищення ПВ побутові фільтри.

10. Законодавчо затвердити принцип, згідно з яким місце скиду СВ ПП в річку повинне бути вище його власного водозабору, що примусить ПП розробляти і впроваджувати технології, які оберігають водоймища від забруднення.

Вирішення цих завдань дозволило б організувати цілеспрямовану профілактику тієї частини ЗНУ, яка обумовлена споживанням неякісної ПВ.

Література

1. Засипка Л.Г., Ворохта Ю.М., Бабієнко В.В., Кільдишова А.М. Проблема забруднення джерел питного водопостачання в Одеській області нітратами //Одеський медичний журнал. – 2008. – № 6 (110). – С.67-69.

2. Ермаченко А.Б., Котов В.С., Пономарёва И.Б. и др. Галогенсодержащие соединения в питьевой воде как фактор риска формирования онкологической заболеваемости населения //Гігієнічна наука та практика на рубежі століть: Матер. XIV з'їзду гігієністів України. – Дніпропетровськ, 2004, – Т.1. – С.204-207.

3. Сова Р.Е., Корякина Н.А., Сморз С.В., Шилина В.Ф. Международные и национальные стандарты качества питьевой воды в Украине. Токсиколого-гигиенические аспекты. Сообщение 1. Тригалометаны // Экологическая токсикология. – 2007. – № 2. – С.11-16.

4. Шибаев П.В., Енина Н.П. Влияние хлорорганических соединений в питьевой воде на здоровье населения г. Донецка //Гігієнічна наука та практика на рубежі століть: Матер. XIV з'їзду гігієністів України. – Дніпропетровськ, 2004. – Т.1. – С.116-117.

5. ДержСанПіН «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання», – затверджено наказом МОЗ України від 23.12.1996 за № 383. – К., 1996.

6. Прокопов В.О. Наукові та практичні питання забезпечення населення України якісною питною водою //Гігієнічна наука та практика на рубежі століть: Матер. XIV з'їзду гігієністів України. – Дніпропетровськ, 2004, – Т.1. – С. 109-111.

7. Экологические и социально-гигиенические проблемы и пути оздоровления крупного промышленного региона [Монография] /А.Е. Лысый, С.А. Рыженко, И.П. Козярин, М.Г. Мельниченко, В.Г. Капшук. – Кривой Рог, 2007. – 428 с.

8. Прокопов В.О. Першочергові завдання гігієни у сфері питної води та питного водопостачання, спрямовані на виконання загальнодержавної програми «Питна вода України» //Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України. Другі марзєєвські читання: Збірка тез доповідей наук.-практ. конф. – К., 2006. – С.5-7.

9. Петренко Н.Ф., Мокієнко А.В., Гоженко А.І., Пономаренко А.М. Діоксид хлору як оптимальний засіб забезпечення якості питної води //Одеський медичний журнал. – 2007. – № 2 (100). – С.75-78.

10. Прокопов В.О., Чичковська Г.В., Зоріна О.В. Хлорорганічні сполуки у питній воді: фактори та умови їх утворення //Довкілля та здоров'я. – 2004. – № 2 (29). – С.70-73.

11. Дмитренко Е.А. Формирование онкологической заболеваемости населения Донецкого промышленного региона в условиях загрязнения питьевой воды тригалометанами //Вестник гигиены и эпидемиологии. – 2007. – Т.11, № 1. – С.13-16.

12. Ротарь М.Ф., Лиходедова О.Г. Питьевая вода и онкозаболеваемость населения Одессы //Вода и здоровье, 2000. – С.124-130.

13. Мокієнко А.В., Петренко Н.Ф., Гоженко А.І. Знезаражування води як фактор впливу на здоров'я населення //Одеський медичний журнал. – 2006. – № 6 (98). – С.76-77.

14. Мокиенко А.В., Засыпка Л.И., Красницкая Л.В., Садкова А.Б. Обеззараживание питьевой воды диоксидом хлора как фактор снижения заболеваемости населения вирусным гепатитом А //Довкілля та здоров'я. – 2005. – №4 (35). – С.21-25.

15. Ахальцева Л.В., Журков В.С., Кирьянова Л.Ф. и др. Влияние йодирования на суммарную мутагенную активность хлорированной водопроводной воды //Гигиена и санитария. – 2005. – № 4. – С.18-20.

СПОСІБ ОЧИСТКИ СТИЧНИХ ВОД ПРОЦЕСІВ ХРОМУВАННЯ

Г.А. КРОЇК, О.А. ШЕВЧЕНКО

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара

Розрахунок класу токсичності відходів сміттєспалювальної установки виконували, враховуючи їх вміст з гранично допустимими концентраціями металів у ґрунті. Проведена оцінка токсичності не тільки валового вмісту важких металів, а й водорозчинних солей, що містяться в золі. Результати аналізу водної витяжки показали, що зола має кислотно-лужний показник $pH=12,3$. Вміст рухомих форм металів у золі представлено в таблиці 1.

З таблиці 1 видно, що для елементів I класу небезпеки незначне перевищення ГДК рухомих форм спостерігається лише для кадмію, для другого класу – для нікелю. Виходячи з реальних концентрацій важких металів у відходах у їх практично незначній розчинності у воді і незначній рухомості в буферних середовищах металів I та II класу небезпеки, а також відповідно середньому індексу токсичності ступінь небезпеки даної золи є допустимим, а самі відходи належать до IV класу небезпеки. Особливістю даної золи є те, що водна фракція золи має лужну реакцію ($pH=12,3$). Тому золу доцільно використовувати для нейтралізації та очистки стічних вод гальванічного виробництва. Метою даної роботи є дослідження можливості утилізації золи сміттєспалювального приладу шляхом використання її для очистки стічних вод гальванічного виробництва процесу хромування. Склад стічних вод наведено в таблиці 2.

Таблиця 1. Вміст рухомих форм важких металів та оцінка ступеня небезпеки відходів

Метал	Вміст металу у золі, мг/кг	Клас небезпеки	Індекс токсичності	Середній індекс токсичності
Zn	16,0	I	0,70	0,89
Mn	12,0	III	0,24	
Cd	0,8	I	1,14	
Ni	6,2	II	1,55	
Cr	4,8	II	0,80	

Як видно з даних, наведених у таблиці 2, вміст важких металів перевищує гранично допустимі концентрації, і вони повинні бути вилучені зі стічних вод гальванічного виробництва до скиду. Особливо слід звернути увагу на хром, концентрація якого в тисячі раз перевищує нормативні значення, а також цинк, кадмій та залізо, які перевищують гранично допустимі значення в десятки разів.

**Таблиця 2. Вміст металів у стічній воді
гальванічного виробництва**

Елемент	Вміст металу в стічній воді, мг/дм ³	Клас небез- пеки	ЛПШ	ГДК, мг/ дм ³
Свинець	Не виявлено	I	Санітарно-токсиколо- гічний	0,03
Кадмій	23	I	Санітарно-токсиколо- гічний	0,1
Мідь	0,1	II	Загальносанітарний	1,0
Хром (III)	250	II	Загальносанітарний	0,5
Хром (VI)	200	I	Загальносанітарний	0,1
Залізо	9,8	III	Санітарно-токсиколо- гічний	0,5
Нікель	0,08	II	Санітарно-токсиколо- гічний	0,1
Марга- нець	1,25	III	Органолептичний (колір)	1,0
Цинк	66	III	Санітарно-токсиколо- гічний	1,0
Кобальт	Не виявлено	II	Загальносанітарний	0,1

Для реалізації запропонованого способу очистки стічних вод гальванічного виробництва з використанням відходів було виконано лабораторне моделювання. Цей метод дозволяє отримати ряд параметрів, необхідних для досягнення максимального ступеня очистки

стічних вод при оптимальному режимі. Для отримання даних параметрів було виконано ряд експериментів, які дозволили оцінити залежність ступеня очищення стічних вод у залежності від:

- величини кислотно-лужного показника реакційного середовища;
- співвідношення рідкої та твердої фаз;
- концентрації металів у розчині;
- перебігу часу – статичні та динамічні умови.

Одночасно з вилученням хрому, як основного забрудника поставлене завдання влучення компонентів, які належать до І класу небезпеки. Це цинк і кадмій. В таблиці 3 наведено результати моделювання в динамічних умовах осадження іонів кадмію зі стічних вод.

**Таблиця 3. Зміни концентрації кадмію та цинку
у пробі води в процесі очистки**

№ проби	Кількість доданої золи, г	Час фільтрації, години	Концентрація кадмію після очистки, мг/дм ³	Концентрація цинку після очистки, мг/дм ³
1	1	72	0,16	19
2	2	72	0,16	7
3	3	72	0,16	6
4	4	72	0,15	5
5	5	72	0,13	1,5
6	5	72	0,13	1,5
7	6	72	0,12	1,2
8	7	72	0,10	1,0
9	7	72	0,10	1,0
10	5	2	0,18	8,0
11	5	4	0,17	5,0
12	5	6	0,14	2,0

Таким чином в залежності від кількості доданого відходу та від часу фільтрації стічної води через шар золи концентрація цинку і кадмію в оптимальних умовах знижується до рівня ГДК. В цих же умовах при початковій концентрації марганцю 1,25 мг/дм³, нікелю

0,08 мг/дм³ та міді 0,1 мг/дм³ ці елементи після очистки протягом 72 годин не були виявлені в розчині. В динамічних умовах було досліджено процес очищення стічних вод від хрому (таблиця 4).

Таблиця 4. Залежність ступеня вилучення хрому загального від часу осадження

Час, години	Концентрація хрому загального, мг/дм ³	pH	Ступінь вилучення хрому загального, %
0	450	2,8	0
2	350	6,2	22,2
4	57	7,4	87,3
6	27	7,8	94,0
24	10	8,3	97,7
72	0,12	9,8	99,9

Як видно з даних, наведених у таблиці, спостерігається прямо пропорційна залежність: зі збільшенням часу реагування між золою та стічною водою підвищується глибина вилучення хрому загального і через 3 доби вона досягає 99,9%. Це пов'язано зі зміною кислотно-лужного показника, який у процесі взаємодії стічної води з золою змінюється від кислого до лужного. Протягом 4 годин концентрація хрому загального знижується майже у вісім разів, тоді протягом наступних 68 годин досягається потрібний ступінь очищення, однак процес очищення уповільнюється.

Таким чином, запропоновано реагентний метод очищення стічних вод у процесі хромування, але не в традиційній його інтерпретації. Замість звичайних хімічних реагентів (сульфіту натрію, бісульфіту натрію чи залізного купоросу і гідроокису натрію) пропонується використовувати золу сміттєспалювальної установки. При цьому відбувається не тільки знешкодження стічних вод, але й паралельно утилізуються відходи.

РЕСУРСОЗБЕРІГАЮЧА ТЕХНОЛОГІЯ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД ПРОЦЕСУ ХРОМУВАННЯ

Г.А. КРОЇК, О.В. СОКОЛОВ

Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара

Гальванічне виробництво, яке входить до структури металургійного підприємства, є одним із джерел утворення стічних вод, причому обсяг стічних вод гальванічного виробництва досягає 30% від обсягу стічних вод усього підприємства. Основними складовими стічних вод, незважаючи на їх різноманіття, є неорганічні сполуки високої токсичності, що зумовлено, насамперед іонами важких металів.

Серед гальванічних виробництв хромування дуже поширений процес, оскільки електролітично осаджений хром має багато цінних властивостей: високу твердість, термостійкість, механічну, хімічну стійкість та високі відбивні властивості, він дає інструментам високу зносостійкість.

Існує багато способів очищення стічних вод процесу хромування, в основу яких закладено різні фізико-хімічні процеси. Проте в цій проблемі можна виділити декілька напрямів, які ще не мають свого рішення. Це створення по-перше, ресурсозберігаючої, а по-друге, екобезпечної технології.

Метою даної роботи є розробка технології очищення стічних вод процесу хромування від токсичних домішок та повернення цих вод у зворотне водопостачання.

Аналіз хімічного складу стічних вод процесу хромування ВАТ «Дніпропетровський трубний завод ім. В.І. Леніна» показав, що основними компонентами-забруднювачами є хром, цинк, мідь та інші (табл. 1).

З таблиці видно, що вміст хром (VI) перевищує гранично-допустимі норми в 9000 разів, хром (III) – у 100 разів, мідь – у 1020 разів, цинк – у 48 разів.

Для очищення стічних вод запропоновано сорбційний метод з використанням природного сорбенту класу алюмосилікатів. Встановлено, що з використанням цього сорбенту зі стічної води вилучаються слідуючі компоненти: хром (III), мідь, цинк і практично не вилучаються іони хрому (VI).

В той же час хром (VI) у вигляді хромової кислоти необхідний для приготування розчину для гальванічного покриття.

Таблиця 1. Хімічний склад промивних вод процесу хромування

Найменування хімічного елементу	Концентрація, мг/дм ³	Клас небезпеки	ГДК, мг/дм ³ (для I категорії водойм)
Cr6+	480	I	0,05
Cr3+	50	II	0,5
Cu	102	II	0,1
Zn	4.8	III	1

Проведено лабораторне моделювання процесів поглинання домішок-забруднювачів зі стічних вод з метою визначення оптимальних умов поглинання металів. Визначено вплив на процес сорбції наступних фізико-хімічних умов: вихідної концентрації металу в розчині, кислотно-лужного показника, співвідношення між твердою та рідкою фазами, часу перебігу процесу. Графічний вигляд залежності ємності поглинання сорбенту щодо поглинання хрому (III) наведений на рисунках 1-3.



Рис. 1. Залежність сорбційної ємності сорбенту від вихідної концентрації хрому (III) в розчині.

Визначено, що залежність ємності поглинання хрому (III) від концентрації має форму, що відповідає ізотермі Ленгмюра. Процес поглинання хрому (III) з використанням даного сорбенту відбувається в широкому діапазоні рН від 2,5 до 7. Оскільки стічні води мають

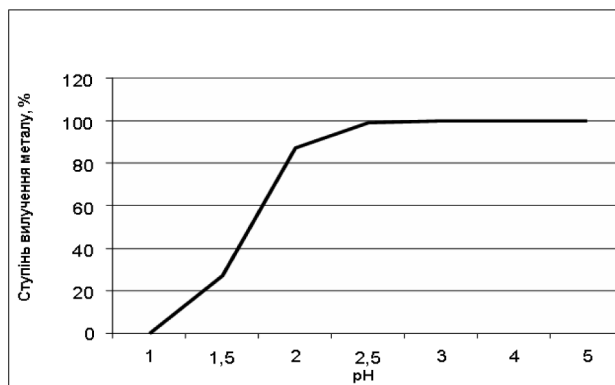


Рис. 2. Залежність ступеня вилучення хрому (III) із розчину від рН середовища

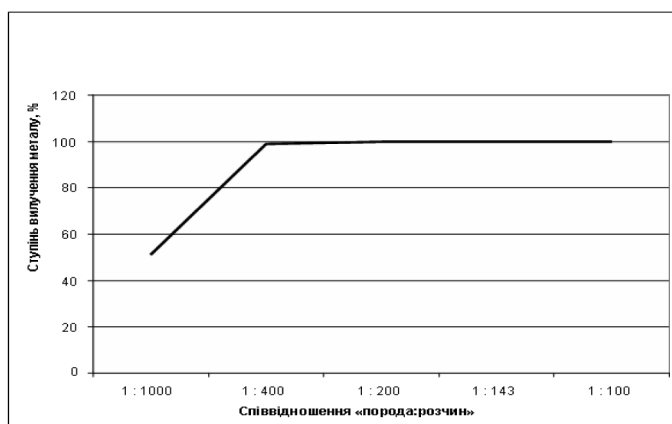


Рис. 3. Залежність ступеня вилучення хрому (III) із розчину від співвідношення «порода-розчин»

рН=2,9, то можливе проведення процесу сорбції без додаткових операцій по нейтралізації стічної води. Це знижує кількість операцій у технологічному процесі та підвищує екологічну безпеку способу за рахунок відсутності хімічних реагентів. Визначено також оптимальні потреби сорбенту для найбільш повного вилучення хрому (III).

На основі проведених досліджень запропонована технологічна схема очистки стічних вод процесу хромування (рис. 4).

Виконано розрахунок необхідного обладнання, а саме адсорбера з нерухомим шаром адсорбенту та нисхідним потоком води, що фільтрується (рис. 5).

Запропонований метод є перспективним головним чином завдяки тому, що використані природні сорбенти мають високу ємність поглинання і дозволяють одночасно звільнити стічні води процесу хромування від домішок (III), міді, цинку. Також природний сорбент є дешевим і його вартість у десятки разів нижча ніж штучного, немає необхідності у його регенерації. Запропонований сорбент є широко розповсюдженим матеріалом. На відміну від хімічних речовин, для одержання яких потрібні реагенти, устаткування, витрати енергії (табл. 2), даний метод є екологічно безпечнішим. Повернення води, збагаченої хромом (VI) для живлення ванн хромування, робить спосіб ресурсозберігаючим.

Таблиця 2. Еколого-економічний аналіз існуючих методів очищення гальванічних стоків

Спосіб очистки	Витрати			Об'єм забрудненої води, м³				
	Електроенергія, кВт/год	Паливо	Всього, МДж	При знешкод- женні стоків	У підприємстві			Усього
					Реагентів	Електро- енергія	Теплопар	
Реагентний	17638	4,275	188883	7820	12156	3140	513	23629
Електро-хіміч- ний	33751	3,3111	218615	-	5229	6008	398	11635
Іонообмінний	16079	1,216	93549	10763	2862	526	146	14297
Комбінований (електро-хіміч- ний і іоно-об- мінний)	21628	2,428	149074	683	3801	3850	292	8626
З використан- ням природних сорбентів	15974	-	85716	-	-	-	-	-

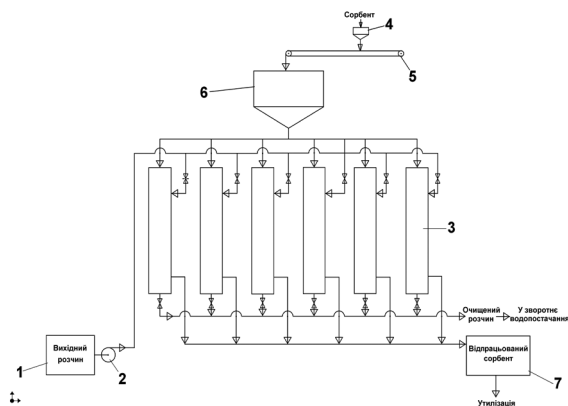


Рис. 4. Принципова схема установки очищення промивних вод від важких металів

1 – ванна з вихідним розчином; 2 – насос; 3 – адсорбер; 4 – дробарка; 5 – конвеєр; 6 – дозатор; 7 – бункер для відпрацьованого сорбенту.

ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Анапольский В.Н. Современные технологии очистки промышленных сточных вод от ионов тяжелых металлов – Авторы., Национальный университет водного хозяйства и природопользования, г. Ровно, ООО «ФАГС». – 500 с.

2. Смирнов А.Д. Сорбционная очистка воды. Химия – Ленинград 1982 г.

3. Проектирование сооружений для очистки сточных вод. Справочное пособие к СНиП. – М: Стройиздат. 1990.– 260 с.

4. Костюк В.И. Очистка сточных вод машиностроительных предприятий. – Киев: Техника, 1990. – 147 с.

5. Долина Л.Ф. Использование природных цеолитов Украины для очистки сточных вод железнодорожного транспорта от радионуклидов. Минск, 1992. – 120 с.

6. Першин В. Ф., Демин О. В. Расчет однофазного лопастного смесителя сыпучих материалов // Научно-технический прогресс в инженерной сфере АПК России – проблемы развития машинных технологий и технических средств производства сельскохозяйственной продукции: Тез. докл. XI Междунар. науч.-прак. конф. – М.: ВИМ, 2002. – Т. 142. – Ч. 2. – С. 18-23.

СТАН ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА І ВПЛИВ НА НЬОГО АНТРОПОГЕННОЇ ДІЯЛЬНОСТІ ЛЮДИНИ

О. В. ДЕЗІРОН., І. В. БУЖАК

Міністерство охорони навколишнього природного середовища в Україні

Необхідність води як ресурсу у житті людського суспільства є незаперечним фактом. Але, на жаль, однобічне, споживче ставлення людини до водних ресурсів призвело до їх виснаження і суттєвого погіршення якості питних властивостей поверхневих і підземних вод, що у свою чергу спричинило ряд екологічних і соціально-економічних проблем. Враховуючи той факт, що Україна займає одне з останніх місць в Європі по забезпеченості власними водними ресурсами, і те, що їх гідрографічна мережа нерівномірно розташована по території нашої держави, стає очевидним той факт, що водні ресурси потребують термінового захисту і відновлення на державному рівні. Вирішення такого роду проблем насамперед може полягати у розробці й впровадженні дієвої державної системи охорони, раціонального і комплексного їх використання. Запропонований шлях вирішення зазначеної проблеми досить складний. Основна умова, яку неможливо обійти при вирішенні поставленого завдання, є та, що розробка й впровадження водоохоронних заходів не повинні завдавати економічної шкоди громадськості й народному господарству, тобто бути економічно виправданим. Таким чином, охорона, раціональне і комплексне використання водних ресурсів є нині одним з найважливіших науково-технічних та економічних завдань і в першу чергу це стосується економічного розвитку країни. Проблема забезпечення населення і суспільного виробництва чистою питною водою в наш час стає дуже актуальною для більшості країн світу. Україна в цьому випадку не є винятком.

Як вже згадувалось, за запасами доступних до використання водних ресурсів Україна належить до малозабезпечених країн Європи та світу. В середні за водністю роки на території України формується 52 млрд. куб. м стоку, тобто на одну людину припадає 1 тис. куб. м річкового стоку у рік. За визначенням Європейської Економічної

Комісії ООН, держава, водні ресурси якої не перевищують 1,7 тис. куб. м на одну людину, вважається водонебезпеченою.

За багаторічними спостереженнями, потенційні ресурси річкових вод України становлять 209,8 млрд. куб. м, з яких лише 25% формується в межах її території, решта надходить з Російської Федерації, Республіки Білорусь, Румунії.

Майже 80% водних ресурсів складають водні ресурси басейну р. Дніпро. З Дніпра забезпечуються водою понад 30 млн. чоловік, або 2/3 усього населення України.

Для підвищення водозабезпечення держави в Україні збудовано 1160 водосховищ загальним об'ємом понад 55 млрд. куб. м, 30 тис. ставків, 7 великих каналів загальною довжиною 1021 км та 10 водогонів великого діаметра, якими вода подається у маловодні регіони України.

Більша частина зарегульованого стоку в Україні припадає на Дніпровський каскад водосховищ – загальний об'єм 43,8 млрд. куб. м і корисний – 18,5 млрд. куб. м.

Більшість крупних водосховищ використовуються комплексно для різних потреб галузей економіки: гідроенергетики і енергетики, водопостачання, зрошення, риборозведення, рекреації і перекидання стоку в маловодні регіони.

Загальнодержавні міжбасейнові канали – Північно-Кримський, Головний Каховський, Інгулецький, Дніпро-Донбас, Дніпро-Інгулець вже декілька десятиліть забезпечують водою такі маловодні регіони, як Донбас, Харків, Кривбас, Крим.

Стан водних ресурсів, їх відтворення і якість безумовно залежать від режиму їх використання.

Основним пріоритетом при розподілі води користується питне водопостачання. При дефіциті стоку обмежується водокористування у сільському господарстві, іригації, промисловості і в енергетиці.

Нинішню водно-екологічну ситуацію в Україні можна охарактеризувати як кризову, що формувалася протягом тривалого періоду через нехтування об'єктивними законами розвитку і відтворення водоресурсного потенціалу України. Відбувалися структурні деформації народного господарства, за яких перевага надавалася розвитку

сировинно-видобувних, найбільш екологічно небезпечних галузей промисловості.

Економіці України притаманна висока питома вага водомістких та енергоємних технологій, впровадження та нарощування яких здійснювалося найбільш «дешевим» способом – без будівництва відповідних очисних споруд.

Практично всі поверхневі джерела України в останні десятиріччя підпадають під суттєву дію антропогенних факторів. Найбільшу небезпеку для господарсько-питних потреб становлять:

- недостатньо очищені або зовсім неочищені стічні води господарсько-фекальної і промислової каналізації, що містять органічні забруднення, іони важких металів;

- нафтопродукти, які надходять з промислових майданчиків та територій міської забудови;

- зливові та талі води, що містять аналогічні види забруднень;

- поверхневий стік від майданчиків тваринницьких ферм та комплексів і дренажні води недостатньо ізольованих хвостосховищ та ставків-накопичувачів відходів виробництва;

- змив з сільськогосподарських угідь продуктів мінеральних добрив і отрутохімікатів, які використовуються для захисту рослин.

Якість водних ресурсів в останні роки, незважаючи на істотне скорочення водоспоживання, погіршується внаслідок неефективної роботи очисних споруд та їх відсутності взагалі.

Особливо складна ситуація спостерігається в басейнах річок Дніпро, Сіверський Донець, річок Приазов'я, окремих приток Дністра, Західного Бугу, північно-західної частини Чорного моря.

Виникає запитання, а яку ж воду ми споживаємо зараз? Відповідь буде проста. Сьогодні жодна річкова система України, крім її витоків не має води I класу якості. Тобто природний баланс якості річкових вод України порушено. В основному якість водних ресурсів, які залучаються для використання галузями економіки у виробництві України, відповідає II та III класу, а подекуди і IV.

Однак факти свідчать, що на сучасному рівні виробництва у басейні наших річок щорічно скидається до 10 млрд. куб. м стічних вод, у тому числі чистих і нормативно очищених – 6,5 млрд. куб. м і забруднених – 3,5 млрд. куб. м.

За експертною оцінкою даних державного обліку вод, за останні 5 років промисловими підприємствами скинуто у водні об'єкти України 55% забруднених стічних вод, з яких доля комунального господарства складає 41%.

Аналіз переліку екологічно небезпечних підприємств, які впливають на забруднення водних об'єктів України, в розрізі областей показує, що найбільші забруднювачі розташовані у Донецькій, Дніпропетровській, Луганській, Запорізькій та Одеській областях.

Отже, при такому стані речей і недосконалій системі очистки стічних вод, внаслідок неефективної роботи очисних споруд, одержувати воду першого класу якості практично неможливо.

Інформаційні джерела

1. М. М. Паламарчук, Н. Б. Закорчевна. Водний фонд України – К. Ніка-Центр 2006. – 302 с.
2. Шищенко П. Г. Прикладная физическая география. – К.: Вища шк., 1988. – 192 с.
3. Экологические основы природопользования //Грыцан Н. П., Шпак Н. В., Шматков Г. Г., и др. – Д.: ИППЭ НАН Украины, 1998. – 409 с.
4. Яцик А.В. Экологические основы рационального водопользования. – К.: Генеза, 1997. – 640 с.

ОЧИСТКА ШАХТНЫХ СТОЧНЫХ ВОД ДЛЯ КАПЕЛЬНОГО ОРОШЕНИЯ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ КУЛЬТУР

Л. Ф. ДОЛИНА

Днепропетровский национальный университет

железнодорожного транспорта имени акад. В. Лазаряна

В угледобывающих районах (Западный и Центральный Донбасс, Красноградский район Львовской обл.) в результате реструктуризации шахт возникла острая необходимость отведения, очистки и утилизации сбросных шахтных вод. Закрытие ряда угледобывающих шахт без консервации, сброс шахтных вод без очистки или с недостаточной степенью очистки, подтопление ряда населенных мест (с. Вербки Днепропетровской обл. и др.) и сельскохозяйственных земель привели к нарушению экологического равновесия целых регионов [1,2]. С 1996 года в стране закрыто 104 шахты. За шесть лет (1996–2002) общая численность шахт уменьшилась с 275 до 173. 77 предприятий отрасли приватизируется, 97 – планируется приватизировать. Одну треть угля в Украине добывает Луганская область. 54% угля добывается на государственных шахтах, а остальные 46% – на частных.

Общий объем шахтных и карьерных вод Украины превышает 100 млн. м³ в год (2002 г). Концентрация солей в сточных водах горно-металлургического комплекса Украины находится в пределах от 30 до 120 г/л. В то же время в Центральном Донбассе (г. Торез, г. Красный Луч и др.) резко ощущается недостаток пресной воды для орошения сельскохозяйственных культур.

Границы колебаний расходов шахтных вод (табл.1) и их солевой состав весьма разнообразен и сложен [3]. Концентрация загрязняющих веществ, входящих в состав примесей шахтных вод, значительно превышает нормативные ПДК по сбросу этих вод в природные водоемы. Кроме того, шахтные воды могут содержать болезнетворные микроорганизмы и вирусы, разнообразные масла и нефтепродукты, диоксины и др.

Установлено, что шахтные воды отрицательно влияют на работу сооружений биологической очистки [4], в частности, на бактерии

активного ила. Кроме того, шахтные воды с содержанием солей Са, Mg, Na, Cl и др. в количестве до 30 г/дм³ стимулируют рост и развитие бактерий – сапрофитов. Далее, первая фаза процесса нитрофикации не ингибируется в присутствии солей до 30 г/дм³, а вторая фаза – только до 15 г/дм³ и т.д. [2].

Сброс шахтных вод в водоемы привел к ухудшению состава в реках Самара, Северский Донец, озеро им. Ленина и другие.

Анализ состояния очистки шахтных вод показывает, что их обработка сводится фактически только к удалению взвешенных веществ и частично органических соединений и совершенно не касается снижения минерализации и обеззараживания.

Например, в бассейне р. Самара функционирует 42 шахты четырех угледобывающих предприятий («Павлоградуголь», «Добропольеуголь», «Селидовуголь» и «Донецкуголь»). Для всех этих шахт характерна следующая примитивная схема очистки сбрасываемых сточных вод:

шахта → пруд-накопитель → река.

Такая схема очистки не отвечает ни экологическим, ни санитарным требованиям.

Нами разработана и предлагается (рис. 1) технологическая схема и оборудование для очистки шахтных вод, которая позволяет сбрасывать очищенные воды в водоемы любых категорий, утилизировать эти воды для полива сельскохозяйственных культур с помощью эффективного капельного орошения.

Усреднитель-отстойник собирает шахтные воды, усредняет их по количеству и составу и позволяет удалить крупные и средние по размерам взвешенные частицы. В контактной камере происходит глубокое окисление органических веществ с помощью озона, а также их обеззараживание. Кроме того, при озонировании будет происходить окисление растворенного железа до гидроксидной формы и образование нерастворимого соединения Fe(OH)₃.

Образующийся Fe(OH)₃ способствует коагуляции мелкодисперсных и коллоидных частиц, а также выпадению их в осадок.

В тонкослойном отстойнике с помощью добавок катион-активных флокулянтов будет происходить последующее более глубокое осветление шахтных вод.

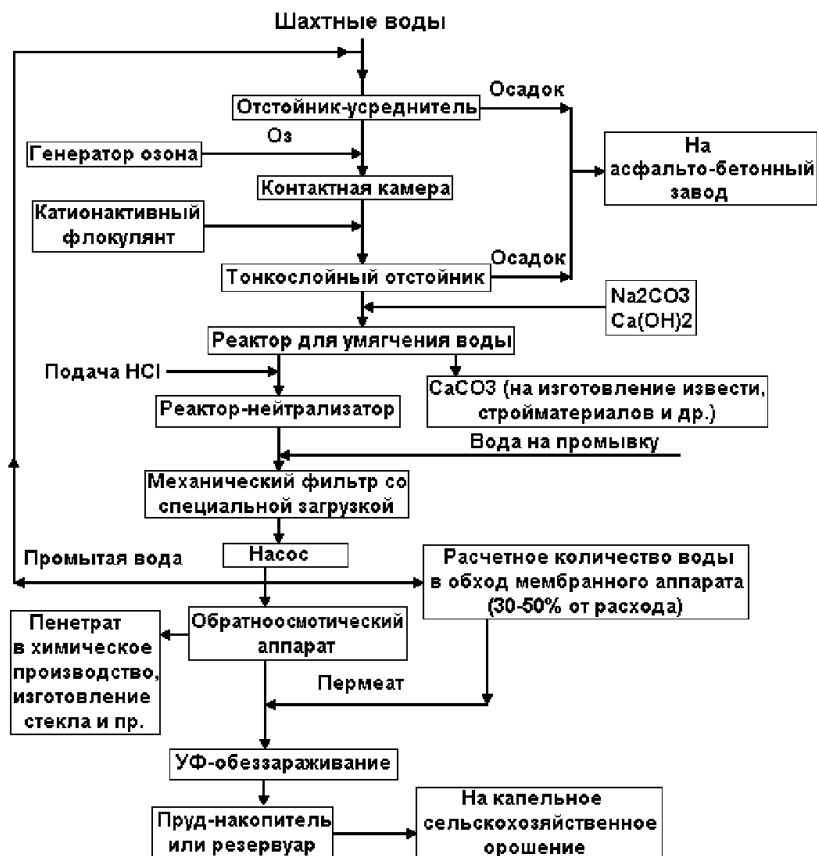


Рис. 1. Технологическая схема очистки шахтных вод для сельскохозяйственного капельного орошения

Табл. 1. Границы колебаний водопритока и солевого состава оборотных вод шахт Западного Донбасса (числитель – максимальное и минимальное значения, знаменатель – среднее).

Шахта	Водоприток, м ³ /час	Минерализа- ция воды, г/л	Содержание сульфатов, мг/л	Содержание хлоридов, мг/л
Терновская	284,5–26,75	9,60–1,91	734,0– 190,73	6630–860
	154,12	4,58	357,52	2550
Павлоградская	362,0–12,75	7,26–3,14	874,9–423,6	4280–1110
	199,19	5,84	583,76	2640
Благodatная	214,5–31,5	17,48–10,66	964,8– 213,33	9860–1120
	107,76	14,37	542,91	7050
Героев Космоса	66,5–8,7	47,01–31,65	669,98– 160,5	22980–5820
	41,22	35,71	383,74	18340
Западно-Дон- басская	70,0–0,5	37,79–12,01	837,67– 360,2	25230–6100
	37,89	22,37	542,63	13140
Днепроvская	256,0–15,67	24,31–5,2	864,45– 244,0	8340–1280
	104,95	9,51	526,88	4640
Степовая	1239,7– 182,2	4,23–1,77	857,49– 348,2	18200–560
	863,26	3,13	501,63	1190
Юбилейная	935,0–34,91	3,22–2,08	820,57– 447,0	1260–540
	635,17	2,47	645,49	810
Самарская	335,0–32,75	25,33–6,24	618,43– 201,3	15520–2490
	113,94	13,38	416,55	7040
Сташкова	1527,51– 5,83	3,99–1,03	456,33– 226,4	6160–1,010
	329,00	2,69	384,92	2110
Первомайская	603,5– 163,75	3,91–2,11	929,5– 392,25	1470–660
	382,34	2,89	629,69	980

Для умягчения шахтных вод реагентным методом нами разработан реактор [5], в который добавляют соду, гашеную известь. В результате химических реакций возможно увеличение щелочности вод, поэтому шахтные воды направляют в реактор-нейтрализатор, где показатель pH доводится до величины 6,5 – 7,5.

После реактора-нейтрализатора шахтные воды поступают на механический фильтр со специальной пластмассовой загрузкой для удаления $Mg(OH)_2$, $CaCO_3$ и других сфлуктуируемых мелко-зернистых частиц.

Для удаления сульфатов SO_4^{2-} и хлоридов Cl^- предусматривается высокоэффективный метод обратного осмоса. Однако на мембранные аппараты насосами подается не вся шахтная вода, а часть ее (30 – 50%).

Остальная часть обрабатываемой воды идет в обход обратноосмотической установки, затем оба потока смешиваются и обеззараживаются ультрафиолетовым аппаратом для повышения экологической безопасности.

Соотношение объемов двух потоков определяется требованиями к составу воды, которая направляется для капельного орошения сельскохозяйственных культур [3,6,7], и находится расчетными методами.

Проведенные расчеты показали, что шахтные воды, подвергаемые очистке по предлагаемой технологии, будут иметь следующие показатели:

Содержание взвешенных веществ – до 20 – 30 мг/дм³.

Размер взвешенных частиц – до 10 – 50 мкм.

Общая жесткость воды – до 9 мг-экв/дм³.

Общая минерализация воды – до 0,5 – 1 г/л.

Литература

1. Линевич С.Н., Богданов С.С. Обработка и утилизация сбросных вод // Водоснабжение и санитарная техника. – 2002. – № 9. – с. 25–27.

2. Долина Л.Ф. Сточные воды предприятий горной промышленности и методы их очистки. Справочное пособие. – Днепропетровск.: МЭЛП – УЭА «Зелений Світ», 2000. – 47с.
3. Методичні рекомендації з поліпшення якості води в озері ім. Леніна і використання її для краплинного зрошення / Пашенко А.В., Онопрієнко Д.М. і інш. – Дніпропетровськ.: ДДАУ. – 2007. – 44 с.
4. Токсичность шахтных вод для бактерий активного ила // Гликин М. А. и др. Химия и технология воды. – 1997. – т. 19. № 4, с. 440 – 444.
5. Долина Л.Ф. Реакторы для очистки сточных вод. Учебное пособие. – Днепропетровск.: изд. «Стандарт», 2001 – 82 с.
6. ГОСТ 17.1.2.03 – 90. Охрана природы. Гидросфера. Критерии и показатели качества воды для орошения. – М.: Издательство стандартов, 1991. – 7 с.
7. ДСТУ 2730 – 94. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії. – К.: Держстандарт України, 1994. – 14 с.

УСТРАНЕНИЕ НЕПРИЯТНЫХ ЗАПАХОВ НА КАНАЛИЗАЦИОННЫХ СТАНЦИЯХ

Л.Ф. ДОЛИНА, Т.Л. БУШИНА

*Днепропетровский национальный университет
железнодорожного транспорта имени академика В. Лазаряна*

Одной из проблем канализационных станций является проблема устранения неприятных запахов. Как показывает мировая статистика, третья часть поступающих жалоб на экологические факторы – это жалобы на запахи.

В Украине, как и в странах СНГ, проблема нормирования и устранения запахов на уровне стандартов еще не рассматривалась, в то время как европейские страны уже сделали первые шаги в этом направлении.

Для многих европейских стран общим является метод измерения запахов, утвержденный в 2003 году европейским стандартом EN 13725 «Качество воздуха – определения концентрации запаха методом динамической ольфактометрии». Сегодня в Германии, Великобритании, Дании, Нидерландах, Турции и других странах уже существует налаженная государственная система регулирования запахов в атмосферном воздухе /1/.

В настоящее время в Украине существует государственная оценка интенсивности запаха только для питьевой воды. Она оценивается по пятибальной системе, причем для питьевой воды при температуре 20-60° С она не должна превышать двух баллов (это благоприятные органолептические свойства воды) /2/.

Одоранты (дурнопахнущие вещества) – это целый комплекс различных веществ органического и неорганического происхождения в концентрациях, не представляющих угрозы для здоровья.

К таким дурнопахнущим веществам относятся:

- соединения восстановленной серы (сероводород, легкие меркаптаны и др.);
- азотсодержащие вещества (аммиак, амины и др.);
- ароматические углеводороды (фенолы, крезолы, толуолы, ксилолы);
- органические кислоты (масляная, валериановая, капроновая и др.);

- шпалопропиточные масла (каменноугольное и сланцевое масло);
- дизельное топливо, бензин и др.
- продукты химии и коксохимического производства (нафталин, пиридин и др.).

Основными источниками выделения дурнопахнущих веществ на канализационных станциях являются: системы водоотведения, насосные станции, негерметичности в крышках люков и камер, первичные отстойники, здания решеток, песколовки, различные отходы, песковые и иловые площадки, отделения обезвоживания (в особенности центрифуги), сушилки осадков, сжигание осадков, различные разливы неочищенных сточных вод, хлораторные и пр. Источники выделения одорантов могут быть: точечные, линейные и площадные; подвижные и неподвижные; организованные и неорганизованные; постоянные и залповые и т.д.

Проблема контроля выбросов дурнопахнущих веществ тесно связана с накоплением взрывоопасных газов и биологической коррозией сооружений.

Нами изучалось воздействие одорантов на окружающую среду общегородских очистных сооружений г. Кривого Рога, табл. 1 /3/.

Из данных, приведенных в табл. 1, следует, что на расстоянии 500 м существует значительное загрязнение атмосферного воздуха аммиаком (5,4-27. 85 ПДК) и фенолом (1,5-3,6 ПДК), в то время как концентрация сероводорода не превышает ПДК.

С увеличением расстояния от источников выбросов загрязнение воздуха уменьшается. В результате этого рассеивание выбросов и запахов от некоторых сооружений канализации требует больших санитарно-защитных зон, что невозможно в пределах границ крупных городов.

Выделение дурнопахнущих веществ от различных сооружений при неблагоприятном направлении ветра приводит к появлению жалоб со стороны населения, проживающего в прилегающих районах. Поэтому данная проблема требует инженерного решения путем внедрения систем очистки таких выбросов.

В ДИИТе разработаны мероприятия по очистке газовых выбросов от дурнопахнущих веществ для различных сооружений. Первым шагом в этом направлении является перекрытие сооружений, с

поверхности которых выделяются вещества с неприятным запахом. Перекрытие может быть выполнено в виде сборно-разборных конструкций либо жестких – неразборных. Перекрытия могут иметь прямоугольную форму (для пескоуловителей) или радиальную (для радиальных отстойников) и др.

Из-под всех перекрытий организуется отбор воздуха для его очистки. Очистка воздуха может быть произведена разнообразными газоочистными установками и устройствами, в которых используются механические, физические, физико-химические, биологические методы и их комбинации для удаления из воздуха вредных и дурнопахнущих примесей /4/.

В настоящее время наиболее перспективным методом является фотокаталитический метод очистки воздушных выбросов от одорантов. Принцип действия этого метода основан на том, что на поверхности катализатора под действием ультрафиолетового излучения происходит окисление многих органических веществ до нейтральных соединений или безвредных компонентов чистого воздуха.

На сегодня этот метод очистки признан специалистами наиболее эффективным, экономичным и экологичным.

Таблица 1. Санитарно-химическая характеристика атмосферного воздуха в районе расположения сооружений станции очистки сточных вод в г. Кривом Роге (М+м), мг/м³

Место отбора проб (расстояние от ОС, м)	Содержание аммиака (IV класс опасности, ПДК=0,2 мг/м ³ при:			Содержание сероводорода (II класс опасности, ПДК=0,008 мг/м ³ при:			Содержание фенола (II класс опасности, ПДК=0,01 мг/м ³ при:		
	0,С		Скорость ветра, м/с	0,С		Скорость ветра, м/с	0,С		Скорость ветра, м/с
500	1,08 ± 0,32 5,57±0,24	17,8 20	5,7 10,8	0,0072±0,0008 0,007±0,0	17,8	5,7	0,0148±0,0055 0,036±0,022	17,8	5,7
750	0,201±0,055	20,6	5,7	0,0101±0,0013	20,6	5,7	0,0187±0,0034	20,6	5,7
1000	0,235±0,088 0,18±0,109	20 21,6	1,3 2,4	0,0071±0,003 0,009±0,0006	20 21,6	1,3 2,4	0,0109±0,00248 0,071±0,0003	20 21,6	1,3 2,4
1250	0,058±0,038 0,16±0,16	12 12	1,7 1,2	0,0057±0,0018 0,0097±0,0003	12 12	1,7 1,2	0,0073±0,003	12	1,7
1500	0,047±0,03 0,054±0,02	11 11	2,2 2,6	0,0065±0,0014 0,007±0,0014	11 11	2,2 2,6	0,01±0,002 0,0078±0,0008	11 11	2,2 2,6
	Порог запаха аммиака 0,32 мг/м ³			Порог запаха сероводорода 0,0014 мг/м ³			Порог запаха фенола 0,353 мг/м ³		

Литература

1. Долина Л.Ф, Мищенко А.А. Методы устранения неприятных запахов на объектах железнодорожного транспорта // Залізничний транспорт України. – 2003. – № 2. – С.43-45.
2. Окружающая среда и здоровье. Опыт сотрудничества стран – членов СЭВ в решении гигиенических проблем формирования жилой среды /Под ред.проф. Ю.Д. Губенского. – М.: 1988.
3. Долина Л.Ф. Мониторинг окружающей среды и инженерные методы охраны биосферы. Часть 2. Проектирование мониторинга. Монография. – Днепропетровск.: Континент, 2004. – 165 с.
4. Долина Л.Ф. Техноэкология для строителей. Учебное пособие. – Днепропетровск. : Континент, 2006. – 256 с.

МОДИФИЦИРОВАННАЯ ДРЕВЕСИНА – МАТЕРИАЛ ПОДШИПНИКОВ ДЛЯ АГРЕГАТОВ, РАБОТАЮЩИХ В ВОДНОЙ СРЕДЕ

В.Г. БАБЕНКО, С.В. КОВАЛЕВ

ГВУЗ «Украинский государственный химико-технологический университет»

Модифицированная древесина (ГОСТ 24329-80) является перспективным материалом подшипников, во многих случаях заменяющая в различных областях машиностроения дорогие подшипниковые материалы на металлической основе. В частности, при изготовлении из нее деталей, работающих в водной среде, получают комплекс свойств, существенно лучших от подобных свойств традиционных подшипниковых материалов, применяемых в тех же условиях.

Был проведен анализ работы вкладышей крупных подшипников вертикальных насосных агрегатов. Рабочая среда нижнего подшипника – речная вода, которая является одновременно и смазкой узла трения. Верхний подшипник также смазывается речной водой. В качестве материала вкладыша подшипников используется лигнофоль. Но подшипники с вкладышами из лигнофоля эксплуатируются только в течение 1 года, после чего их необходимо менять в связи с их износом. В состав лигнофоля входят фенолформальдегидные смолы, которые являются опасными из-за их токсичности.

Нами проведена работа по замене вкладышей из лигнофоля на вкладыши из модифицированной древесины, которая превосходит лигнофоль по сроку службы в 3–4 раза, имеет значительно меньший коэффициент трения и безопасна с экологической точки зрения.

Для модифицирования древесины нами были использованы заготовки из натуральной древесины – березы, которая имела ложное ядро. Следует отметить, что влияние ложного ядра на свойства березы изучены недостаточно. Согласно литературным данным, прочность при сжатии и удельная работа при ударном изгибе древесины ложного ядра оказались заметно пониженными (на 12 и 18 %) по сравнению с периферийной древесиной.

В связи с этим перед постановкой в действующие агрегаты нами были проведены исследования прочности модифицированной

древесины на сжатие. Исследования проводились на установке П-50. Проведены исследования прочности: периферийной части натуральных образцов древесины, центральной части натуральной древесины (ложное ядро), а также модифицированной древесины (со степенью прессования 50% периферийной и центральной части). Исследования показали, что предел прочности на сжатие натуральной древесины равняется 58,6 МПа и 46,5 МПа соответственно для периферийной и центральной (ложное ядро) части. Предел прочности на сжатие модифицированной древесины периферийной части равен 107,5 МПа, а центральной части (ложное ядро) – 103,6 МПа.

Как видно из проведенных исследований, предел прочности на сжатие периферийной части модифицированной древесины и центральной почти не отличается. Это объясняется тем, что между объемным весом и прочностью древесины имеется теснейшая связь: с увеличением объемного веса при одной и той же влажности увеличивается и прочность древесины.

Поэтому прочность всех пород древесины можно повысить путем ее уплотнения, т. е. за счет увеличения количества древесного вещества в единице объема.

Проведенные испытания позволили нам сделать вывод, что ложное ядро не оказывает особого влияния на прочность модифицированной древесины и заготовки с ложным ядром можно использовать для получения модифицированной древесины. Полученную древесину можно использовать в качестве вкладышей подшипников для крупных вертикальных насосов, работающих в речной воде, подачи воды в системы очистки для водоснабжения.

ОЦІНКА ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ ЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО СПОЖИВАННЯ

Е.М. БІЛЕЦЬКА, Т.А. ГОЛОВКОВА, О.В. АНТОНОВА

Дніпропетровська державна медична академія

Проблема охорони об'єктів навколишнього середовища в сучасний час – актуальна для всіх країн світу, що пов'язано з антропогенною діяльністю людини – урбанізацією, зростаючими темпами розвитку промисловості, енергетики, транспорту, хімізацією сільського господарства, збільшенням виробництва та використання хімічних сполук. Серед чинників довкілля, які мають вплив на здоров'я людини, суттєва питома вага належить водному середовищу, і саме питання забезпечення населення якісною питною водою ВООЗ визначає головним розділом науково-практичних програм з охорони здоров'я людини. Тема безпеки споживання питної води привертає увагу фахівців не тільки тому, що вода є життєзабезпечуючим продуктом для людини, а ще й тому, що вживання недоброякісної питної води може привести до виникнення інфекційних та неінфекційних захворювань. Так, кожного року близько 25% населення у світі підпадає під ризик, а кожний десятий мешканець Планети страждає від вживання недоброякісної питної води [7].

Важливим інструментом системи контролю за санітарним благополуччям водопостачання є моніторинг ксенобіотиків. Серед хімічних сполук, присутніх у воді, досить високий рівень небезпечності мають важкі метали (ВМ), які є пріоритетними чинниками негативного впливу на здоров'я людини. У зв'язку з цим нами проведені дослідження по визначенню вмісту та гігієнічна оцінка ВМ у питній воді урбанізовано-індустріального міста – Дніпропетровська.

Програма науково-дослідницьких робіт здійснена протягом 2004-2008 рр. як продовження багаторічних досліджень кафедри загальної гігієни ДДМА щодо проблеми ВМ і проведена спільно з санітарною службою м.Дніпропетровська. При дослідженні вмісту Pb, Cd, Fe, Mn, Cu, Cr, Zn, Ni у питній воді проводили регулярний відбір проб з Кайдацького водогону, який забезпечує постачання води на більшість території м.Дніпропетровська. Визначення ВМ та гігієнічна оцінка середньомісячних і середньорічних концентрацій металів виконані

за допомогою атомно-абсорбційного методу з використанням спектрофотометра ААС-1 фірми Карл Цейс Йси (Німеччина).

Оцінка результатів моніторингу ВМ (табл.) свідчить про наявність цих речовин у 92% проб питної води та 100% присутність особливо небезпечних абіогенних металів, таких як свинець та кадмій. Середньомісячні та середньорічні значення ВМ за період спостереження не перевищують гранично допустимих концентрацій, за винятком кадмію та цинку.

**Таблиця. Середньорічні концентрації металів у питній воді
м. Дніпропетровська**

Роки	М е т а л и (М ± m), мг/дмі							
	Pb	Cd	Mn	Cr	Ni	Cu	Zn	Fe
2004	0,0097± 0,0037	0,0005± 0,00003	0,0125± 0,0013	0,01± 0	0,0001±0	0,001± 0	0,0336± 0,0025	0,0518± 0,0009
2005	0,0031± 0,0003	0,0004± 0,00004	0,0113± 0,0015	-	0,001± 0	0,0073± 0,0069	0,0373± 0,0039	0,05± 0
2006	0,0035± 0,0014	0,0003± 0,00003	0,0127± 0,0014	0,007± 0,0008	0,001± 0	0,0025± 0,0008	0,0498± 0,0016	0,0488± 0,0044
2007	0,0034± 0,0005	0,0006± 0,00002	0,0182± 0,0036	0,0043± 0,0009	0,001± 0	0,001± 0	0,0242± 0,0009	0,056± 0,0024
2008	0,0031± 0,0004	0,0005± 0,00002	0,0135± 0,0013	0,007± 0,0042	0,001± 0	0,0025± 0,0006	0,0343± 0,0028	0,0488± 0,0065
ГДК	0,01	*	0,1	0,5	0,1	1,0	*	0,3

** Вода не має містити кадмій і цинк у концентраціях, що визначаються стандартними методами досліджень (ДержСанПіН №388, 1996 р.)*

Таким чином, на підставі багаторічних спостережень вмісту металів у питній воді нами виявлені концентрації ВМ у питній воді промислового міста, величини яких здебільшого не перевищують відповідних гранично допустимих значень. Однак, за даними наших попередніх біомоніторингових досліджень [3, 6], в організмі мешканців промислового міста встановлено збільшений вміст свинцю та кадмію в організмі, що співпадає з результатами аналогічних

досліджень [1, 2, 4] та викликає цілком зрозуміле занепокоєння. Тому вирішення даної проблеми, на наш погляд, полягає в пошуку критеріїв відбору інформації для прийняття рішення про необхідність перегляду існуючих гігієнічних вимог до якості питної води задля гармонізації гігієнічних нормативів [5].

Література

1. Гигиеническая оценка качества воды р.Днепр в пределах Украины / Прокопов В.А., Тетенева И.А., Тарабарова С.Б. и др.// Гигиена населенных мест. – 1999. – Вып. 35. – С. 77-82.

2. Гигиеническая оценка содержания микроэлементов в питьевой воде и продуктах питания в системе социально-гигиенического мониторинга / Боев В.М., Лесцова Н.А., Амерзянова Н.М. и др. // Гигиена и санитария. – 2002. – № 5. – С.71-73.

3. Головкова Т.А., Вайнер К.П., Луняка М.Ю. Ризик репродуктивних ускладнень у жінок техногенно забруднених територій // 3б. матеріалів науково-практичної конференції «Збереження здоров'я населення урбанізованих територій: наукові і практичні аспекти впливу чинників довкілля», присвяченої 85-річчю кафедри загальної гігієни. – Д., 2007. – С. 92-95.

4. Грищенко С.В., Степанова М.Г. Гігієнічна оцінка впливу забруднення навколишнього середовища важкими металами на онкологічну захворюваність населення Донецької області // Гігієна населених місць. – 2002. – Вип.40. – С.135-139.

5. Красовский Г.Н., Егорова Н.А. Гармонизация гигиенических нормативов с зарубежными требованиями к качеству питьевой воды// Гигиена и санитария. – 2005. – № 2. – С.10-13.

6. Онул Н.М., Плачкова Т.О. Мікроелементний статус населення Дніпропетровської області / 3б. матеріалів науково-практичної конференції «Збереження здоров'я населення урбанізованих територій: наукові і практичні аспекти впливу чинників довкілля», присвяченої 85-річчю кафедри загальної гігієни. – Д., 2007. – С. 58-62.

7. Прокопов В.О. Наукові та практичні питання забезпечення населення України якісною питною водою // Гігієнічна наука та практика на рубежі століть. Матеріали ХІV з'їзду гігієністів України. – Дніпропетровськ, 2004. – С.109 – 111.

КОМБИНИРОВАННЫЙ СПОСОБ ОЧИСТКИ ВОДЫ В БЫТОВЫХ УСТРОЙСТВАХ

В.С. ГЕВОД, И.Л. РЕШЕТНЯК, С.В. ГЕВОД, И.Г. ШКЛЯРОВА
ГВУЗ «Украинский государственный химико-технологический университет»

Все бытовые водоочистители являются прямоточными барьерными системами, и их фильтрующие элементы очень часто приходится менять.

Недостатки прямоточных барьерных систем очистки воды преодолены в водоочистительных устройствах иного принципа действия. А именно, в гибридных устройствах, сочетающих физико-химические и микробиологические процессы очистки воды в циркуляционном режиме.

Удачным оказалось объединение пузырьково-пленочного экстрактора с циркуляционным гетерокоагулятором [1]. Последний представляет собой аналог быстрого промывного песчаного фильтра, но имеет существенно меньшие размеры. Циркуляционный гетерокоагулятор обладает малым фильтрационным сопротивлением, а высокое качество поглощения полидисперсных примесей из объема воды обеспечивает за счет инерционной и безинерционной гетерокоагуляции взвешенных частиц и золь на зернах песка при переменном профиле скоростей фильтрации воды в своем поровом пространстве [1, 2]. Это было достигнуто за счет применения специального дренажно-эжекторного устройства [3] и циркуляционного режима обработки воды, когда ее фиксированный объем либо заданная доля сквозного потока многократно проходят через фильтрующую песчаную загрузку и пузырьково-пленочный экстрактор. Но пузырьково-пленочные экстракторы при своем функционировании насыщают воду кислородом воздуха. Тем самым они обеспечивают одно из необходимых условий для эффективной аэробной очистки воды ее же микрофлорой. В то же время поровое пространство фильтрующей песчаной загрузки создает благоприятную экологическую нишу для поселения аэробных гетеротрофов и их существования там. Поэтому при обработке воды, исходно содержащей даже мизерное количество бактерий, их особи проникают в фильтрующую загрузку

и осаждаются на поверхности ее зерен по гетерокоагуляционному механизму. Закрепившиеся бактерии размножаются в пространстве загрузки и образуют биопреципитирующую и биоокислительную пленку. Структурно и морфологически такая пленка является либо сплошной, либо прерывистой, гладкой либо ворсистой и имеет толщину от одного до нескольких слоев бактериальных клеток. Она обволакивает каждое зерно фильтрующей загрузки. Это подтверждено как микроскопическими исследованиями, так и результатами наблюдений в системах вода – воздух, когда бактерии, закрепившись на поверхности зеркала воды, разрастаются в колонии. Биопленка, состоящая из этих колоний, меняет отражательную способность воды и понижает ее поверхностное натяжение, как показано на рис.1. Из динамики процесса следует, что бактериальная пленка полностью формируется на межфазной поверхности за промежуток времени, не превышающий двадцати часов с периодом лаг-фазы порядка пяти часов, если инкубация происходит при комнатной температуре (18–20°C) и с использованием водопроводной воды в качестве субстрата.

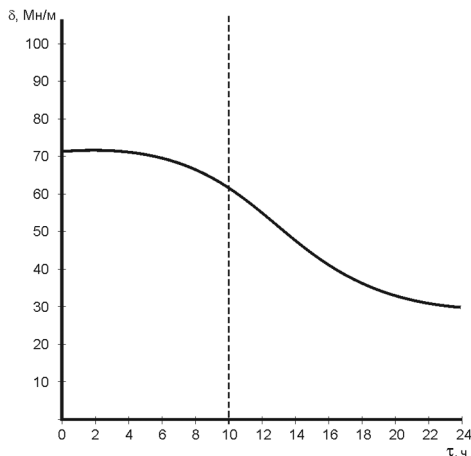


Рис.1. Динамика понижения поверхностного натяжения водопроводной воды в процессе образования биопленки на границе ее раздела с воздухом.

Пленка поглощает растворенный кислород и органические примеси воды для обеспечения своего конструктивного обмена и дыхания. Она также усиливает преципитационную активность зерен загрузки по отношению к нерастворимым в воде минеральным полидисперсным примесям. Продукты микробиального метаболизма диффундируют из пленки в фильтруемую воду. Как уже отмечалось, они легко удаляются из водной среды пузырьково-пленочной экстракцией [4,5]. А отмирающие бактериальные клетки вместе с неорганическим коагулятом постепенно накапливаются в межзерновом пространстве фильтрующей загрузки и заиливают его. Это происходит по той причине, что аутолиз бактериальных клеток происходит медленно.

При увеличении гидравлического сопротивления фильтрующей загрузки до критического уровня бактериально-неорганический коагулом должен быть удален из ее порового пространства. Задача выполняется дренажно-эжекторным устройством [3]. В зависимости от напора промывной воды это устройство обеспечивает разные режимы промывки загрузки, в том числе и мягкий, когда инкубированная биопленка не полностью удаляется с поверхности ее зерен.

Таким образом, промывной зернистый фильтр (циркуляционный гетерокоагулятор), соединенный с пузырьково-пленочным экстрактором, по мере развития биообрастаний на зернах его загрузки начинает функционировать и как аэробный биореактор. Но, в отличие от практикуемых гибридных систем очистки воды, в которых используют промывные фильтры и флотаторы, система, состоящая из пузырьково-пленочного экстрактора и циркуляционного гетерокоагулятора, обладает определенными преимуществами. Первое из них состоит в том, что пузырьково-пленочный экстрактор обеспечивает в 50 – 100 раз более глубокое удаление из воды поверхностно-активных продуктов микробиального метаболизма по сравнению с флотаторами, применяемыми в настоящее время [6]. Поэтому ингибирования биоокислительных процессов поверхностно-активными продуктами жизнедеятельности бактерий в очищаемой воде практически не происходит. Второе преимущество относится к габаритам и принципу действия циркуляционного гетерокоагулятора. Он имеет несравнимо меньшие размеры, нежели стандартные биофильтры

и биоадсорберы, но обеспечивает сопоставимое качество очистки воды в результате ее непрерывной циркуляции через поровое пространство зернистой загрузки [5].

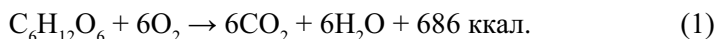
В водоочистительной системе, состоящей из пузырьково-пленочного экстрактора и циркуляционного гетерокоагулятора, биофильтрационная производительность напрямую связана со степенью развитости порового пространства зернистой загрузки. Наилучшие результаты дают те загрузки, эффективное сечение пор в которых соответствует мезопористым ГАУ. Но при этом гидравлическое сопротивление загрузки оказывается высоким и требует значительных энергетических затрат на фильтрацию. В комбинированных песчано-угольных загрузках с использованием крупнозернистого песка и гранулированного мезопористого активированного угля это препятствие устраняется. А вариацией долей песка и угля можно обеспечить желаемую площадь поверхности порового пространства загрузки для биообрастаний и, соответственно, необходимую производительность биоокислительной ветви в водоочистительном процессе. В частности, если объем фильтрующей загрузки задать равным 1 дм^3 и сделать так, чтобы в этой загрузке 90% ее габаритного объема составлял калиброванный кварцевый песок с диаметром песчинок ~ 1 мм, а 10% приходилось на добавку гранулированного активированного угля с таким же диаметром гранул, то суммарная поверхность всех зерен песка в этой загрузке будет равной примерно 4 м^2 , а суммарная поверхность всех зерен в поровом пространстве угольной фракции будет достигать 100.000 м^2 [7]. Далее нетрудно подсчитать, что даже в том случае, когда только 0,1% угольной поверхности будет подвергаться биообрастаниям с такой же скоростью, как и в водопроводных трубах (а там она достигает 1,5 мг биомассы на 1 м^2 поверхности трубы в сутки [8]), то производительность циркуляционного гетерокоагулятора по биоутилизации органических примесей воды будет достигать 0,1 – 0,2 грамма в сутки, или примерно 4 – 8 мг/час. Это эквивалентно изъятию 0,8 – 1,6 мг органических примесей из каждого литра воды при двухчасовой циркуляционной фильтрации ее десятилитрового объема.

При объеме порового пространства комбинированной загрузки, составляющем 25% от ее габаритов, циркуляционный гетерокоагуля-

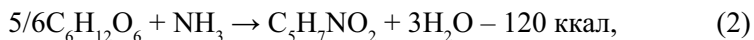
тор с объемом 1 дм³, функционирующий одновременно и в качестве биореактора, сможет переработать порядка 15000 литров воды до момента, когда станет необходимой его промывка.

Таким образом, добавка ГАУ в фильтрующую песчаную загрузку превращает ее в адсорбционный фильтр на начальном этапе эксплуатации комбинированного прибора, а по мере размножения колоний гетеротрофных бактерий в угольной фракции многократно повышает биоконверсионную производительность этого фильтра как циркуляционного гетерокоагулятора.

При синхронизированной подаче необходимого количества атмосферного воздуха в очищаемую воду и изъятии из этой воды продуктов микробияльного метаболизма пузырьково-пленочной экстракцией, биоконверсионная активность микробияльного ценоза, инкубированного в загрузке, меняется в зависимости от концентрации примесей в воде, поступающей на очистку. Если вода содержит малое количество биоутилизируемых примесей, то колонии бактерий в фильтрующей загрузке существуют в режиме ожидания и потребляют доступные им питательные вещества на энергетический обмен:



А при большом количестве примесей начинает доминировать конструктивный обмен:



где $C_5H_7NO_2$ – усредненный элементный состав бактериальной клетки.

Физическим проявлением конструктивного обмена является постепенное заиливание порового пространства фильтрующей загрузки органическим коагулюмом, так как его аутолиз по уравнению (3) происходит очень медленно.

Дополнительным позитивным эффектом от аэрирования очищаемой воды и жизнедеятельности гетеротрофных аэробов в фильтрующей загрузке является сдвиг pH в воде до отметок 7,5 – 8. Это облегчает переход солей многих тяжелых и поли-

валентных металлов в нерастворимую форму гидратов окисей. Образующиеся золи гидроксидов хорошо поглощаются фильтрующей загрузкой по механизмам безинерционной гетерокоагуляции и биопреципитации на оболочках прикрепленных бактерий и хорошо удаляются пузырьково-пленочной экстракцией с участием ПАВ – микробиальных метаболитов.

Гибридную водоочистительную систему можно реализовать в очень широком диапазоне ее производительностей, включая и создание бытовых водоочистительных устройств, так как отдельные элементы этой системы не занимают много места и легко соединяются в единое целое.

В качестве примера конструкция и внешний вид созданного нами гибридного бытового водоочистительного устройства показаны на рис. 2, а,б.

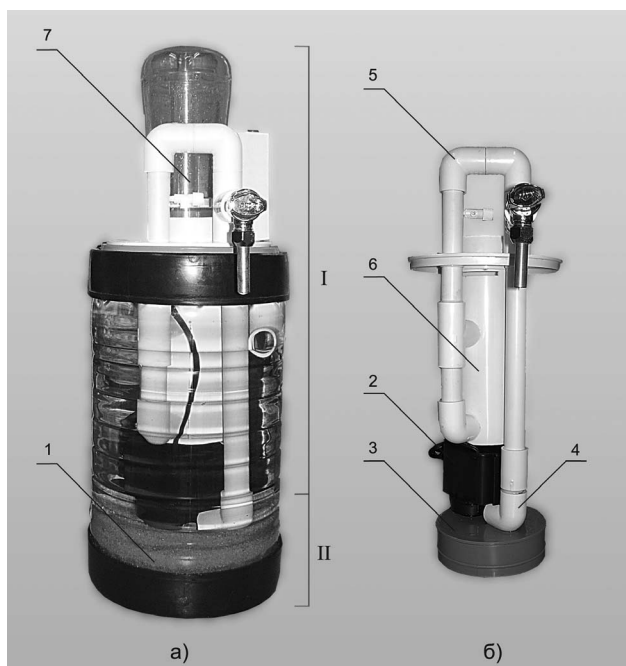


Рис.2. Внешний вид бытового комбинированного водоочистителя и устройство его водоочистительного агрегата. Пояснения в тексте.

Его водоочистительный агрегат состоит из типового пузырьково-пленочного модуля (I) и циркуляционного гетерокоагулятора (II) с гравитационной зернистой фильтрующей загрузкой (1). Агрегат приводится в действие малогабаритным погружным центробежным насосом (2). Входной патрубок насоса соединен с дренажной насадкой (3), утопленной в зернистую загрузку, а выходной патрубок (4) через воздушный эжектор (5) подключен к барботажному отсеку (6), на горловине которого находится пузырьково-пленочный экстрактор (7).

Насос, дренажная насадка, воздушный эжектор и барботажный отсек жестко соединены в общую конструкцию, внешний вид которой показан отдельно на рис.2,б. При установке этого агрегата на горловину любой подходящей емкости с водой и зернистой загрузкой и подаче питающего напряжения к насосу начинается циркуляция и очистка воды в системе. Вода циркулирует по направлению сверху вниз от переливных отверстий барботажного отсека к зернистой загрузке по пространству емкости и от зернистой загрузки к барботажному отсеку по магистральям водоочистительного агрегата. При этом в барботажный отсек вода всегда поступает вместе с потоком воздушных пузырьков, генерируемых эжектором. За время существования в водной среде пузырьки насыщают ее кислородом воздуха и адсорбируют те газы, концентрация которых в воде выше, чем в атмосфере. Пузырьки также адсорбируют на себе истинно растворенные поверхностно-активные примеси и коллоидные частицы минерального и органического происхождения, доставляя их в пузырьково-пленочный экстрактор. Последний обеспечивает строго векторное удаление этих примесей из объема воды [6]. Далее поток аэрированной воды смешивается с водой в емкости и фильтруется через зернистую загрузку. Там он дополнительно освобождается от взвешенных и коллоидных частиц по механизмам инерционной и безинерционной гетерокоагуляции, а также теряет те растворенные органические примеси воды, которые удовлетворяют питательным потребностям биообрастаний на зернах примененной загрузки. Таким образом, пузырьково-пленочный экстрактор в пределах своих возможностей реализует

физические механизмы водоочистки, а гетерокоагулятор в пределах своих возможностей объединяет физическую фильтрацию, биопреципитацию и биоокисление примесей воды.

В комбинированной водоочистительной системе вода на каждом цикле ее движения по обозначенной траектории освобождается от определенной доли примесей. Соотношение концентраций i -го вида примесей в воде на входе и выходе биофильтрующей загрузки раскрывает уравнение [1]:

$$\frac{C_i}{C_{i0}} = \exp\left(-\frac{n \cdot K_i^*}{F}\right), \quad (4)$$

где C_i – текущая концентрация i -го вида примеси на выходе из загрузки, C_{i0} – концентрация примеси на входе в загрузку, K_i^* – константа скорости удаления i -го вида примеси в загрузке с единичной высотой, n – коэффициент кратности высоты загрузки, F – поток воды через загрузку.

А соответствующее уравнение для пузырьково-пленочной экстракции имеет вид:

$$\frac{C_i}{C_{i0}} = \frac{F}{K_i^{**} + F} \quad (5)$$

где K_i^{**} – константа скорости пузырьково-пленочного удаления i -го вида примеси.

Тогда для стационарного варианта последовательной обработки воды биофильтром и пузырьково-пленочным экстрактором получаем:

$$\frac{C_i}{C_{i0}} = \frac{F}{K_i^{**} + F} \cdot \exp\left(-\frac{n \cdot K_i^*}{F}\right) \quad (6)$$

В циркуляционном режиме обработки заданного объема воды биофильтрующая загрузка и пузырьково-пленочный экстрактор извлекают примеси непрерывно. В дифференциальной форме процесс описывается уравнением:

$$\frac{dC_i}{d\tau} = \frac{C_i F - C_i F \left(\frac{F}{K_i^{**} + F} \right) \cdot \exp \left(-\frac{n \cdot K_i^*}{F} \right)}{V} \quad (7)$$

где C_i – текущая концентрация i -го вида примеси в заданном объеме воды (V), τ – время.

Разделение переменных в (7) и интегрирование этого уравнения в пределах от 0 до τ и от C_{i0} до $C_{i\tau}$ дает:

$$C_{i,\tau} = C_{i,0} \exp \left\{ - \frac{\left[1 - \left(\frac{F}{K_i^{**} + F} \right) \exp \left(-\frac{n \cdot K_i^*}{F} \right) \right] \cdot F \tau}{V} \right\} \quad (8)$$

или

$$C_{i,\tau} = C_{i,0} \exp \left(-\frac{K_1 \tau}{V} \right), \quad (9)$$

где K_1 равно произведению F на выражение, стоящее в квадратных скобках уравнения (8).

Уравнение (9) имеет такой же вид, как и уравнение кинетики очистки заданного объема воды собственно пузырьково-пленочной экстракцией [4]. Поэтому в циркуляционном режиме работы водоочистителя динамика понижения i -го вида примеси на выходе из водоочистительного агрегата подчиняется зависимости:

$$C_i = C_{i,0} \exp \left(-\frac{K_1 \tau}{V} \right) \cdot \left(\exp \frac{K n_i^*}{F} \right) \cdot \left(\frac{F}{K_i^{**} + F} \right). \quad (10)$$

Результаты расчетов понижения концентраций примесей в воде, полученные по уравнениям (6), (9) и (10) представлены на рис.3,а,б для случая, когда $F = 1$, $K_i^* = K_i^{**} = 0,25 \cdot K_i^* = K_i^{**} = 0,5$, $V = 5$, $C_0 = 1$,

$\tau = 0 \div 20$. Видно, что циркуляционный режим обработки воды обеспечивает более глубокую ее очистку, чем прямоточный режим. А если отбор воды в циркуляционном режиме производится с выхода водоочистительного агрегата, то достигается еще большее понижение концентрации примесей в ней.

Производительность биофильтрующего звена в комбинированной водоочистительной системе напрямую связана с величинами констант скоростей поглощения i -х видов примесей воды биомассой бактериальных колоний, инкубированных на зернах фильтрующей загрузки. Поэтому площадь порового пространства фильтрующей загрузки, отведенная для биообрастаний, а также аэрация воды и скорость ее потока через загрузку для доставки компонентов питания к бактериальным клеткам и отвода от них продуктов микробного метаболизма являются важными условиями управления биосорбцией. Эти условия хорошо соблюдаются в фильтрующей загрузке прибора, изображенного на рис. 2.

Таким образом, в комбинированном водоочистителе с фильтрующей загрузкой, состоящей из кварцевого песка и ГАУ, реализуется весь комплекс физико-химических и микробиологических процессов, необходимых для глубокой и быстрой очистки воды от примесей, ухудшающих ее качество.

Функциональные возможности комбинированной водоочистительной системы иллюстрирует рис. 4.

Механизмы пузырьково-пленочной экстракции, абсорбционного удаления растворенных газов, фильтрационного поглощения взвешенных и «броуновских» частиц в этой системе уже изучены в необходимой степени. Микробиологическая составляющая еще должна быть дополнительно исследована для аэробных, анаэробных и аэробно-анаэробных условий инкубирования и эксплуатации бактериальной микрофлоры в пространстве загрузки. Но уже сейчас вырисовываются неоспоримые конкурентные преимущества комбинированной системы очистки воды по следующим критериям.

1. Качество и скорость очистки воды.
2. Установочная стоимость и срок эксплуатации оборудования.
3. Энергопотребление системы.

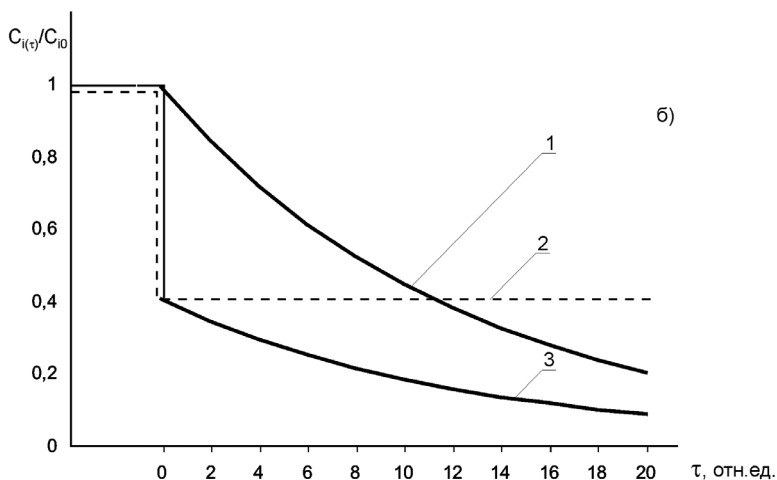
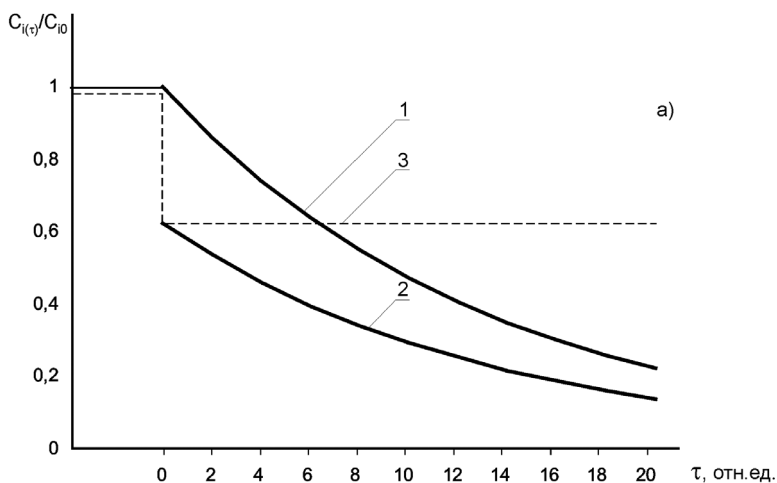


Рис. 3. Расчетная динамика очистки воды в комбинированном водоочистителе. 1 – расчет по уравнению (11), 2 – расчет по уравнению (14), 3 – расчет по уравнению (15). Параметры расчета: а) $F = 1$, $K_i^* = K_i^{} = 0,25$, $V = 5$, $C_0 = 1$, $\tau = 0 \div 20$; б) $F = 1$, $K_i^* = K_i^{**} = 0,5$, $V = 5$, $C_0 = 1$, $\tau = 0 \div 20$.**

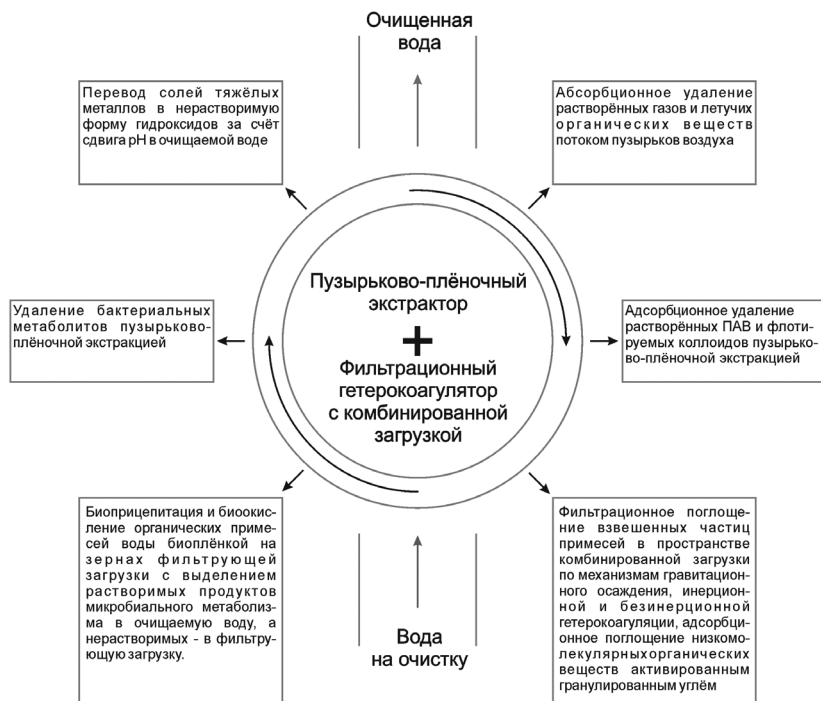


Рис.4. Функциональные возможности комбинированной водоочистительной системы.

Так, аппарат, изображенный на рис. 2, при удельном энергопотреблении ~ 3 Вт·часа на литр очищаемой воды обеспечивает эффективную доочистку водопроводной воды до показателей, рекомендуемых ВОЗ, с неограниченным ресурсом его полезного действия и без необходимости использования каких-либо расходимых материалов.

Показатели качества очистки воды этим прибором приведены в таблице 1. Это открывает перспективу использования аналогичных устройств в подавляющем большинстве случаев, когда следует

Таблица 1. Показатели качества очистки воды комбинированным устройством

№	Наименование показателя	Исходная вода	Очищенная вода	Норма по НТД	Примечание
1	Цветность, градусы	20 – 50	$\ll 5$	20	токсичные комплексы гуминовых веществ с тяжелыми металлами
2	Запах, баллы	2 – 3	1	2	
3	Мутность, мг/дм ³	4 – 14	$\ll 0,5$	1,5	вирусная опасность
4	pH	7,25 $\pm$ 0,3	7,32 – 8,5		
5	Вкус и привкус, баллы	2 – 3	1	2	привкус
6	Остаточный хлор, мг/дм ³	1,2	$\ll 0,3$		сильный окислитель, запах, привкус
7	Хлороформ, мг/дм ³	0,1	не обнар.	0,06	канцероген
8	Четыреххлорист. углерод, мг/дм ³	0,004 – 0,006	не обнар.	0,005	канцероген
9	Нитраты, мг/дм ³	4,0 $\pm$ 0,5	$\ll 2$	45,0	кроветворение, нитратная метгемоглобиния
10	Нитриты, мг/дм ³	0,0031	$\ll 0,002$	3,0	- « -
11	Алюминий, мг/дм ³	0,24 $\pm$ 0,02	$\ll 0,05$	0,5	поражение центральной нервной системы
12	Железо, мг/дм ³	3,0 – 14,0	$\ll 0,1$	0,3	сердечно-сосудистые заболевания
13	Кадмий, мг/дм ³	0,0005	не обнар.	0,001	поражение почек
14	Марганец, мг/дм ³	$\ll 0,001$	$\ll 0,001$	0,1	
15	Медь, мг/дм ³	0,06 $\pm$ 0,001	0,04 $\pm$ 0,001	1,0	дейст. на почки, нервн. сист
16	Стронций, мг/дм ³	0,103	$\ll 0,09$	2,0	
17	Аммиак	$\ll 0,04$	не обнар.	2,0	
18	ПАВ, мг/л*	3,0	$\ll 0,025$	1,0	канцероген
19	СПАВ, мг/л*	0,5	$\ll 0,04$	0	канцероген
20	Мышьяк, мг/л	0,005 $\pm$ 0,0001	не обнар.	0,05	дейст. на кожу, нервн. сист
21	Перманганатная окисляемость, мг/дм ³	8,12	$\ll 3$	-	
22	ОМЧ (на 100 мл) *	63 – 630	не обнар.	100	
23	Коли-индекс*	100000	$\ll 3$	$\ll 3$	

- – *нагрузочный эксперимент*

обеспечить первичную подготовку либо доочистку воды в разумных количествах и с минимальными капитальными и энергетическими затратами.

Литература

1. *Гевод В.С., Решетняк И.Л., Гевод С.В., Шклярова И.Г.* Водочистка комбинированным методом пузырьково-пленочной экстракции и циркуляционной гетерокоагуляции. Вопросы химии и хим. технологии – 2007. – № 5. – С. 222-224.

2. *Гевод В.С., Решетняк И.Л., Гевод С.В., Шклярова И.Г.* Экспериментальное исследование динамики гетерокоагуляционного осветления воды на фильтрующей зернистой засыпке. Вопросы химии и хим. технологии – 2007. – № 2. – С. 227-230.

3. *Гевод В.С., Решетняк И.Л., Гевод С.В., Шклярова И.Г.* Дренажно-эжекторный моноблок для аппаратов с гетерокоагуляционным осветлением воды на песчаной засыпке. – Вопросы химии и хим. технологии. – 2007. – № 6. – С. 227-230.

4. *Гевод В.С., Решетняк И.Л., Гевод С.В., Хохлов А.С., Шклярова И.Г.* Макрокинетика пузырьково-пленочной экстракции в аппаратах с повышенной производительностью / Вопросы химии и хим. технологии. – 2002. – № 5. – С. 181-185.

5. *Гевод В.С., Решетняк И.Л., Гевод С.В., Шклярова И.Г.* Циркуляционная гетерокоагуляция полидисперсных примесей воды на зернистой засыпке. – Вопросы химии и хим. технологии. – 2007. – № 1. – С.184-190.

6. *Поверхностно-активные и другие загрязнения в водопроводной питьевой воде: Свойства, мониторинг, причины накоплений и экономичное удаление / В.С. Гевод, И.Л. Решетняк, И.Г. Шклярова и др. – Днепропетровск: УГХТУ, 2002. – 241 с.*

7. *Дубинин М.М.* Пористая структура адсорбентов и катализаторов // Весці АН БССР. Сер. Хим. – 1966. – № 1. – С. 5-20.

8. *Голубовская Э.К.* Биологические основы очистки воды. – М.: Высшая школа, 1978. – 272 с.

ОЧИСТКА ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ВІД НАФТИ ТА НАФТОПРОДУКТІВ ЗА ДОПОМОГОЮ СОРБЕНТІВ НА ОСНОВІ РОСЛИННИХ ВІДХОДІВ

С.М. ГАРМАШ, О.П. КУЛИК, Є.М. БОНДАРЕНКО

ДВУЗ «Український державний хіміко-технологічний університет»

Хіміко-екологічний ліцей, м. Дніпропетровськ

Одним з найнебезпечніших видів забруднення Світового океану є нафта. В нинішній час чверть Світового океану покрита нафтою. На шельфі видобувається майже 30% усієї нафти, сотні мільйонів тонн її перевозиться морським шляхом, на якому щорічно губиться не менше 1% нафти, тобто 5-10 млн. тонн. Нафта володіє спроможністю покривати тонкою плівкою величезні ділянки водної поверхні. Від нафти щорічно гине багато птахів, планктон та інше.

Мета роботи полягала в дослідженні сорбентів на основі рослинних відходів (подрібненого соняшникового, гречаного та рисового лушпиння) для очищення поверхневих вод від нафтопродуктів. Використання багатотоннажних відходів переробної, олійно-жирової промисловості є перспективним для отримання нового, дешевого і ефективного сорбенту, що дозволить підвищити екологічну безпеку водоймища.

Механічна деструкція рослинних відходів була проведена на дезінтеграторі ДЕЗІ-15 до ступеня подрібнення 0,05-3 мм. Для проведення експерименту в ємність з водою діаметром 30 см нанесли 10 г нафти щільністю 0,870 г/см³. Площа плями нафти склала 110 см².

Сорбент (подрібнене соняшкове лушпиння) дисперсністю 0,3-3,0 мм нанесли на нафтову пляму. Відбулося стовщення нафтової плівки і скорочення її площі в 1,5 раза.

Для повного видалення нафти нанесли 5 г подрібненого соняшникового лушпиння. Густу масу, що утворилась, видалили механічним способом.

Результати дослідів при обробці нафтової плями сорбентом у кількості 40%, 50%, 60% від маси нафти наведені в таблиці.

**Показники ступеня очищення поверхні води від нафти
за допомогою подрібненого соняшникового лушпиння**

ПОКАЗНИКИ	Дисперсність лушпиння, мм					
	0,05-0,3			0,3-3,0		
	Маса сорбенту (%) по відношенню до маси розливої нафти					
	40	50	60	40	50	60
Кількість розливої нафти, г	10	10	10	10	10	10
Кількість адсорбованої нафти, г	9,65	9,9	9,9	9,7	9,92	9,92
Ступінь очищення, %	96,5	99,0	99,0	97,0	99,2	99,2

Ступінь очищення поверхневих вод від нафти та нафтопродуктів при застосуванні сорбенту на основі соняшникового лушпиння (дисперсність 0,3-3,0 мм, відношення маси сорбенту до маси нафти 1:2) складає 99,2%.

При використанні сорбентів на основі соняшникового, гречаного та рисового лушпиння досягається досить високий ступінь очищення – 96-99%.

Перевагою й новизною методу очищення водяних поверхонь від нафтопродуктів є простота способу одержання сорбенту – механічна деструкція рослинних відходів. На промисловому роздрібнювачі марки ОГМ можна одержати за 1 годину 1 тону сорбенту, за допомогою якого можна очистити водяну поверхню від 2 тонн нафти. Сорбент досить дешевий, у зв'язку з чим відпадає необхідність його регенерувати, а можна відразу використовувати просочений нафтою сорбент як паливо.

Адсорбент можна використовувати на автопідприємствах, де стічні води від мийки машин збираються в відстійниках. Регулярне використання сорбенту у відстійниках дозволить ліквідувати нафтову плівку, що утворилася в ньому, і значно скоротити скидання нафтопродуктів із стічними водами в каналізацію.

Застосування запропонованого засобу очищення з використанням здрібненого соняшникового, гречаного та рисового лушпиння має важливе значення у вирішенні проблем захисту морів і водоймищ від забруднення нафтопродуктами.

ИССЛЕДОВАНИЕ ВОДОСТОЙКОСТИ МОДИФИЦИРОВАННЫХ БАЗАЛЬТОНАПОЛНЕННЫХ ЭПОКСИДНЫХ ПОКРЫТИЙ

Г.П. ТИЩЕНКО, А.А. РАДУЛЬ, А.В. ОНИЩЕНКО

ГВУЗ «Украинский государственный химико-технологический университет»

В Украине 17,2 тыс. км водопроводов находятся в аварийном состоянии. Защита от коррозии водопроводов не только повышает их эксплуатационную надежность, но и существенно улучшает качество питьевой воды.

Исследована водостойкость полимерных покрытий, на основе эпоксидной смолы ЭД-20, наполненных серой базальтовой чешуей (СБЧ) и термоактивированной базальтовой чешуей (АБЧ). Базальтовая чешуя представляет собой тонкий пластинчатый материал толщиной 2-6 мкм и площадью поверхности 0,5 – 4,5 мм². При нанесении на конструкцию базальтонаполненного покрытия чешуйки образуют лабиринтоподобные взаимноперекрывающиеся наслоения. Такая структура значительно уменьшает проницаемость защитного слоя для жидких или газообразных веществ. Исследуемые эпоксидные составы отверждались в течение 48 ч при температуре 20° С. Водопоглощение свободных пленок определялось гравиметрическим методом. Как видно из рис. 1, базальтонаполненные покрытия значительно более водостойки, чем ненаполненная эпоксидная смола ЭД-20. Эта закономерность объясняется явлением лабиринтной диффузии.

Базальточешуйчатые полимерные покрытия – перспективный вид защиты водопроводов, так как производство базальтовой чешуи освоено Самаровским заводом железобетонных и фильтровальных изделий (г. Днепропетровск).

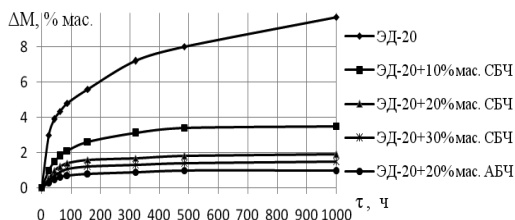


Рис. 1. Изменение массы свободных пленок покрытий на основе эпоксидной смолы ЭД-20 (ΔM , % мас.) от времени выдержки (τ , ч) в воде.

ДОСЛІДЖЕННЯ ЯКОСТІ ВОДИ КАРАЧУНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ТА РОЗРОБКА ЕКОЛОГО-ГІГІЄНІЧНИХ ОЗДОРОВЧИХ ЗАХОДІВ

Е.А. ДЕРКАЧОВ, О.А. ШЕВЧЕНКО, В.В. ЗАЙЦЕВ, Ю.О. ЗУБ-
КОВА, В.В. БОБРОВ, І.П. БЕЛОВА, Р.В. ДЕРКАЧОВА

*Дніпропетровська державна медична академія, Дніпропетровська обласна
санітарно-епідеміологічна станція, Кіровська районна
санітарно-епідеміологічна станція, м. Дніпропетровськ*

Однією з головних передумов сталого розвитку України та поліпшення добробуту і стану здоров'я населення є забезпечення його питною водою належної якості і в достатній кількості. Право людини на споживання питної води, якість якої відповідає державним стандартам, закріплено Законом України «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення» та законом України «Про питну воду та питне водопостачання».

Стан забезпечення населення міст України питною водою з поверхневих джерел щороку загострюється. Проблема безпеки питної води не втрачає актуальності через постійне забруднення джерел водопостачання, внаслідок інтенсифікації антропогенної діяльності. Якість води, яку ми вживаємо, насамперед залежить від стану поверхневих водних об'єктів.

Кривий Ріг, що належить до числа міст України з найбільш небезпечною екологічною ситуацією, яка склалася внаслідок тривалого та інтенсивного видобування залізних руд та їх переробки, забезпечується водою з такого природного джерела, як Карачунівське водосховище.

Мета: здійснити моніторинг якості води Карачунівського водосховища протягом 2003-2007 років та розробити пропозиції щодо введення додаткових методів водопідготовки на Карачунівському водопровідному комплексі для покращення стану питної води.

Об'єкт дослідження: Карачунівське водосховище як джерело водопостачання м. Кривого Рогу.

Предмет дослідження: сезонні проби води Карачунівського водосховища.

Завдання дослідження:

1. Ґрунтовно вивчити і ознайомитися з практичною стороною забезпечення водою населених пунктів.
2. Опанувати методики дослідження води.
3. Дослідити якість води Карачунівського водосховища протягом 2007 року.
4. Проаналізувати характер змін якості води протягом 2003-2007 років.
5. Запропонувати додаткові заходи для покращення стану питної води.

Методика досліджень

Оцінка якості води у Карачунівському водосховищі виконувалася згідно з сучасними вимогами чинного санітарного законодавства України [1], [2], [3].

Були проведені дослідження води Карачунівського водосховища протягом 2007 року на базі Дніпропетровської обласної, Криворізької міської та Кіровської районної санітарно-епідеміологічних станцій.

Додатково були залучені результати лабораторного контролю якості води у Карачунівському водосховищі протягом 2003-2006 років, що виконувалися державною санітарно-епідеміологічною службою м. Кривого Рогу, які були використані для встановлення загальної картини зміни якості води протягом 2003-2007 років.

Результати якості води Карачунівського водосховища

Аналізуючи результати досліджень води Карачунівського водосховища за період з 2003 по 2007 рік, було виявлено наявність у воді наступних хімічних речовин 1-го та 2-го класів небезпеки: фтор, формальдегід, кобальт, ртуть, свинець, роданіди, ціаніди, кадмій, арсен, алюміній, стронцій, нітрити, молібден. Також були виявлені перевищення за такими показниками :

- кольоровість (у період «біологічного літа»);
- загальна жорсткість (твердість);
- сульфати, сухий залишок, перманганатна окиснюваність, БПК повне, ХПК, індекс ЛКП, коліфаги, ротавіруси та аденовіруси (періодично).

Для хімічних речовин 1-го та 2-го класів небезпеки та токсикологічним показником шкідливості були визначені суми відношень фактичних концентрацій речовин у воді до їх ГДК у період з 2003 по 2007 рік.

При порівнянні з максимально допустимими значеннями прослідковується зростання та стійке перевищення рівня сумарної токсичності протягом 2003-2007 років. Матеріали, наведені в малюнку, чітко визначають те, що в 2003 році протягом першого та третього кварталів показник сумарної токсичності не перевищує норми, але вже у наступних роках протягом першого та третього кварталів він зростає, стає більш сталим та перевищує допустиму межу. Протягом другого та четвертого кварталу ми можемо бачити, що показник сумарної токсичності завжди перевищує норму. Найвища сумарна токсичність спостерігається протягом третього кварталу 2005 року.

Після очищення

На даний час на Карачунівському водосховищі використовуються такі методи очищення води:

- | | |
|---------------------------------------|--------------------|
| 1) хлорування первинне (дезінфекція); | 4) відстоювання; |
| 2) коагулювання; | 5) фільтрування; |
| 3) флокулювання; | 6) знезаражування. |

Якість води після очищення за показниками загальної жорсткості та сухого залишку майже не змінюється і перевищує нормативні рівні. Іноді спостерігається навіть підвищення даних показників після очищення, що свідчить про недосконалість методів очищення, які застосовуються.

Ефективність очищення води за показником перманганатної окиснюваності є недостатньою, а ось очищення за показником кольоровості є достатнім.

З вищесказаного можна зробити висновок, що методи очищення води не доводять якість води до норм.

Покращити якість підготовки питної води на очисних спорудах Карачунівського водопровідного комплексу можна за допомогою впровадження додаткових методів:

1. Озонування – дасть можливість одночасно досягти знебарвлення, усунути присмаки і запахи води й провести її знезаражування, при цьому у воду не будуть внесені сторонні домішки і не будуть утворюватися шкідливі сполуки.

2. Впровадження системи УФ опромінювання – дасть можливість інактивації бактерій, вірусів і спор, які не піддаються впливові хлорвмісних реагентів. Після впливу УФ у воді не утворюються шкідливі органічні сполуки навіть у випадку багаторазового підвищення необхідної дози.

3. Пом'якшення води – з метою усунення високих значень кальцію і магнію, що обумовлюють значну жорсткість води, та сульфатів. Цього можна досягти реагентним методом (содово-вапняковий) та методом йонного обміну (катіонітове пом'якшення для заміни йонів Ca^{2+} та Mg^{2+} на Na^+ та H^+ та аніонітове для усунення йонів SO_4^{2-}).

4. Опріснення – з метою зменшення сухого залишку можна здійснити за допомогою блоку мембранного очищення. Застосування ультрафільтраційних мембран дасть можливість в одну стадію видаляти з води більшість розчинених у ній забруднень і гарантовано готувати воду високої якості.

5. Хімічне окиснення – застосування нестандартних окислювачів, таких як кальцію перманганат, натрію феррат та ін. у точках введення до блоків коагуляції і флокуляції, перед фільтрами дасть можливість перевести в колоїдні форми та видалити з води вуглеводи, білкові сполуки і в решті-решт видалити запахи, присмаки та зняти окиснюваність.

Висновки

1. Результати досліджень води Карачунівського водосховища протягом 2003-2007 років виявили перевищення встановлених нормативів за наступними показниками:

- кольоровість;
- загальна жорсткість;
- сульфати, сухий залишок, перманганатна окиснюваність, БПК, ХПК, індекс ЛКП, коліфаги, ротавіруси та аденовіруси.
- показник сумарної токсичності хімічних речовин 1-го та 2-го класів небезпеки.

2. Прослідковується тенденція до зростання рівня сумарної токсичності протягом 2003-2007 років.

3. У резервуарах чистої води за даний період виявили постійні (загальна жорсткість, перманганатна окиснюваність) та періодичні (сухий залишок, сульфати) перевищення встановлених нормативів.

4. Запропоновані додаткові методи очищення води для доведення її стану до нормативних вимог.

Література

1. Закон України «Про питну воду та питне водопостачання».
2. СанПіНу № 383 від 23 грудня 1996 р. «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання».
3. ГОСТ 2874-82 «Вода питьевая. Гигиенические требования и контроль за качеством».

ЗАЩИТА БЕРЕГОВОЙ ЧАСТИ ДНЕПРОДЗЕРЖИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ОТ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ЭРОЗИОННЫХ ПРОЦЕССОВ

В.А. ГОРЕЙКО

Днепровско-Орельский природный заповедник, г. Днепропетровск

Защита крупных водохранилищ от заиления продуктами смыва и размыва почво-грунтов на водосборах и от разрушения волнобоем берегов является очень важной государственной задачей.

Известны примеры, когда из-за непринятия соответствующих мер по защите крупных водохранилищ от заиления они сравнительно за короткий срок выходили из строя. Так, по данным Г.А. Харитонova (1952), Штеревское водохранилище в Донбассе заинилось в течение пяти лет на 85%, а водохранилище АкСу в Дагестане – в течение трех лет почти полностью. Несмотря на значительную облесенность верхней части водосбора Днепрогэса, энергетическая мощность его снижается по причине частичного заиления. В Катта-Курганском водохранилище (Узбекистан), объем которого равен 650 млн. м³, ежегодно поступает 34 млн. м³ наносов (Полонская, 1962). По исследованиям Е.Ф. Семенова (1961), в Цимлянском водохранилище за пять лет эксплуатации отложилось около 144 млн. м³ мелкозема, причем свыше 75% за счет материалов обрезки берегов. За первые четыре года эксплуатации Горьковского водохранилища в него обрушилось в результате обрезки берегов около 15 млн. тонн грунта.

По данным Н.М. Куницы (1974, 1971, 1987), источниками заиления Каховского водохранилища являются поверхностный смыв почво-грунтов с прибалочных, приовражных и приводоохранных склонов, овражно-балочные эрозии почвы, продукты абразивного разрушения берегов, оползневые процессы.

Основными участками поступления твердого стока в Днепро-дзержинское водохранилище следует считать непосредственно впадающие в него крупные и мелкие овражно-балочные системы,

рытвины и ложбины, расположенные на самом берегу, береговые склоны, опускающиеся к чаше, и расположенные в них мелко-струйчатые размывы. Бассейн Днепродзержинского водохранилища включает в себя впадающие в него овражно-балочные системы с их водосборами, а также опускающиеся к водохранилищу склоны, и составляет 36,2 тыс. га.

По интенсивности эрозии водосборный бассейн водохранилища разделяется на три категории: слабо-, средне- и сильно-эродированные. Слабоэродированная часть водосборного бассейна приурочена к равнинным площадям приводораздельных склонов. Среднеэродированная часть водосборного бассейна характеризуется сильной расчлененностью балками. Она тянется прерывистыми полосами по правому и левому берегам водохранилища. Сильноэродированная часть в основном расположена на правом берегу, включает в себя Днепровскую (11079 га), Домотканьскую (7604 га) овражно-балочные системы и занимает площадь свыше 36 тыс.га; Самотканьская – 10702 га, Омельчанская – 7742 га.

Кроме эрозионных процессов, разрушение берегов водохранилища и его заиление вызывают абразивные процессы.

Абразия берегов Днепродзержинского водохранилища и ее последствия громадны. Большой объем ила образуется в результате разрушения берега волнобоем. В этом сказывается большая его ширина, которая определяет разгон волны и ее гидродинамические свойства. Из общей береговой линии (760 км) 540 км подвержены разрушению берегов. Процессы переработки берегов особенно выражены в правобережной части водохранилища и сопровождаются оползневой деятельностью, на многих участках образуются трещины и просадки берега. Вред от абразии заключается не только в потере земельной площади, но и в сложности при переносе капитальных строений и коммуникаций, расположенных вдоль береговой линии.

Исследуя защитную зону Днепродзержинского водохранилища и используя научный и практический опыт, нами предлагаются экологические принципы создания защитной зоны Днепродзержинского водохранилища. Эти принципы сводятся к трем видам

фитомелиорации: сельскохозяйственной, лесохозяйственной и инженерной (Горейко, 2003).

**Таблица. Экологические принципы создания защитной зоны
Днепродзержинского водохранилища**

Сельскохозяйственная защитная зона	Лесная защитная зона	Инженерная защитная зона
Противоэрозионная организация территории	Нижние береговые культуры	Ступенчатые террасы
Почвозащитные севообороты	Средние береговые культуры	Водозадерживающие и водоотводящие валы
Противоэрозионная агротехника в полеводстве	Верхние береговые культуры	Донные сооружения в оврагах
Противоэрозионная агротехника в садах	Овражно-балочные культуры	Планировка и засыпка оврагов
Противоэрозионные лесные насаждения	Лесные массивы	Пруды-отстойники

Задачи, поставленные перед фитомелиорацией защитной зоны Днепродзержинского водохранилища, не могут решаться в рамках одной из трех фитомелиоративных групп. Здесь необходим обширный фитомелиоративный комплекс, включающий в себя многочисленные виды фитомелиорации. Нами разработаны основные принципы устройства лесной защитной зоны. Лесная часть защитной зоны должна занимать земли, непригодные для сельскохозяйственного производства, ценность которых не будет потеряна под влиянием береговых процессов и оврагообразования. В лесную часть защитной зоны включаются также те площади мелководий, которые могут быть использованы для

создания лесных культур продолжительнопоемного характера. Верхняя граница защитной зоны Днепродзержинского водохранилища не параллельна урезу воды, а идет по извилистым рубежам оползнеопасных, эродлируемых, развееваемых и других неудобных земель или по опушкам существующих прибрежных лесных массивов. Для нижних береговых защитных культур основными задачами являются защита побережья от абразии, защита поймы от размыва.

Список литературы

1. Харитонов Г.А. Эрозия в районе Цимлянского водохранилища и мероприятия по защите водохранилищ от заиления. // Воронеж. ЛХИ, 1952. – Т.13. – С. 11-26.
2. Семенов Е.Ф. Некоторые результаты изучения формирования берегов и ложа Цимлянского водохранилища. // Тр. 7-го Байкал. научн. совещ. – М., 1961 – Т.1. – С. 37-46.
3. Куница Н.М. Защитные лесные насаждения на Каховском водохранилище и на орошаемых землях юга Украины. // Лесное хоз-во, 1987. № 6. – С.40-44.
4. Горейко В.А. Лесные насаждения в комплексе экологических противоэрозионных мероприятий. // Питання степового лісознавства та лісової рекультивації земель. Дніпропетровськ, ДНУ, 2003. – С. 154-170.

ЕФЕКТИВНІСТЬ ВИКОРИСТАННЯ КОАГУЛЯНТУ МАРКИ ПОЛВАК НА ЕТАПІ ОЧИЩЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ

Т.В. СТАРОВА*, М.В. АЛІМОВА**

** Криворізький державний педагогічний університет, м. Кривий Ріг*

*** Криворізький обласний ліцей-інтернат для сільської молоді,
м. Кривий Ріг*

Значення води, особливо чистої, для життя надзвичайно вагоме. Природна вода, за рідкими винятками, може одразу використовуватися для пиття, в інших же випадках її необхідно очистити та підготувати до споживання. Отже, проблеми очищення води актуальні завжди.

З розвитком науки відкриваються нові можливості більш якісного очищення води, тому необхідно їх досліджувати та використовувати. Наша наукова робота присвячена вивченню ефективності використання коагулянтів на основі сполук алюмінію.

Перш ніж потрапити до людини в житло через централізоване водопостачання, вода проходить певні етапи очистки, в залежності від чистоти джерела водозабору. Обов'язковими є дві стадії – хімічної та біологічної чистоти. Від якості першої залежать органолептичні показники питної води (запах, смак, прозорість, колір, рН тощо), другої – біологічна безпека вживання води людиною (показник санітарно-гігієнічних норм). У сучасному місті хімічне очищення проводять за допомогою коагулянтів та флокулянтів. Важливим є правильний вибір таких речовин. Головне призначення першого – утворення рихлих частинок гідроксиду, які адсорбують і захоплюють з води забарвлені і завислі речовини, бактерії і фітопланктон; другого – прискорення злипання агрегативно-нестійких частинок гідроксидів і підвищення міцності пластівців.

Очищення води коагуляцією є поки що найвигіднішим і найефективнішим способом для запобігання забрудненню навколишнього середовища і забезпечення замкнутого циклу обороту води.

Речовини-коагулянти

Сполуки алюмінію	Сполуки феруму	Змішані
1. Алюміній сульфат 2. Натрій алюмінат 3. Алюміній оксихлорид 4. ПОЛВАК	1. Ферум(II) сульфат 2. Ферум(III) сульфат	$\text{FeCl}_3:\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 = 1:1$ або 2:1

ПОЛВАК є удосконаленою формою коагулянту на основі сполук алюмінію. До його переваг за технічним паспортом відносно сухого препарату алюміній сульфат слід віднести наступне:

1. Прискорення утворення пластівців осаду.
2. Зниження концентрації залишкового алюмінію в очищеній воді.
3. Розширення робочого діапазону по лужному резервуару рН і температури.
4. ПОЛВАК менше змінює рН середовища.
5. Знижується жорсткість за рахунок переходу гідрокарбонату кальцію у хлорид кальцію, який не утворює накипу.
6. Спрощення процесу дозування реагенту.
7. Висока міцність пластівців.
8. ПОЛВАК в 5-10 разів менш токсичний, ніж алюміній сульфат.
9. Економія на процесі приготування робочих розчинів коагулянту.

Лабораторний аналіз води за деякими показниками з двох водогонів міста Кривий Ріг дозволив перевірити дієвість коагулянтів, які ми вивчали. Треба зазначити, що на стадії водопідготовки Карачунівського водогону застосовується коагулянт – алюміній сульфат, а Центрального – ПОЛВАК. Результати представлені в таблиці.

Таблиця. Результати лабораторного контролю деяких показників якості води Карачунівського та Центрального водогонів (жовтень 2008 р.).

Інгредієнти	Нормативні показники згідно СанПіН № 4630-88	Карачунівський водогін	Центральний водогін
Запах при t +20o	1	1	1
pH	6,5 – 8,5	7,2	7,0
Завислі речовини, мг/дм ³	0,25	0,027	0,005
Залізо, мг/дм ³	0,33	<0,1	<0,1
Сульфати, мг/дм ³	500	537,6	65,76
Сухий залишок, мг/дм ³	1000	1384,0	271,0
Хлориди, мг/дм ³	350	137,0	47
Розчинений кисень, мг/дм ³	4,0	10,8	8,54
Жорсткість, мг-екв/л	7,0	10,6	4,5
Каламутність, НОМ	0,5-1,5	1,2	0,7
Кольоровість, град.	20-35	26	18
Алюміній, мг/м ³	0,2	0,9	0,5

Проаналізувавши технічні й експериментальні дані та дослідивши якість води після використання зазначених коагулянтів, можна зробити висновок, що застосування ПОЛВАК дає можливість одержати якісну питну воду за нормами СанПіН та в деяких випадках з нижчими показниками.

Література

1. СанПіН № 4630-88 //Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения.
2. <http://www.coagulant.com.ua/polvac.html>.

УДК 658.265.
**КОМПЛЕКСНЕ ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ
РЕСУРСІВ – ШЛЯХ ДО ВИРІШЕННЯ
ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ**

В.І. ДОРОХОВ, Г.В. ПАВЛЮК, Б.М. ФЕДИШИН
Житомирський національний агроекологічний університет

Антропогенне забруднення гідросфери набрало таких масштабів, що природним шляхом відновлення якісних параметрів води стало неможливим. Використання все більшої кількості сполук і матеріалів штучного походження ще більше загострило проблему чистої води.

Основним джерелом водопостачання для людства є річковий стік. Промисловість використовує близько 20% споживаної людством прісної води, сільське господарство – 70%, комунальні витрати – 10%. Вода стала дорогим ресурсом, замінити який неможливо, при цьому забезпеченість прісною водою й ступінь її використання в різних країнах дуже різняться (табл. 1). Квоти, що виділяються на водопостачання та водовідведення, не завжди об'єктивні і не завжди їх додержуються. У великих містах світу добове водопостачання на одного мешканця складає (л/добу): Нью-Йорк – 600, Париж – 500, Москва – 400, Київ – 333, Лондон – 263. У країнах, що розвиваються, цей показник становить лише 10–15 л/добу [1].

Таблиця 1. Забезпеченість прісною водою й ступінь її використання у деяких країнах Європи

Країна	Забезпеченість, млрд. м ³ /рік	Використання, млрд. м ³ /рік	Ступінь використання, %
Італія	150	15,6	10,4
Польща	55	5,8	10,5
Франція	183	24,0	13,1
Німеччина	93	14,0	15,0
Україна	52,3	32,5	62,14

Річковий стік України розподіляється нерівномірно: 70% стоку припадає на північні і західні області, а на східні й південні, де проживає 60% населення, – тільки 30%, при цьому відбувається неоправдано велике споживання води та значна кількість стічних вод.

За даними ОДА, за підсумками роботи у 2006 році **нормативні втрати питної води** підприємствами ЖКГ тільки при транспортуванні склали майже 800 млн. м³, або **28%** від загальної кількості води, що подається мережами. **Загальні (нормативні + понаднормативні) втрати** питної води у мережах у 2006 році склали майже **35%** або 981 млн. м³, на що витрачено, а фактично втрачено близько 800 млн. кВт·год електроенергії, або 253 тис.т у.п. **Найбільші втрати** питної води у мережах водопостачання в Луганській (52%), Кіровоградській (51%), Тернопільській (44%), Донецькій (43%), Закарпатській (47%) областях. **Найменші** – у місті Києві (16%), Київській (19%), Полтавській (20%), Волинській (21%), Чернігівській (24%) областях [2].

Дефіцит прісної води в Україні сьогодні становить близько 4 млрд. м³. Практично всі поверхневі, ґрунтові й частково підземні води забруднені промисловими, побутовими, сільськогосподарськими стоками й не відповідають за якістю навіть прийнятим на сьогодні заниженим санітарним нормам (табл. 2) [3].

Таблиця 2. Кількість скидів у поверхневі води України забруднюючих речовин у складі стічних вод (за рік)

Речовини	Кількість	Речовини	Кількість
Об'єм стічних вод, млн. м ³	7223	Вуглеводні ароматичні, т	8,40
Нафтопродукти, тис. т	4,28	Формальдегід, т	45,2
Завислі речовини, тис. т	152	Роданіди, т	89,1
Сухий залишок, тис. т	11697	F-, т	428
SO4-2, тис. т	2045	Cl-, тис. т	4183
Фосфор загальний, тис. т	7665	NH4+, тис. т	30907
БСК повне, тис. т	104	Ціаніди, т	2,87

Основними забруднювачами води в Україні є: промисловість – 63,4%, сільське господарство – 16,6%, комунальне господарство – 19,5%, інші джерела – 0,5%.

Вимоги до якісних і кількісних фізичних та хімічних параметрів стічних вод зростають, але, на жаль, особливого покращення не спостерігається. Виникає загроза не тільки живим організмам, а й будівельним конструкціям, підземним комунікаціям та водному транспорту. Враховуючи, що систем оборотного водопостачання явно не вистачає, склалася ситуація, яка вимагає відмовитися від принципу скидання у природні водоймища так званих «умовно чистих» вод, адже на їх розбавлення до безпечних параметрів витрачається щорічно майже 35% світових запасів прісної води, тому сам термін «умовно чиста вода» необхідно переглянути.

З метою забезпечення екологічної безпеки в гідросфері умовно чистою водою слід вважати стічну воду, фізичні та хімічні показники якої не гірші, а то й кращі від показників води водоймища, у яке скидається дана стічна вода. Лише в такому випадку можливе поступове відновлення природних показників водоймищ, і тоді відпаде необхідність брати з них свіжу воду.

Технології водопідготовки і водовідведення через погіршення якості води значно дорожчають – за складністю, обладнанням і матеріалами вони інколи переважають основні технологічні процеси. Віднесення цих технологій до неосновних, допоміжних є неправильним, тому що від їх функціонування залежить робота основного виробництва, в тому числі собівартість продукції та її якість. Відомі на сьогодні ряд теоретичних розробок, напівпромислові та промислові випробування нових систем очищення стічних вод та водопідготовки дають можливість перевести виробничі об'єкти на повну автономну замкнуту систему використання води без скидання стічних вод у природні водоймища [4-6]. Прикладом цього може служити система водоспоживання космічних літальних апаратів.

Сьогодні особлива проблема існує з водозабором для миття сировини, обладнання, транспортних засобів тощо, який прак-

тично не нормується і утворює стічну воду з широким спектром забруднень миючими засобами, поверхнево-активними речовинами, розчинниками та компонентами об'єкта миття. Враховуючи великий асортимент забруднювачів, єдиної технології очищення стічних вод створити неможливо. Тому сучасна система очищення повинна бути комбінацією модулів, що забезпечують локальне очищення стічної води у джерела її утворення, біологічне очищення побутових вод, збір дощової (снігової) води з території об'єкта, організацію місцевого накопичувача очищених і дощових вод і повторне їх використання на технологічні потреби, а в разі надлишку – реалізацію на потреби інших виробництв. Тобто організація водопостачання об'єкта повинна бути в першу чергу за рахунок збору дощових вод і закупівлі води в об'єктів, де є її надлишок. Скидання надлишків стічних вод у природні водоймища, у разі відсутності реалізації, необхідно проводити тільки в денний період у присутності контролюючих органів за умови відповідності їх якісних показників показникам водоймища. Самі модулі можуть бути як стаціонарні при постійному утворенні стоку, так і пересувні у випадку періодичного утворення стічної води. Замкнута система водоспоживання організується для окремого виробничого об'єкта або для певної виробничої зони. Слід все більше використовувати анаеробне біологічне очищення побутових стічних вод з метою отримання біогазу, що здешевить виробництво.

На жаль, локальні модулі використовуються мало, збір дощової води на виробничі потреби взагалі відсутній, хоча її підготовка до використання значно дешевша.

Універсального модуля очищення бути не може, але для окремих технологічних процесів розроблені і успішно працюють локальні технології очищення стічних вод. Так, система комплексної біологічної очистки BIOTAL дозволяє використовувати після очистки стічну воду з високою концентрацією поверхнево-активних речовин, сполук хлору, мангану тощо (табл. 3) [7].

**Таблиця 3. Ефективність очищення стічних вод
на установці BIOTAL**

Показник	Значення показників		Норматив
	вхід	вихід	
pH	7,32	7,1	6,5-8,5
ХПК, мгО ₂ /л	492	49,1	< 100,0
БСК ₅ , мгО ₂ /л	213	6,8	< 15,0
NH ₄ -N, мг/л	19,1	0,24	<2,0
NO ₃ -N, мг/л	-	28,8	<45,0
Завислі речовини, мг/л	295	6,9	< 15,0

Для очищення стічних вод гальванічних виробництв добре зарекомендував себе електрохімічний метод очищення води від сполук хрому, ніколу, цинку та ін. з поверненням їх у виробництво [8]. Це дає змогу у 3,5 раза зменшити вживання свіжої води. Перехід від великомасштабного біологічного очищення побутових стоків до модульної схеми біметаногенезу [9] дозволить у межах промплощадки вирішити питання очищення стоку, отримати біогаз для власних потреб, повторно використати очищену воду і значно зменшити затрати на транспортування води на очистку і свіжої води на виробництво. Поява на ринку сорбентів – термостійких високопористих волокнистих або гранульованих гідрофобних матеріалів, нафтоємністю до 20 кг/кг, здатних поглинати з водяних розчинів нафтопродукти, жири, масла й органічні забруднювачі фенольного ряду, дозволяє створити модуль очищення стічних вод авторемонтних майстерень і використовувати очищену воду повторно. Зворотним осмосом можна не тільки очищати стічну воду, але й здійснювати концентрування забруднювачів з подальшим їх використанням. Розроблено ряд мембран і технологій їх застосування, які дозволяють створювати відповідні модулі очистки.

Таким чином, вдосконалення технологій очищення стічних вод на основі нових наукових досліджень дозволить не тільки попередити забруднення природних водоймищ, а й значно зменшити антропогенне навантаження на гідросферу.

Література

1. Дорохов В.І., Шелест З.М., Скиба Г.В., Барабаш. Біогеохімія.: Навч. посібник. – Житомир: ЖІТІ. – 2004. – 272 с.
2. Статистичний щорічник Житомирської області за 2007 рік. Житомир. В-во «Полісся». – 2008. – 500 с.
3. Національна доповідь про стан навколишнього середовища в Україні. К.: Наукова думка. – 1994. – 294 с.
4. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води: Підручник. – К.: Вища шк. – 2005. – 671 с.
5. Теоретические основы водоподготовки и очистки. <http://www.attair-aqua.ru/info/27/>.
6. Екологічні проблеми водного та повітряного басейнів. Утилізація відходів / Зб. наук. праць XIV міжн. наук.-практич. конф. // Під ред. С.В. Разметаєва. – Харків: УкрВОДГЕО. – 2006. – 232 с.
7. Федішин Б.М., Дорохов В.І., Павлюк Г.В. Основи екологічної хімії. Підручник.–Житомир: В-во «Державний агроєкологічний університет». – 2006. –500 с.
8. Камінський Б.Т., Камінський Д.Б., Федішин Б.М. Хімія води і водних розчинів: Навч. посібник. – Житомир: ЖІТІ. – 2000. – 419 с.
9. Коновалов С.В., Ткаченко С.І. Відновлювальна енергетика та енергозберігаючі технології. К.: «ЕКОЕНЕРГЕТИК». – 2003. – 125 с.

СУПРАМОЛЕКУЛЯРНЫЙ СОРБЕНТ НА ОСНОВЕ СИЛИКАГЕЛЯ С ФУНКЦИОНАЛЬНЫМИ ГРУППАМИ ЭТИЛЕНДИАМИНТЕТРААЦЕТАТА, ПОЛУЧЕНИЕ И ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ДЛЯ АНАЛИТИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ КАЧЕСТВА ВОД

В.Н. ЛЕЩЕНКО, Е.Б. АНДРИАНОВА, А.Г. МАКСИМЧУК,
А.Я. ГРИЦКИВ

Институт биокolloидной химии им. Ф.Д. Овчаренко НАН Украины, г. Киев

Микроколичества тяжелых и цветных металлов в природных и питьевых водах при концентрации, превышающей предельно допустимую, проявляют токсические свойства. Несмотря на большое разнообразие методов их прямого определения, достичь нижних границ концентраций определяемых металлов часто удается лишь в сочетании с методами предварительного концентрирования. Использование сорбентов, модифицированных комплексообразующими реагентами, является одним из перспективных методов концентрирования. Известно, что динатриевая соль этилендиаминтетрауксусной кислоты (ЭДТА) образует устойчивые комплексы более чем с 20 металлами. Цель данной работы заключается в получении нового супрамолекулярного сорбента с функциональными группами ЭДТА на основе силикагеля, импрегнированного полигексаметиленгуанидином (СГ-ПГМГ), для группового концентрирования тяжелых и цветных металлов.

Изучена сорбция ЭДТА на поверхности СГ-ПГМГ. Максимальное извлечение ЭДТА из раствора наблюдается в области pH 2,7-3. Время установления сорбционного равновесия при этом не превышает 15 минут. Концентрация функциональных ЭДТА-групп полученного сорбента составляет 0,04 ммоль/г.

Исследованы сорбционные характеристики полученного сорбента с функциональными группами этилендиаминтетраацетата по отношению к ионам меди (II), никеля (II), цинка (II), свинца (II), кадмия (II) и кобальта (II). Установлено, что в динамических условиях при значениях pH 3-4 извлечению исследуемых металлов

не мешают катионы кальция и магния при их суммарной концентрации, не превышающей 0,25 г/л. Скорость пропускания растворов не должна превышать 1 мл/мин. Объем анализируемого раствора можно изменять от 25 до 250 см³. Количественная десорбция сорбированных ионов осуществляется 10 см³ 1 М HNO₃. Разработана методика группового концентрирования и последующего атомно-эмиссионного определения тяжелых и цветных металлов, апробированная на модельных растворах, образцах питьевых и природных вод.

**ПРИМЕНЕНИЕ ПЕРСПЕКТИВНЫХ ТЕХНОЛОГИЙ И
НОВЫХ РЕАГЕНТОВ В ПРОЦЕССЕ
ВОДОПОДГОТОВКИ НА ВОДОПРОВОДНЫХ
ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЯХ КП
«КОМПАНИЯ «ВОДА ДОНБАССА»**

В.С. ДИДЕНКО

КП «Компания «Вода Донбасса», г. Донецк

Проблема внедрения перспективных технологий и новых реагентов в процессе водоподготовки на водопроводных очистных сооружениях (ВОС) относится к одной из наиболее важных и сложных задач, решаемых современными предприятиями Украины по водоснабжению. Это объясняется тем, что состав исходной воды, для очистки которой необходимо подобрать технологическую схему или реагент, определяется как природными условиями, так и региональными различиями в степени и характере воздействия хозяйственной и промышленной деятельности, состоянием водных источников, водоразводящей сети и т. д. Таким образом, внедрение новых технологий и использование новых реагентов должно учитывать следующие факторы: тщательная оценка состояния качества воды, используемой для очистки; окупаемость внедрения новых технологий, эффективность и долгосрочность их использования.

КП «Компания «Вода Донбасса» является крупнейшей организацией в Украине по централизованному обеспечению питьевой и технической водой предприятий и почти пятимиллионного населения Донецкой области. В настоящее время в состав предприятия входят 15 обособленных структурных подразделений, расположенных на территории Донецкой области, в том числе 8 региональных производственных управлений, осуществляющих транспортировку и очистку воды.

Источниками централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения Донецкой области являются: канал Северский Донец – Донбасс длиной 132 км с проектным годовым объемом подачи воды 1106 млн. м³; 17 водохранилищ полезной емкостью 770 млн. м³, в том числе 9 водохранилищ являются источниками питьевого водоснабжения; свыше 80 подземных водозаборов.

Подготовка воды питьевого качества осуществляется на 18 фильтровальных станциях с суммарной проектной производительностью свыше 2,6 млн. м³/сут., фактический расход производимой питьевой воды составляет 1,5 млн. м³/сут.

Качество питьевой воды, подаваемой потребителям, по большинству физико-химических показателей полностью отвечает требованиям действующего ГОСТ 2874-82 и СанПиН «Вода питьевая». Однако традиционная двухступенчатая технология обработки воды, применяемая на ВОС предприятия, не позволяет в полной мере обеспечить то качество питьевой воды, которое необходимо сегодня потребителю и полностью отвечало бы требованиям СанПиН «Вода питьевая».

Введение нового СанПиН «Вода питьевая», ужесточающего требования к качеству питьевой воды по мутности, остаточному алюминию, окисляемости, содержанию тригалогенметанов (ТГМ), вирусным загрязнениям, требует повышения эффективности очистки воды.

Однако очистные сооружения КП «Компания «Вода Донбасса», построенные в основном в 50-е – 70-е годы прошлого столетия, по своим проектным технологическим характеристикам не могут обеспечить качество питьевой воды в соответствии с нормативами СанПиН «Вода питьевая». Более того, они не приспособлены для очистки воды с высокой жесткостью, высоким содержанием сульфатов, хлоридов, окисляемости, которые в отдельные периоды года повышены в реке Северский Донец, канале Северский Донец – Донбасс, водохранилищах.

Следовательно, настало время проведения генеральной реконструкции существующих фильтровальных станций с внедрением новейших водоочистных технологий, включая мембранные, или строительство новых ВОС – таких как Юго-Западная водопроводная станция в г. Москве (Россия). Эти мероприятия требуют значительных финансовых затрат, поэтому в условиях тяжелейшего финансового положения предприятия из-за неплатежей за поданную воду и постоянно растущего отпускного тарифа на электроэнергию такие значительные капиталовложения за счет предприятия пока не являются возможными. Поэтому с целью повышения качества подаваемой

питьевой воды и снижения стоимости очистки на предприятии постоянно проводятся специальные технологические мероприятия и внедряются новые реагенты, применение которых возможно на существующих ВОС.

За последнее время на предприятии проведены следующие мероприятия.

1. С 1999 г. на Часов-Ярской фильтровальной станции работает установка ультрафиолетового обеззараживания воды (УФ) УДВ-120/36 К1, изготовленная НПО «Лит», г. Москва, производительностью 120 м³/час.

Применение УФ-излучения на стадии первичного обеззараживания позволяет снизить дозы первичного хлора и тем самым устранить условия для образования летучих галогенсодержащих соединений, уменьшить расход хлора на обеззараживание воды, повысить качество питьевой воды. Вторичное хлорирование сохранено с дозами по активному хлору не более 0,3-0,5 мг/л, что вполне достаточно для дезинфекции городской водопроводной сети.

Несмотря на эффективность данной технологии, широкому применению УФ-обеззараживания на ВОС предприятия не способствует высокая стоимость оборудования.

2. В связи с тем, что на ближайшую перспективу в КП «Компания «Вода Донбасса» основной технологией обеззараживания воды остается хлорирование, стратегия предприятия направлена на полную автоматизацию процесса хлорирования на ВОС. В настоящее время на 9-ти фильтровальных станциях предприятия внедрена 3-ступенчатая система автоматического хлорирования с использованием оборудования фирмы «Wallace&Tiernan» (Англия).

Восьмилетний опыт эксплуатации автоматических систем хлорирования на фильтровальных станциях предприятия показал высокую эффективность и надежность их работы. При этом обеспечивается:

- экономия хлора до 20%;
- требуемый эффект обеззараживания питьевой воды (БГПК менее 3 кое/дм³, вирусы и колифаги отсутствуют);

- снижение концентрации ТГМ в питьевой воде на 10-15% (до 85-90 мкг/дм³) за счет перераспределения хлора по ступеням очистки;
- повышение точности дозировки хлора в обрабатываемую воду (отклонение от заданной дозы не более 4,7% против 7-8% по схеме двухступенчатого хлорирования);
- поддержание стабильных концентраций хлора в воде по этапам очистки и в питьевой воде с отклонениями от заданных, не превышающих норматив;
- автоматический контроль основных параметров процесса хлорирования воды;
- получение дополнительной оперативной информации о параметрах процесса хлорирования воды, что позволяет частично сократить объем технологического контроля;
- автоматическое регулирование параметров процесса хлорирования;
- улучшает условия обслуживания оборудования.

3. В настоящее время поиск эффективных и дешевых реагентов для очистки воды является важной задачей в решении проблемы качества питьевой воды. На предприятии в течение последних 12 лет проведены лабораторные и промышленные испытания более 20-ти различных видов реагентов производства Украины, России, Франции, США. Это такие как сульфат алюминия жидкий Донецкого завода химреактивов, оксисульфат алюминия «Формула – 1», г. Запорожье, гидроксихлорид алюминия ЧК-5 жидкий Черкасского завода химреактивов, катионный коагулянт ВПК 402 (гелеобразная жидкость), г. Стерлитамак (Россия), гидроклорид алюминия «Полвак 40» (Пологовский химзавод), катионный флокулянт K100 C (жидкий), Каменский химкомбинат (Россия), органический катионный флокулянт Superflok C573 (Соединенные Штаты Америки), органический коагулянт FL45C, катионный флокулянт ДБ-45 (SNF, Франция) и другие.

Оценка эффективности очистки воды этими реагентами проводилась в сравнении с традиционным коагулянтом – сульфатом алюминия и флокулянтом – полиакриламидом. По результатам испытаний наиболее перспективным для применения на ВОС КП

«Компания «Вода Донбасса» был признан катионный органический коагулянт-флокулянт «Полидадмак» (ДБ-45) производства фирмы «SNF» (Франция) и с 2009 г. начато широкое его применение на ВОС предприятия. При применении ДБ-45 снижается до минимума концентрация алюминия (менее $0,05 \text{ мг/дм}^3$) в питьевой воде. Доза реагента $0,1 - 0,5 \text{ мг/дм}^3$, что в 20-60 раз меньше, чем доза сернокислого алюминия. Эффективность действия реагента меньше зависит от мутности, температуры и солевого состава обрабатываемой воды. Расчетная экономия затрат на применение реагента ДБ-45 составляет до 20% при условии эффективности очистки воды на уровне применяемого сульфата алюминия.

4. Достижение более глубокой степени очистки питьевой воды по мутности и микробиологическим показателям за счет:

- увеличения высоты фильтрующего слоя фильтров путем замены дырчатых дренажей с поддерживающими слоями из щебня на щелевые из нержавеющей стали и полиэтиленовых труб. В этом случае на 0,4 м увеличивается высота фильтрующего слоя, грязеемкость фильтрующей загрузки, межпромывочный период работы фильтра, исключаются поддерживающие слои;

- применения на всех фильтровальных станциях предприятия с целью создания дополнительного барьера против энтеровирусов дробного хлорирования воды, т.е., кроме первичного и вторичного хлорирования, производится дополнительный ввод хлора перед фильтрами в отстоянную воду, понижая при этом дозу первичного хлора;

- оптимизации процесса коагуляции воды с применением флокулянта, окислителя перманганата калия и адсорбента ПАУ.

5. На предприятии совместно с Донбасской национальной академией строительства и архитектуры проводятся полупромышленные исследования по применению комбинированных методов очистки воды.

При этом мы исходим из того, что в природных водах содержатся низкомолекулярные растворенные органические вещества, в том числе низкомолекулярные метаболиты – аминокислоты, сахара, органические кислоты, спирты, которые образуются в результате биологических процессов, протекающих в водоемах.

Традиционные технологии подготовки воды не могут обеспечить достаточно глубокую очистку воды от этих и других антропогенных соединений. В то же время антропогенные соединения легко усваиваются микроорганизмами, что дает предпосылку использования биотехнологий.

Применение биологических методов в сочетании с физико-химическими позволяет получить гарантированное качество воды, сократив при этом затраты на ее очистку.

6. Большая работа проводится по разработке схем повторного использования воды после промывки фильтров, что позволит уменьшить сброс промывных вод в водные объекты Донецкой области и снизить объём воды на собственные нужды при работе фильтровальных станций. Такая схема уже реализована на двух фильтровальных станциях предприятия.

7. Проведены полупромышленные исследования работы рециркуляторов осадка в осветлителях Часов-Ярской фильтровальной станции с целью повышения эффективности хлопьеобразования и улучшения работы 1-й ступени очистки. Результаты исследований при обработке маломутных вод показали несколько (до 5%) более эффективную работу осветлителя с рециркулятором. Исследования будут продолжены на воде большой мутности.

8. Постоянно проводятся работы по улучшению качества фильтрующей загрузки за счет оптимизации работы установки по гидроклассификации исходного сырья.

Выводы. Таким образом, проведение мероприятий по внедрению новых технологий очистки воды является необходимым этапом модернизации системы водоснабжения в Украине, который требует соответствующих финансовых ресурсов и организационных мер. Без повышения барьерной роли водоочистных сооружений в условиях современной природной и техногенной обстановки возможны негативные экологические последствия, создающие угрозу жизни и здоровью населения. Считаем целесообразным в дальнейшем акцентировать внимание на изучении проблем регионального управления системой водоснабжения, диверсификации источников ее финансирования и повышении качества услуг по обеспечению населения питьевой водой.

ФОРМЫ МИГРАЦИИ ХРОМА В АБИОТИЧЕСКИХ КОМПОНЕНТАХ КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

И.Б. ЗУБЕНКО

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

Водохранилища Днепровского каскада служат основным источником водоснабжения Украины. Головным в каскаде является Киевское водохранилище. Оно принимает воды Днестра и Припяти и формирует водные массы всего каскада. Поэтому изучению гидрохимического режима Киевского водохранилища уделяется особое внимание.

Существенное влияние на качество водной среды оказывают тяжелые металлы (ТМ), к которым относится и рассматриваемый нами Cr (III). Хром принадлежит к числу типичных загрязняющих веществ поверхностных вод суши [1]. Находясь в водной толще водоемов, хром мигрирует в системе «вода – взвеси – донные отложения» и распределяется между этими абиотическими компонентами водных экосистем. Сорбция на взвешенных частичках с последующей седиментацией последних приводит к захоронению хрома в донных отложениях. В растворенном состоянии хром может связываться в комплексные соединения с растворенным органическим веществом (РОВ) воды. Известно, что захоронение металлов в донных отложениях и связывание в комплексы с природными органическими лигандами приводит к снижению токсичности металлов [3]. Поэтому адсорбцию на взвешях и комплексообразование следует рассматривать как положительный фактор в миграции ТМ и, в частности, хрома в водных экосистемах.

Целью настоящей работы является изучение форм миграции Cr (III) в Киевском водохранилище. В работе представлены результаты исследований растворенных и взвешенных форм хрома.

Для изучения распределения хрома были отобраны пробы воды в Киевском водохранилище во время экспедиционных выездов в

2008 году. Разделение взвешенных и растворенных форм хрома осуществляли методом фильтрования проб воды через мембранные фильтры «Synpro» (Чехия) с диаметром пор 400 нм. Содержание растворенного хрома определяли в отфильтрованной воде после фотохимической деструкции РОВ, которая происходила под влиянием УФ-облучения. Взвешенные формы определяли после мокрого сжигания взвесей в смеси азотной и серной кислот. После подготовки проб концентрацию всех форм хрома измеряли хемилюминесцентным методом [2].

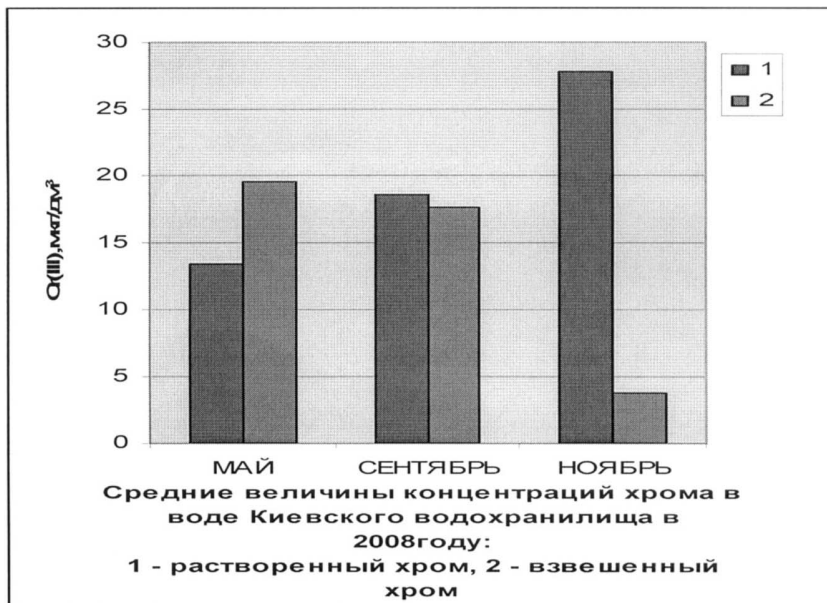
Концентрации хрома в Киевском водохранилище в течение года изменялись в таких пределах: растворенный – от 8,0 до 60,0 мкг/дм³, взвешенный – от 1,9 до 44,0 мкг/дм³. Данные о содержании различных форм хрома представлены в таблице.

На рисунке представлено распределение форм хрома в различные месяцы. Как видно из полученных данных, весной содержание взвешенного хрома превышает содержание растворенного. В осенние месяцы распределение меняется, причем, если в сентябре растворенные формы незначительно превышают взвешенные, то в ноябре – почти в 7 раз. Очевидно, в мае при повышении температуры воды (до 20⁰С) наблюдается «цветение» воды и увеличивается количество взвешенного вещества, адсорбирующего хром. В сентябре наблюдается разложение биоты в водоеме, и взвешенный хром переходит в растворенное состояние. В ноябре, когда взвешенного вещества в водоеме очень мало, основная часть хрома находится в растворенной форме.

Таким образом, при изучении форм миграции хрома в Киевском водохранилище установлено, что содержание растворенных форм увеличивается от весны к осени, а взвешенных – уменьшается.

**Содержание различных форм хрома (мкг/дм³)
в Киевском водохранилище**

Место отбора проб	Май		Сентябрь		Ноябрь	
	Раств.	Взвеш.	Раств.	Взвеш.	Раств.	Взвеш.
Ровжи, пов.	15,00	7,90	28,00	17,80	27,00	
Ровжи, дно.	12,00	10,40	25,00	15,60		
Лебедевка, пов.	10,00	17,60	18,00	15,80	33,00	
Лебедевка, дно.	8,00	23,00	32,00	15,80		
Верхний бьеф, пов.	22,00	44,00	15,00	19,90	23,00	
Верхний бьеф, дно	15,00	31,00	12,00	17,90		
Нижний бьеф, пов.	60,00	8,40	17,00	15,30	42,00	3,00
Нижний бьеф, дно	36,00	17,00	16,00	11,60		
Сухолучье, пов.			16,00	19,80	32,00	
Сухолучье, дно.			15,00	21,80		
Толокунь, пов.			17,00	33,70	34,00	1,90
Толокунь, дно.			14,00	27,20		
Выход из залива (Глебовка), пов.	10,00	8,20	13,00	16,90	24,00	4,20
Выход из залива (Глебовка), дно.	12,00	12,00	17,00	23,50		
Глебовка, мост, пов.	12,00	3,20	18,00	10,40		5,10
Глебовка, мост, дно.	10,00	10,70	12,00	16,10		
Лютеж, пов.	18,00	11,90	14,00	19,30		
Лютеж, дно.	12,00	33,00	12,00	19,50		



Литература

1. Линник П.Н. Содержание и формы миграции хрома в воде водохранилищ Днепра и Днепроовско-Бугского лимана // – 1994. – 30, № 2. – С.97-104.
2. Линник П.Н., Лещинская А.А., Набиванец Б.И. О методических особенностях исследования сосуществующих форм хрома в природных водах // Гидробиол. журн. – 1989. 25, № 2. – С.88-93.
3. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 270 с.

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕСУРСОВ ПОДЗЕМНЫХ ВОД В ЛУГАНСКОЙ ОБЛАСТИ

Л.Н. ДМИТРИЕВА, С.К. ЧЕРНЫХ

*«Восток ГРПП», Луганская областная организация Украинского общества
охраны природы*

Водоснабжение Донбасса представляет собой очень сложную проблему из-за высокой концентрации промышленности, скученности населения и бедности бассейна водными ресурсами.

Известно, что на значительной площади Донецкого бассейна, где размещены в основном крупные густонаселенные города, подземные воды были частично или полностью дренированы горными выработками, поэтому водоснабжение населения и промышленности питьевой и технической водой осуществлялось из разных источников. В Луганской области – за счет подземных вод долины р. Северский Донец, по 20-100-километровых водоводах. Основные денежные затраты на эксплуатацию многокилометровых систем водоснабжения несли промышленные предприятия и угольные шахты. Водозаборы были закреплены за городскими предприятиями.

После резкого сокращения промышленности и сворачивания в регионе угольной отрасли поддерживать в рабочем состоянии внешние водоводы стало невозможным. Поэтому в настоящее время проблема водоснабжения населения в Луганской области стала очень актуальной.

Неравномерное распределение водноресурсного потенциала на территории области, а также изменения качества поверхностных и подземных вод вследствие техногенного загрязнения обусловили водный дефицит на юге области. Все это приводит к увеличению требований по охране и рациональному использованию подземных вод.

В состоянии недостаточной водообеспеченности оценка водных ресурсов должна выполняться особенно тщательно.

За результатами региональної оцінки передуваних років, прогнозні ресурси підземних вод області становлять 4634,6 тис. м³/сут, із них з мінералізацією до 3,0 г/дм³ – 3019,6 тис. м³/сут, без шкідливих домішок і умовно придатних для пиття, в т.ч. підземних вод, придатних для пиття, відповідаючих ГОСТу, – 768,8 тис.м³/сут.

В зв'язі з тим, що наша область має неодинакові геолого-структурні і фізико-географічні умови, все це привело до нерівномірного розподілу прогнозних ресурсів підземних вод (ПРПВ). Освоєння ПРПВ найбільш інтенсивне в густонаселеній частині області з високим рівнем техногенної навантаження на верхню зону геологічної середовища і підземну гідросферу.

Так, великим рівнем освоєння ПРПВ характеризується Донецька складчаста провінція. В кількісному відношенні найбільший водоотбір спостерігається в межах Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну. На нашу область припадає значительний рівень освоєння ПРПВ – від 28% до 41%, з незначительними водними ресурсами і великими змінами еколого-гідрогеологічних умов.

В нашій області, однієї з найбільш техногенно навантаженої, практично один найбільший водоотбір. Практично в останні роки більшість водозаборів працюють не на повну потужність. В нашій області відсоток освоєння ПРПВ становить приблизно 3%.

Існуюча екологічна і еколого-геологічна ситуація в Луганській області не змінилася, так як не зменшилося вплив стічних вод, накопичення твердих відходів, викидів в атмосферу, які вже були накоплені в верхній зоні геологічної середовища за багаторічний період.

За даними регіонального моніторингу підземної гідросфери, головними забруднювачами ґрунтових вод на території області є комунальні стоки, мінеральні добрива, продукти сільськогосподарської продукції, відходи тваринництва, ГСМ і др.

Забруднення міжпластових підземних вод носить в основному локальний характер, залежить від техногенної навантаження на геологі-

ческую среду и защищенности подземных вод. За анализом многолетних данных, участки загрязнения напорных подземных вод находятся в основном в зоне влияния поверхностного комплекса утилизации дренажных вод горнодобывающих работ, неупорядоченных складов хранения промышленных отходов, минеральных удобрений и ядохимикатов, животноводческих комплексов, нефтеперерабатывающих заводов и других локальных объектов, что влияют на состояние подземных вод. Особенно это относится к основным эксплуатационным водоносным горизонтам, которые используются для питьевого водоснабжения.

По данным «Восток ГРГП», на территории области в 2008 г. было отобрано 540,5 тыс.м³/сут пресных подземных вод, из них с оцененными запасами отбиралось 434,7 тыс.м³/сут.

Большая часть запасов (87,3%) сосредоточена в трещинно-карстовой зоне верхнемеловых отложений.

В 2008 г. по Луганской области добывалось водозаборами для питьевых и технических целей 540,5 тыс.м³/сут подземных вод. Из верхнемелового водоносного горизонта – 530,9 тыс.м³/сут, из каменноугольного – 14,1 тыс.м³/сут, из совместного каменноугольного и верхнемелового – 0,5 тыс.м³/сут.

В последние годы наблюдается тенденция уменьшения отбора подземных вод. Снижение водоотбора отмечается и на крупных водозаборах централизованного водоснабжения, и на ведомственных водозаборах различных предприятий.

Одной из вероятных причин происходящей тенденции являются как экономические, так и социальные причины.

Уменьшение водопотребления, вероятнее всего, вызывается внедрением энергосберегающих технологий на предприятиях, уменьшением утечек воды при ее транспортировке, значительным распространением приборного учета воды (по счетчикам) у населения.

Одной из значительных проблем является водоснабжение г. Луганска и других городов области качественной водой. Крупные водозаборы, с качеством воды, соответствующей ГОСТу «Вода питьевая», находятся на расстоянии 50 км и более от города.

Качество подземных вод в Луганске на 80% не соответствует ГОСТу. Практически на всех водозаборах города отмечается нитратное и солевое загрязнение. Также отмечается локальное загрязнение подземных вод фенолами и нефтепродуктами.

В 2008 г. при уменьшении водоотбора по городским водозаборам, кроме водозабора № 3, отмечалось ухудшение качества подземных вод на водозаборе № 4, за счет продолжающегося роста солей (хлоридов и сульфатов).

На водозаборах г. Луганска средний сухой остаток изменяется в пределах 1-1,5 г/дм³, средняя общая жесткость – 12,0-15,8 ммоль/дм³. В отдельных скважинах отмечается солевое и нитратное загрязнение. Наиболее загрязнен водозабор № 4. Здесь в среднем сухой остаток составляет 1500 мг/дм³, общая жесткость – 15,8 ммоль/дм³.

Из 70 участков месторождений пресных подземных вод области кондиционные воды сохранились лишь на 3-х водозаборах – Смоляниновском, Кудряшевском и Капитановской группе Светличанского водозабора, расположенных на левобережных песчаных террасах Северского Донца. Запасы подземных вод этих водозаборов составляют 104,2 тыс.м³/сут. Водоотбор кондиционных вод в 2008 г. составил 36,6 тыс. м³/сут.

Подземные воды большей части водозаборов области не отвечают требованиям ГОСТ «Вода питьевая» по общей жесткости. Некоторые водозаборы эксплуатируются по отдельному разрешению санитарных органов.

В общем, состояние подземных вод на территории области характеризуется следующим образом:

в пределах поймы р. Северский Донец, где работают большинство крупных водозаборов, сухой остаток подземных вод составляет 0,5-1,3 г/дм³, общая жесткость 6,7-13,5 ммоль/дм³. Наихудшее качество воды отмечается на Светличанском водозаборе (Правобережная группа) (сухой остаток – 2,5 г/дм³, общая жесткость – 21 ммоль/дм³) в результате многолетнего сброса шахтных вод по б. Светличная. Сейчас шахта закрыта и сброса нет, но загрязнение подземных вод сохраняется;

на надпойменных террасах р. Северский Донец эксплуатируется 10 водозаборов подземных вод, 3 из них находятся в зоне загрязнения промышленными стоками предприятий Рубежано-Лисичанского региона и используются как технические. На водозаборах, предназначенных для хозяйственно-питьевых целей, показатели качества воды изменяются в пределах: сухой остаток – 0,3-0,4 г/дм³, общая жесткость – 3,5-5,8 ммоль/дм³. На надпойменных террасах в пределах промышленных предприятий распространено солевое, аммонийное и фенольное загрязнение подземных вод;

на большинстве водозаборов правобережных притоков р. Северский Донец сухой остаток подземных вод составляет 0,7-1,9 г/дм³, общая жесткость на всех водозаборах правобережья не отвечает ГОСТу. Наихудшее качество воды отмечается на Широкинском водозаборе, в области питания которого продолжается сброс шахтных вод шахтой «Молодогвардейская».

Запасы дренажных (шахтных) вод, оцененные на 7 участках, составляют 34,53 тыс.м³/сут, из них 2 участка с оцененными запасами 11,48 тыс.м³/сут не разрабатываются. Отбор оцененных дренажных вод в 2008 г. составил 17,2 тыс.м³/сут.

Используются шахтные дренажные воды частично для хозяйственных и технических целей, орошение; 93% (543,1 тыс.м³/сут) количества шахтного водоотлива идет на сброс.

Водоснабжение области кондиционной водой остается проблемным вопросом и требует принятия срочных мер.

ПУТИ УЛУЧШЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ НИКОЛАЕВЩИНЫ

С.В.ЛЮБАРЦЕВ

Николаевская областная организация Украинского общества охраны природы

Николаевская область расположена в южной части Украины, в бассейнах рек Южный Буг (59,5%), Днепр (23,5%), рек Причерноморья – 17%. Водные ресурсы весьма ограничены в области и представлены следующими объектами: 110 больших, малых рек общей протяженностью 34380 км, в т. ч. р. Южный Буг в пределах области 257 км и ее притоки средние реки: Кодыма – 59 км, Синюха – 24 км, Чорный Ташлык – 41 км, Чичикля – 86 км, Ингул – 129 км, а также средние реки бассейна р. Днепр – р. Ингулец (96 км) с притоком Висунь – 195 км.

В области построено 45 водохранилищ и 933 пруда общей площадью 15,8 тыс. га.

Территория области омывается лиманами: Тилигульский, Бугский, Днепровский, Березанский, Аджигольский. На учете в области 18 озер общей площадью 11,6 км².

Все водные объекты используются для нужд энергетики, питьевого водоснабжения, орошения, рыбозаводства, как места отдыха и оздоровления.

Водные ресурсы области весьма ограничены и по предельному весу среди областей Украины (на единицу площади и на одного жителя) Николаевская область занимает одно из последних мест. Самыми безводными районами являются Очаковский, Березанский, Новобугский, Брежневатский, Еланецкий, Казанковский.

Быстрое развитие (до 1990 года) промышленности, сельского хозяйства требовало большого количества воды. В 1981 году, к примеру, водопотребление составляло 568,7 млн. м³, в 1989 г. – 736,2 млн. м³ в год. В связи с сокращением производства водозабор значительно снизился и составляет в настоящее время 204,9 млн. м³ в год, что в 4 раза меньше чем в 1989 г. Соответственно снизилось и водоотведение. Если в 1990 году сброс сточных вод составлял

169,1 млн. м³, то в 2008 г. – 83,2 млн. м³. По сравнению с 1990 годом значительно сократился и сброс неочищенных сточных вод в поверхностные воды – 4,5 млн. м³.

Но несмотря на это, остается значительный сброс в водоемы нефтепродуктов – 24 тонны в год! А это значит, что неэффективно работают нефтеловушки, мусоросборники, боновые заграждения. И это несмотря на то, что за последние 20 лет не было ни единого массового разлива нефтепродуктов. Прибрежные воды г. Николаева загрязняются за счет деятельности портов, многие из которых стали частными и доступ к ним не так прост. Порт «Никатерра» только за 2008 год израсходовал 540 тыс. грн. на природоохранные мероприятия, чтобы защитить акваторию от загрязнения при погрузке калийных удобрений. Многолетние анализы радиологического состояния питьевой воды на стронций и цезий говорят о том, что эти показатели не превышают ПДК и находятся одинаковыми на протяжении длительного периода.

Вместе с тем качество питьевой воды при подаче в водопроводную систему соответствует нормам питьевой воды, но из-за устаревшей водопроводной системы, частых порывов, закупорок вода, которая поступает потребителю из водопровода, требует дополнительной очистки. А если учесть отрицательное влияние сброса высокоминерализованных вод предприятий Кривбасса в р. Ингулец и Ингулецкую оросительную систему, то станет ясно, насколько небезопасна сельскохозяйственная продукция для жителей Николаевщины, а также питьевая вода, насыщенная хлоридонитратами и другими солями.

В результате сегодня более 40 тыс. га некогда плодородных почв Николаевщины превратились в засоленные почвы.

Областное общество охраны природы неоднократно обращалось к Президенту Украины, Премьер-министру, Верховной Раде с требованием принять меры по прекращению сброса сточных вод предприятиями Кривбасса на территорию Николаевщины. Результатом наших обращений стало то, что в 2009 году глава областной администрации ходатайствует о выделении 12 млн. грн. для оздоровления реки Ингулец. Однако радикально эту проблему не решит.

Подводя итоги, следует отметить, что основными критериями улучшения экологического состояния водных ресурсов Николаевщины являются:

1. Реконструкция и модернизация системы водоснабжения г. Николаева.
2. Прекращение сброса неочищенных промышленных стоков предприятиями Кривбасса в р. Ингулец.
3. Внедрение капельного орошения и других мероприятий по экономному расходованию воды, предотвращение подтоплений и заболоченности.

Литература

1. Девис К., Дэй Дж. «Вода – зеркало науки», Л. Гидрометиздат, 1964 г., 152 стр.
2. Дуглас, «Хроника экологического бедствия» М. Прогресс, 1975 г.
3. Львович М.И. «Вода и жизнь». – М. – Наука, 1986 г.
4. Звіти Миколаївського обласного виробничого управління меліорації і водного господарства за 1990–2008 рр.

ПЛАЗМОХІМІЧНЕ КОНДИЦІОНУВАННЯ ВОДИ У ПРОЦЕСІ СОЛОДОРОЩЕННЯ

¹О.А. ПІВОВАРОВ, ²О.С. КОВАЛЬОВА

¹*Український державний хіміко-технологічний університет*

²*Дніпропетровський державний аграрний університет*

Достатнє забезпечення харчової промисловості солодом в останній час стало особливо важливим, оскільки експорт різноманітної продукції, виготовленої з солоду, зростає великими темпами. Інтенсифікація виробничих процесів отримання якісної сировини, яка б відповідала європейським стандартам, стала основною проблемою галузі.

Нижче розглянутий якісно новий стимулятор процесу солодорушення, який виключає використання будь-яких хімічних речовин. Таким активатором є активована під дією контактної нерівноважної плазми вода, яка має антисептичні та антибактеріальні властивості. Така вода представляє собою кластерну структуру після плазмової обробки та проявляє ростостимулюючі властивості, крім того, вона покращує ряд технологічних якостей солоду, а це викликає значний інтерес з практичної точки зору. Особливо важливим є використання активованих водних розчинів у технологічних процесах пивоварних виробництв [1]. Явище активації водних розчинів викликає численні специфічні фізичні та хімічні ефекти, які можуть слугувати відправними пунктами нових прогресивних харчових технологій. Використання електрохімічної активації може в багатьох випадках полегшити та здешевити отримання продукції з урахуванням затрат енергії та часу на активацію.

Характеристика активованої води, яка використовується при замочуванні зерна, наведена в таблиці. Активують водопровідну воду з направленою зміною властивостей та реакційної здатності в результаті ведення процесу в плазмових розрядах зниженого тиску з напругою 1000-2000 В, силою струму 10,0-200,0 мА з наступним переходом у міру підвищення електропровідності в режим контактної нерівноважної плазми з параметрами: напруга від 400 до 600 В, сила струму до 150 мА.

Таблиця. Характеристики води, активованої під дією контактної нерівноважної плазми

Вода	рН		Концентрація пероксиду водню, мг/л
	До активації	Після активації	
Водопровідна (контроль)	7,6	-	-
Активована	7,6	10,0	600
Активована	7,6	9,0	700

Отримана активована вода має специфічний склад. Найбільш легко піддаються виявленню продукти реакції, які визначають реакційну здатність активованої контактною нерівноважною плазмою води. В першу чергу це стосується пероксиду водню та надперекисних сполук, збуджених часток та радикалів, які відіграють важливу роль в окисно-відновних процесах. Також слід зазначити, що така вода після обробки плазмою може проявляти деякі нові властивості, раніше маловивчені. Особливе місце відводиться дослідженню впливу активованої води на технологічні параметри процесу виробництва солоду.

Встановлено, що активована контактною нерівноважною плазмою вода має властивості, які дозволяють інтенсифікувати процеси солододорощення, покращити при цьому якість солоду та забезпечити харчове виробництво хімічно чистою сировиною високої якості.

Література

1. Пивоваров А.А., Тищенко А.П. Неравновесная плазма: процессы активации воды и водных растворов. Днепропетровск: Издательство DS-Print. 2006. – 221 с.

ПЛАЗМЕННЫЙ МЕТОД ОЧИСТКИ И ОБЕЗЗАРАЖИВАНИЯ ВОДНЫХ СРЕД ОТ ОПАСНЫХ ХИМИЧЕСКИХ И БИОЛОГИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ

¹А.В. КРАВЧЕНКО, ²А.А. ПИВОВАРОВ,
¹В.С. КУБЛАНОВСКИЙ, ²А.П. ТИЩЕНКО

¹Институт общей и неорганической химии им. В.И. Вернадского НАНУ, ²Украинский государственный химико-технологический университет

Применение контактной неравновесной плазмы для процессов обеззараживания и обезвреживания в условиях проявления химического, биологического и радиационного загрязнения приобретает особую актуальность благодаря портативности оборудования и его мобильности в местах с токсичными и опасными для здоровья людей жидкими средами. Исследованы процессы обеззараживания водных сред, обсемененных патогенными микроорганизмами и вирусами, очистки воды, содержащей токсичные тяжелые металлы, цианиды, поверхностно-активные вещества и тяжелые радиоактивные элементы [1]. Среди новых свойств активированной в результате действия контактной неравновесной плазмы воды следует выделить такие, как наличие кластерной структуры, подтвержденное известными спектральными и физико-химическими методами, наличие пероксидных соединений, активных частиц и радикалов. Антимикробная активность, проявляющаяся под действием плазмы в водных средах (химически чистой воды, питьевой воды, водных растворов хлорида натрия, йодида калия, а также других неорганических соединений), по отношению к широкому спектру патогенных и условно-патогенных микроорганизмов позволяет их использовать в качестве надежных, доступных и дешевых препаратов для повышения степени сохранности пищевых продуктов [2].

Эффективность, универсальность и экономичность рассматриваемого метода при очистке от содержащихся в очищаемых водах ионов тяжелых металлов, радионуклидов, органических веществ и загрязнений бактериального характера позволяют подойти комплексно к проблеме очистки питьевой воды. В обрабатываемой воде

протекают процессы, приводящие к разрушению содержащихся в ней органических соединений, в том числе поверхностно-активных веществ и органических галогенпроизводных, бактериальных загрязнений. Содержащиеся в обрабатываемых водах ионы тяжелых металлов и радионуклидов переводятся в нерастворимые соединения, которые затем агрегируются, адсорбируются на присутствующих в воде твердых взвешенных частицах и могут быть впоследствии удалены на стадии фильтрации.

Следует отметить, что вода в процессе обработки приобретает бактерицидные свойства, носящие пролонгированный характер и сохраняющиеся длительное время, однако в результате применения сорбционных процессов возможно достижение потребительского качества питьевой воды, отвечающего самым современным стандартам. Сочетание таких процессов с известными приемами фильтрации и ультрафильтрации представляет собой эффективное и доступное устройство, противостоящее возникающим угрозам для населения и живых организмов.

Применение одного плазменного вертикального проточного реактора форсуночного или щелевого типов позволяет обрабатывать до 50 л воды в час, что вполне достаточно для бытовых целей при экономически приемлемом энергетическом потреблении. Приведенные в докладе результаты исследований являются лишь незначительной частью широкого спектра возможного практического применения низкотемпературной плазмы для обработки воды и водных сред в различных областях техники и технологии.

Литература

1. Кравченко А.В., Кублановский В.С. Применение низкотемпературного плазменного электролиза для очистки сточных вод // Электронная обработка материалов. – 2003. – № 3. – С.70-75.
2. Пивоваров А.А., Кравченко А.В., Стусь В.П., Кублановский В.С. Санитарно-микробиологическая и гигиеническая оценка водных сред, обработанных холодной плазмой. Монография. Днепропетровск: «Пороги», 2009. – 126 с.

ПЛАЗМОХИМИЧЕСКАЯ ВОДОПОДГОТОВКА ДЛЯ СИСТЕМ ОБОРОТНОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ

А.А. ПИВОВАРОВ, А.П. ТИЩЕНКО, О.А. ПАДАЛКА

Украинский государственный химико-технологический университет,

г. Днепрпетровск

Создание эффективных оборотных циклов воды, когда на внутренних стенках систем трубопроводов и технологическом оборудовании различных производств отсутствует частичное или полное биообрастание, является важной современной энерго- и ресурсосберегающей задачей. Как показывает практика, ее решение лежит в области применения химических препаратов, физических и физико-химических методов, каждый из которых требует определенных затрат и ресурсов, что в итоге сказывается на общих экономических показателях [1].

Одним из современных способов водоподготовки, обеспечивающим подавление жизнедеятельности микроорганизмов в воде из естественных природных источников в сочетании с дополнительной очисткой от характерных загрязняющих веществ, является обработка контактной неравновесной низкотемпературной плазмой. Основой этого способа является применение плазменного разряда пониженного давления, под действием которого изменяются свойства и реакционная способность воды. Современный уровень машиностроения, электротехники и электроники позволяет прогнозировать создание промышленных плазменных установок, адаптированных к условиям различных производств, с минимизированными энергетическими затратами и оптимизированными технологическими параметрами.

В качестве объекта исследований выбрана заборная вода рек Днепр, Самара, Волчья, Ревун, а также Каховского водохранилища, являющихся составляющей частью водного бассейна Днепрпетровской области и основным источником промышленного потребления промышленных предприятий. Водозабор из реки Днепр осуществляли в течение года, а именно при смене времен года, с целью выяснения влияния состава воды в различные временные

периоды при плазмохимической водоподготовке с минимальными энергетическими затратами, при высоком потребительском и технологическом качестве оборотной воды.

Анализ результатов исследований позволяет сделать следующие выводы. Днепровская вода, обработанная контактной неравновесной низкотемпературной плазмой, обладает рядом новых свойств. В процессе обработки воды рН повышается с $6,5 \div 7,0$ до максимального значения 9,9. При этом в составе воды накапливаются пероксид водорода и его надперекисные соединения, которые играют существенную роль в окислительно-восстановительных процессах. В зависимости от значения рН среды пероксид водорода может выступать окислителем или восстановителем. Установлено, что пероксид водорода, содержащийся в обработанной воде, является агентом, обладающим антибактериальными и антисептическими свойствами. Отличительной особенностью являются стабильные значения рН обработанной воды достаточно длительное время, а концентрация пероксида водорода через 120-130 дней достигала нулевого значения при сохранности ее высоких технологических показателей в качестве воды оборотного водоснабжения в промышленных условиях.

Под действием примесей вода малых рек приобретает окраску, неприятный запах, становится опасной не только для живых организмов, но и для хозяйственно-бытового водоснабжения. Данные органолептических показателей таких вод до и после обработки контактной плазмой свидетельствуют о том, что обработанная таким способом вода отвечает всем санитарным нормам (бесцветная, без запаха и прозрачная) и может быть пригодна, в сочетании с известными методами фильтрации, для широкого использования в бытовых и промышленных целях на конкретном локальном уровне.

Литература

Кульский Л.А.. Теоретические основы технологии конденционирования воды. – Киев: Наукова думка, 1980. – 559 с.

**РЕШЕНИЕ КИНЕТИЧЕСКОЙ ЗАДАЧИ
ХИМИЧЕСКИХ ПРЕВРАЩЕНИЙ В ВОДНЫХ
РАСТВОРАХ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ *MATHCAD*
*PROFESSIONAL***

А.А. ПИВОВАРОВ, О.В. СЕРГЕЕВА

*Украинский государственный химико-технологический университет
г. Днепропетровск*

Интерес к технологиям, в которых используются обработанные контактной неравновесной плазмой вода и водные растворы, обусловлен их возможным применением для обеззараживания промышленных и бытовых жидких отходов, при производстве наноматериалов, в микробиологии, медицине, в процессах водоподготовки и очистки сточных вод гальванических, электрохимических, металлургических и других производств. Недостаток сведений о явлениях, возникающих на границе раздела фаз газ – жидкость, в том случае, когда жидкой фазой является вода, не дает четкого представления о превращениях, как в приповерхностном слое, так и во всем объеме жидкости. Анализ литературных источников не позволяет систематизировать ранее полученные данные и сложить целостную картину превращений в воде и водных растворах под действием плазмы. Построение математической модели, адекватной результатам экспериментальных исследований, является трудной задачей, которая осложняется тем, что процесс контактного действия плазменного разряда сопровождается взаимодействием с короткоживущими частицами, ионами, радикалами и т.п. [1, 2]. Простейшая модель химической кинетики отвечает процессу замкнутой однородной системы, все точки которой характеризуются одинаковыми температурой, давлением, концентрациями веществ и интенсивностью излучения. Предполагается, что реакции идут только в объеме жидкости. Независимая переменная в рассматриваемой модели – время (τ). Контролируемые параметры: температура, количество энергии, сообщенное системе. Процесс в целом рассматривается как сумма элементарных реакций. Очевидным фактором является

отсутствие надежных данных о константах скоростей химических процессов, и поэтому в таких процессах фигурантом является гипотетический механизм химических превращений с прогнозируемым выходом целевых продуктов.

В *MATHCAD PROFESSIONAL* существует несколько стандартных функций для решения жестких систем обычных дифференциальных уравнений. Нами рассмотрено решение прямой кинетической задачи с использованием метода Розенброка для подтверждения адекватности расчетных и экспериментальных данных процесса химических превращений в водных растворах. С этой целью задавались граничные условия: на входе: сила тока, напряжение, давление в системе, начальные концентрации реагирующих компонентов. На выходе: конечные концентрации продуктов реакций, выраженные в молях на единицу объема. Составляющей частью расчетов является определенное количество энергии, сообщенной системе.

Результаты расчетов позволили оценить адекватность представленной модели путем сравнения расчетных и экспериментальных данных, отследить влияние изменения концентраций промежуточных соединений на выходы продуктов реакции на протяжении всего периода обработки химически чистой воды, а также вклад каждого из наблюдаемых энергетических эффектов в процесс ее обработки контактной неравновесной плазмой. Величина среднеквадратичного отклонения при длительности обработки $3 \cdot 10^2$ с не превысила $0,03 \cdot 10^{-3}$, величина коэффициента корреляции – 0,86.

Анализ приведенных данных свидетельствует о том, что химически нейтральная среда, которой является дистиллят, чутко реагирует на действие плазменного разряда на поверхность раздела фаз. В результате энергетического возбуждения молекул воды изменяется характер и величина энергии связей молекул, в результате чего образуются новые частицы и радикалы. Расчетным путем удалось установить продолжительность их стабильного существования. Выяснено, что в ходе обработки образуются надперекисные соединения, период полураспада которых согласно при комнатной температуре составляет несколько секунд. Их присутствие в растворе,

даже в незначительных концентрациях, способствует интенсивному образованию активных частиц, которые, вероятно, являются основными носителями свойств активированной контактной плазмой воды и водных растворов.

Литература

1. Пивоваров А.А., Сергеева О.В. Кинетическая модель химических превращений в дистиллированной воде под действием контактной низкотемпературной плазмы тлеющего разряда. Вопросы химии и химической технологии. Вып. 5, – 2001. – С.74-78.
2. Пивоваров А.А., Тищенко А.П. Неравновесная плазма: процессы активации воды и водных растворов. – Днепропетровск: Издательство DS-Print. 2006. – 221 с.

ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ АЛЮМІНІЮ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМАХ РІЗНОГО ТИПУ

П.М. ЛИННИК, В.А. ЖЕЖЕРЯ

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

Вступ. Алюміній у поверхневих водоймах все більше привертає увагу науковців до його дослідження, після того як з'ясувалися факти токсичної дії сполук цього металу на гідробіонтів. Мономерний алюміній, що включає насамперед вільні (гідратовані) іони Al^{3+} та його гідроксокомплекси $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ і $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, вважається найнебезпечнішим для водяних організмів і людини [11, 12, 13, 14, 15, 17]. Гранично допустима концентрація $\text{Al}(\text{III})$ за санітарно-гігієнічними нормами становить 500 мкг/дм^3 , за рибогосподарськими – 36 мкг/дм^3 , а у питній воді, за даними Європейського Союзу та Всесвітньої організації охорони здоров'я, – на рівні 200 мкг/дм^3 [1, 9].

Токсична дія $\text{Al}(\text{III})$ на риб призводить до нездатності останніх підтримувати осморегуляторний баланс. Унаслідок впливу $\text{Al}(\text{III})$ виникають проблеми з диханням риб, зумовлені коагуляцією слизу на зябрах [20]. Токсичний вплив $\text{Al}(\text{III})$ на фітопланктон проявляється у порушенні поділу клітин водоростей та надходженні до них катіонів Ca^{2+} і Mg^{2+} . Окрім цього, алюміній негативно впливає на метаболізм фосфору у тканинах вищих водяних рослин [4, 5]. Вживання води з підвищеним вмістом цього металу негативно позначається на здоров'ї людини, насамперед на мінеральному обміні речовин, рості клітин, кровотворенні, а також на функціях нервової системи. Нейротоксична дія $\text{Al}(\text{III})$ призводить до такого захворювання, як хвороба Альцгеймера [3, 10].

У поверхневих водоймах з підвищеним вмістом гумусових речовин (ГР) відбувається зв'язування $\text{Al}(\text{III})$ у комплексні сполуки з фульвокислотами (ФК) та гуміновими кислотами (ГК). Окрім цього, він утворює комплекси з фторид-, сульфат- та силікат-іонами, які можуть домінувати у поверхневих водах з низьким вмістом розчинених органічних речовин (РОР). Саме завдяки комплексоутворенню $\text{Al}(\text{III})$ стає менш токсичним [11, 12, 13, 18, 19].

Таке явище, як кислотні дощі, призводить до закислення водного середовища та ґрунтів, що в свою чергу спонукає до збільшення надходження $Al(III)$ у водойми з водозбірної площі та донних відкладень. Тому вивчення міграційної здатності $Al(III)$ є актуальним завданням. Оскільки цей хімічний елемент – найпоширеніший серед металів у Земній корі, за певних умов можливе його надходження у значних кількостях у поверхневі водойми у вигляді токсичних форм, що може призвести до деградації водних екосистем. Таке явище вже спостерігається у водоймах країн північного регіону, таких як Канада, Швеція, Норвегія, Данія та інших, де він знаходиться у вигляді зазначених вище гідроксокомплексів, які токсичні для водних організмів [6, 16].

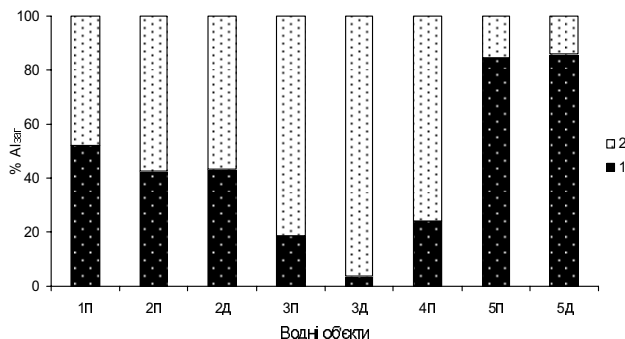
Вивченню алюмінію у поверхневих водах України не надавалось належної уваги, тому наші зусилля були сконцентровані не лише на визначенні його загального вмісту у воді, а й на дослідженні співіснуючих форм, оскільки це стає особливо актуальним з еколого-токсикологічної точки зору.

Матеріали і методи дослідження. Дослідженнями охоплено різнотипні водні об'єкти, зокрема, верхні ділянки Канівського і Запорізького водосховищ, ріки Самара (гирлова ділянка) та Інгулець (в межах м. Олександрії), та оз. Тельбін (м. Київ). Проби води з поверхневого та придонного шарів відбирали за допомогою батометра Рутнера або модифікованого батометра-склянки. Для відокремлення зависі проби води пропускали через нітроцелюлозний мембранний фільтр «Synpor» з діаметром пор 0,4 мкм (Чехія). Концентрацію $Al(III)$ визначали фотометричним методом з використанням хромазуролу S [8]. Вміст так званого лабільного алюмінію¹* знаходили до УФ-опромінення проб води у максимально стислий проміжок часу після їх відбору та фільтрації. Розділення комплексів $Al(III)$ з РОР різної хімічної природи досягалось методом іонообмінної хроматографії. Для цього фільтровану пробу води (0,5–1,0 дм³) пропускали послідовно через колонки з діетиламіноетилцелюлозою (ДЕАЕ-целюлозою)

¹ * Під терміном «лабільний алюміній» слід розуміти всю ту частку розчинного алюмінію, яка визначається у фільтрованій воді зазначеним фотометричним методом без попередньої її пробопідготовки.

та карбоксиметилцелюлозою (КМ-целюлозою). Для руйнування комплексів $Al(III)$ з РОР використовували фотохімічне окиснення. Проби природної води об'ємом 20–30 см³ вносили у кварцеві склянки, додавали до них по декілька краплин концентрованої H_2SO_4 для створення рН 1,0–1,5 та 2–3 краплини 30%-ного розчину H_2O_2 і опромінювали УФ-світлом протягом 2,0–2,5 годин за допомогою ртутно-кварцевої лампи ДРТ-1000. Молекулярно-масовий розподіл комплексів $Al(III)$ з РОР ДЕАЕ-фракції (аніонні комплекси) досліджували методом гель-хроматографії, використовуючи скляну колонку, заповнену TSK-гелем HW-50F (Японія). Концентрацію $Al(III)$ у складі завислих речовин визначали після мокрого спалювання фільтрів із зависсю у суміші концентрованих H_2SO_4 і HNO_3 (х.ч.) [2].

Результати досліджень та їх обговорення. У даній роботі обговорюються результати натурних досліджень, які були отримані навесні 2009 р. У цю пору року загальна концентрація алюмінію у воді досліджуваних водних об'єктів знаходилася у доволі широких межах – від 16,8 до 133,4 мкг/дм³. У воді верхньої ділянки Канівського водосховища вона становила 54,8–105,0 мкг/дм³. У Запорізькому водосховищі змінювалася в межах 37,2–64,5 мкг/дм³. У воді річок Самари та Інгулець вміст алюмінію становив відповідно 66,3–95,0 мкг/дм³ і 133,4 мкг/дм³, а у воді оз. Тельбін – 16,8–38,5 мкг/дм³. Концентрація розчинної форми $Al(III)$ змінювалася в інтервалі від 3,5 до 45,0 мкг/дм³, а завислої – в межах 1,4 – 101,0 мкг/дм³. Відомо, що $Al(III)$ активно утворює комплексні сполуки з РОР, зокрема з ГР. Можна було передбачити, що у розчиненому стані при значеннях рН досліджуваних поверхневих вод він знаходиться переважно у складі органічних комплексів. Відповідні дані наводяться і обговорюються нижче. Відомо, що більшість металів у поверхневих водоймах України зв'язана в комплекси з РОР [7]. До того ж вагому роль у комплексоутворенні відіграють ГР як найпоширеніша складова РОР. Дані щодо співвідношення розчинної і завислої форм $Al(III)$ наведено нижче (мал. 1). Можна перекоонатися, що зависла форма домінує у річкових водах – 76–96%. У водосховищах її частка знижується до 48–57%.

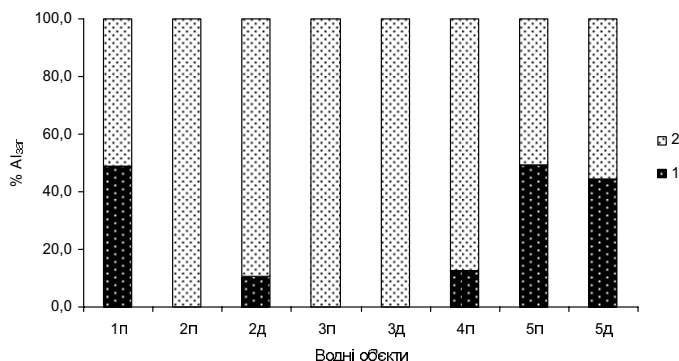


Мал. 1. Співвідношення розчиненої (1) та завислої (2) форм алюмінію у поверхневих водоймах. Тут і на мал. 2 і 4: 1, 2 – відповідно верхні ділянки Канівського і Запорізького водосховищ, 3, 4 – ріки Самара та Інгулець, 5 – оз. Тельбін, п і д – відповідно поверхневий шар і придонний шари води.

У досліджуваних водних об'єктах прямого зв'язку між масою зависі і вмістом $Al(III)$ у складі завислих речовин не було встановлено. Так, максимальний вміст завислих речовин у воді оз. Тельбін, річок Самари й Інгульця становив відповідно 23,9, 6,9 і 10,0 $мг/дм^3$, тоді як концентрація $Al_{завись}$ в цих же водних об'єктах була відповідно 4,6, 91,6 і 101,0 $мкг/дм^3$. Якби завислі речовини у всіх досліджуваних об'єктах були лише мінерального характеру, то, напевно, був би і корелятивний зв'язок між масою зависі та концентрацією $Al(III)$ у її складі. Завислі речовини у воді оз. Тельбін були сформовані переважно за рахунок фітопланктону, що активно розвивався в цей період і був представлений в основному синьо-зеленими водоростями, тоді як у річкових водах домінувала завись мінерального характеру. Саме цим пояснюється відсутність прямого зв'язку між масою зависі і вмістом $Al(III)$ у її складі.

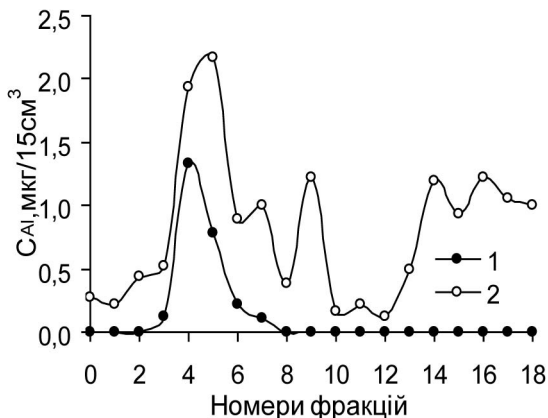
Майже рівномірний розподіл $Al(III)$ у Канівському водосховищі між розчиненою і завислою формами з деяким переважанням першої пояснюється зростанням ролі комплексоутворення у його міграції, оскільки ГР у складі РОР зазначеного водосховища є домінуючою групою. При цьому розчинений $Al(III)$, вірогідно, знаходився у складі різних за міцністю комплексів з РОР, оскільки в одних випадках

певна його частина визначалася фотометричним методом і без руйнування цих комплексів, а в інших – Al(III) було виявлено лише за умови повної деструкції РОР шляхом фотохімічного окиснення. Ту частку алюмінію, що визначалася у воді фотометрично без будь-якої пробопідготовки, ми відносимо до так званої лабільної фракції. Дані про співвідношення лабільної і нелабільної фракцій алюмінію у воді досліджуваних водойм наведено на мал. 2. Найбільші кількості лабільної фракції Al(III) було виявлено у воді Канівського водосховища та оз. Тельбін (40–50% $\text{Al}_{\text{розч}}$).



Мал. 2. Співвідношення лабільної (1) і нелабільної (2) фракцій у складі розчиненої форми алюмінію у досліджуваних водоймах.

Певна частина алюмінію (крива 1) була виявлена в одержаних фракціях без руйнування комплексів під дією УФ-опромінення. Однак більшу його частину було знайдено лише за умови повної деструкції ГР у кожній з фракцій (крива 2). Отже, ці результати досліджень свідчать про те, що Al(III) у поверхневих водах по-різному зв'язується у комплекси з РОР. В одних випадках ці комплекси відрізняються досить високою стійкістю, а в інших – поряд з міцними комплексами можливе утворення і слабкіших, в яких Al(III) визначається фотометрично навіть без попереднього їх руйнування. Співвідношення між лабільною і нелабільною фракціями Al(III)



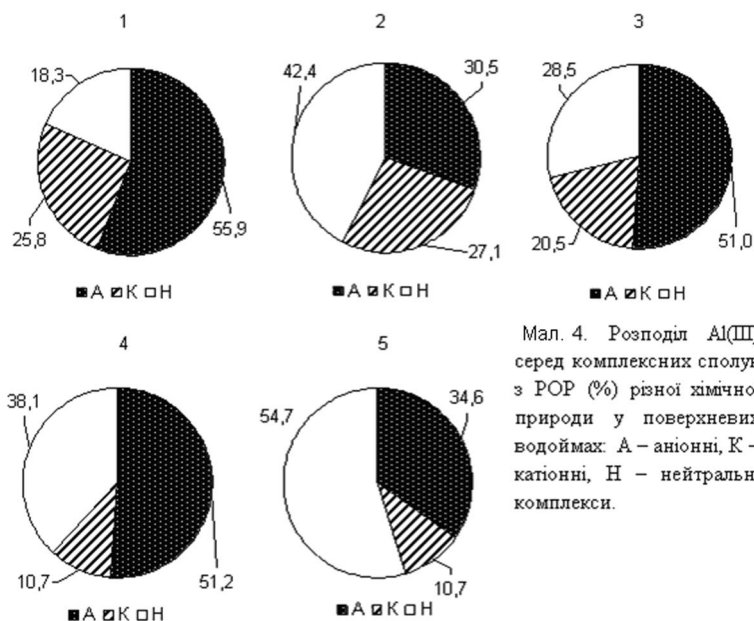
Мал 3. Гель-хроматограми розподілу алюмінію (III) серед комплексних сполук з ГР ДЕАЕ-фракції, вилученої з води верхньої ділянки Канівського водосховища. 1 і 2 – вміст Al(III) у фракціях відповідно до та після фотохімічного окиснення ГР:

$C_{ГР} 75 \text{ мг/дм}^3$, $C_{Al} 1,5 \text{ мг/дм}^3$, $pH 5,0$.

може змінюватися залежно від зміни компонентного складу РОР у даному водному об'єкті.

Результати дослідження розподілу Al(III) серед комплексних сполук з РОР різної хімічної природи показали, що в одних випадках домінують аніонні комплекси, а в інших – нейтральні (рис. 4). У воді Канівського водосховища та річок Самари й Інгульця переважали комплексні сполуки Al(III) аніонної природи, найвірогідніше, саме з ГР, бо вони домінують у складі аніонної фракції РОР. Водночас у воді Запорізького водосховища і оз. Тельбін істотно зросла частка Al(III) у складі нейтральних комплексів (головним чином з вуглеводами, бо ці органічні речовини домінують у складі нейтральної фракції РОР). Безперечно, такий розподіл Al(III) зумовлений компонентним складом РОР у воді досліджуваних водних об'єктів. Відомо, що вміст ГР у воді оз. Тельбін значно нижчий, ніж у Канівському водосховищі. На цьому фоні зростає частка фракції вуглеводів, а заодно і частка нейтральних комплексів Al(III). Мабуть, співвідношення різних за

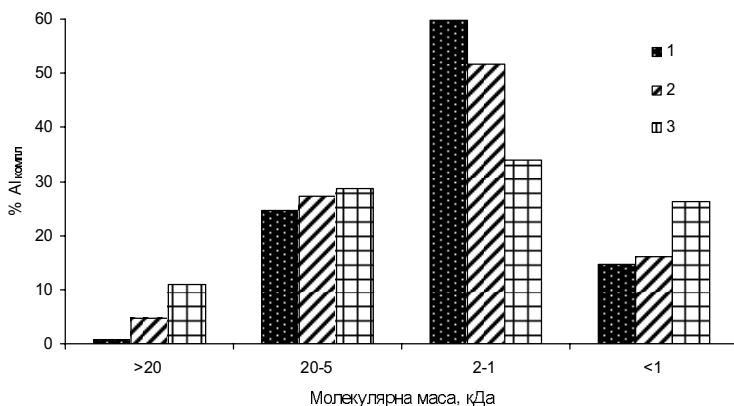
хімічною природою фракцій РОР проявило себе і в Запорізькому водосховищі. Адже концентрація ГР у цій водоймі нижча, ніж у Канівському водосховищі.



Мал. 4. Розподіл $Al(III)$ серед комплексних сполук з РОР (%) різної хімічної природи у поверхневих водоймах: А – аніонні, К – катіонні, Н – нейтральні комплекси.

У складі аніонних комплексів $Al(III)$, що домінували у воді Канівського водосховища й р. Інгулець, більша частина алюмінію була знайдена у фракції з відносно невисокою молекулярною масою, що не перевищує 2,0 кДа. Їх частка становила 68–75% (мал. 5) від загальної концентрації зв'язаного в комплекси $Al(III)$.

У воді оз. Тельбін аналогічна фракція $Al(III)$ у складі аніонних комплексів становила 60%. Отже, незалежно від того, які комплекси $Al(III)$ з РОР (аніонні або нейтральні) домінують у воді, серед аніонних сполук переважають комплекси з відносно невисокою молекулярною масою. В даному випадку у зв'язуванні $Al(III)$ беруть участь насамперед ФК, оскільки відомо, що вони мають невисоку молекулярну масу, на відміну від ГК, і переважають серед ГР у поверхневих водоймах [7].



Мал. 5. Молекулярно-масовий розподіл комплексів $Al(III)$ з РОР аніонної фракції у поверхневих водоймах: 1 – Канівське водосховище, 2 – р. Інгулець, 3 – оз. Тельбін.

Висновки. У досліджуваних водних об'єктах $Al(III)$ знаходиться як у складі завислої форми, так і у розчиненому стані. Співвідношення цих форм залежить значною мірою від вмісту у воді завислих речовин, їх природи (мінеральна чи органічна завись) та фракційного складу. За умови домінування мінеральної складової зависі слід очікувати, що значна частка алюмінію мігруватиме разом з цією зависсю, оскільки $Al(III)$ входить до складу багатьох мінералів і глин. Однак на розподіл $Al(III)$ між завислою і розчинною формами істотний вплив мають природні органічні речовини, зокрема ГР. Залежно від їх вмісту і компонентного складу, частка розчинного алюмінію може змінюватися. За підвищеного вмісту ГР вона істотно зростає, бо $Al(III)$ активно зв'язується з ними в комплексні сполуки, і саме цим забезпечується його стійкість у розчині та зростання міграційної рухливості.

Найменша частка завислого алюмінію була характерна для оз. Тельбін, хоча у воді цієї водойми вміст завислих речовин був чи не найбільшим серед досліджуваних водних об'єктів. Однак, як було вже зазначено вище, завись у цьому озері була переважно органічного характеру і представлена синьо-зеленими водоростями

через «цвітіння» води. Вірогідно, алюмінію у складі цієї зависі було небагато.

Серед розчинених форм $Al(III)$ певну частку складає його лабільна фракція. Це свідчить про те, що алюміній був зв'язаний у комплекси різної міцності. В деяких випадках він визначався лише за умови повної деструкції РОР, тобто можна стверджувати про досить міцне його зв'язування в комплекси.

Серед органічних комплексних сполук $Al(III)$ домінували аніонні або нейтральні комплекси. Це свідчить про те, що не лише вміст РОР відіграє важливу роль у комплексоутворенні, але і їх компонентний склад. У водних об'єктах з домінуванням ГР у складі РОР (Канівське водосховище, ріки Самара та Інгулець) переважна частина алюмінію була зв'язана в комплекси саме з цими речовинами. В оз. Тельбін та Запорізькому водосховищі значна частина $Al(III)$ була виявлена у складі нейтральних комплексів (переважно з вуглеводами).

Серед аніонних комплексних сполук $Al(III)$ домінують комплекси з відносно невисокою молекулярною масою, що не перевищує 2,0 кДа.

Таким чином, результати проведених досліджень свідчать про те, що у досліджуваних водних об'єктах алюміній знаходився у зв'язаному стані, незалежно від того, чи домінувала зависла або розчинна форма. Можна припустити, що його хімічна та біологічна активність істотно знижується за рахунок адсорбції на зависі та комплексоутворення з РОР поверхневих водойм. Слаболужне середовище досліджуваних водойм не сприяє появі його токсичних форм у воді, зокрема таких, як $Al(OH)_2^{2+}$ і $Al(OH)_2^+$, що домінують у слабокислому середовищі (рН 4,5–5,5). Розглянуті чинники водного середовища сприяють зниженню токсичності алюмінію, і це надзвичайно важливо з еколого-токсикологічної точки зору.

Література

1. Алтунин В.С., Белавцева Т.М. Контроль качества воды: Справочник. – М.: Колос, 1993. – 367 с.

2. Бок Р. Методы разложения в аналитической химии. Пер. с англ./Под ред. А.И. Бусева и Н.В. Трофимова. – М.: Химия, 1984. – 432 с.

3. Вредные химические вещества. Неорганические соединения элементов I–IV групп: Справ. изд. / Под ред. В.А. Филова и др. – Л.: Химия, 1988. – 512 с.

4. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. – М.: Мир, 1989. – 439 с.

5. Линник П.Н. Алюминий в природных водах: содержание, формы миграции, токсичность // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 2. – С. 80–102.

6. Линник П.Н., Васильчук Т.А., Зубенко И.Б. Роль донных отложений во вторичном загрязнении водной среды водохранилищ органическими веществами и тяжелыми металлами // Химия и технология воды. – 1999. – Т. 21, № 1. – С. 30–46.

7. Линник П. Н. Тяжелые металлы в поверхностных водах Украины: содержание и формы миграции // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, № 1. – С. 22–42.

8. Савранский Л.И., Наджафова О.Ю. Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu, Fe и Al с хромазуролом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ // Журн. аналит. химии. – 1992. – Т. 47, № 9. – С. 1613–1617.

9. *Aluminium in drinking-water*. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality // Guidelines for Drinking-water Quality, 2nd ed. Addendum to Vol. 2 Health criteria and other supporting information. – World Health Organization, Geneva. – 1998. – 14 p.

10. Becking G.C. Human health concerns related to aluminium exposure: an overview // Aluminium: report of an International meeting, 20 – 21 April 1995, Brisbane / P. Imray, M.R. Moore, P.W. Callan, W. Lock, Eds. Series: National Environmental Health Forum Monographs. Metal series № 1. – 1998. – P. 11–18.

11. Bi S.P., Yang X.D., Zhang F.P. et al. Analytical methodologies for aluminium speciation in environmental and biological samples – a review // Fresenius' J. Anal. Chem. – 2001. – Vol. 370. – P. 984–996.

12. Driscoll C.T. Aluminum in acidic surface waters: chemistry,

transport, and effects // Environ. Health Perspectives. – 1985. – Vol. 63. – P. 93–104.

13. *Driscoll C.T.* The chemistry of aluminium in surface waters // The environmental chemistry of aluminium (ed. G. Sposito), CRC Press, Inc., Boca Raton, FL, 1989. – P. 242–277.

14. *Exley C., Wicks A.J., Hubert R.B., Birchall J.D.* Polynuclear aluminum and acute toxicity in the fish // J. Theor. Biol. – 1994. – Vol. 167. – P. 415–416.

15. *Forbes W.E., McLachlan D.R.C.* Further thoughts on the aluminum–Alzheimer’s disease link // J. Epidemiol. Commun. Health. – 1996. – Vol. 50. – P. 401–403.

16. *Linnik P.M., Zubenko I.B.* Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds // Lakes and Reservoirs: Research and Management. – 2000. – Vol. 5, N 1. – P. 11–21.

17. *Simonsen L., Johnsen H., Lund S.P. et al.* Methodological approach to the evaluation of neurotoxicity data and the classification of neurotoxic chemicals // Scand. J. Work Environ. Health. – 1994. – Vol. 20. – P. 1–12.

18. *Weng L., Temminghoff J.M., Riemsdijk V.* Aluminium speciation in natural waters: measurement using Donnan membrane technique and modeling using NICA-Donnan // Water Res. – 2002. – Vol. 36, N 17. – P. 4215–4226.

19. *Wickstrom T., Clarke N., Derome K. et al.* Comparison study of five analytical methods for the fractionation and subsequent determination of aluminium in natural water samples // J. Environ. Monit. – 2000. – Vol. 2. – P. 171–181.

20. *Witters H.E.* Chemical speciation dynamics and toxicity assessment in aquatic systems // Ecotoxicol. Environ. Safety. – 1998. – Vol. 41. – P. 90–95.

ЧИСЕЛЬНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ПРОЦЕСІВ ЗАБРУДНЕННЯ РІЧОК ПРИ АВАРІЙНИХ СИТУАЦІЯХ

М.М. БІЛЯЄВ, А.І. ДВОРЕЦЬКИЙ, А.С. КИРИЛЕНКО,
Л.В. ПОКУТНЄВА

*Дніпропетровський національний університет залізничного транспорту,
Дніпропетровський національний університет*

Забруднення річок у випадку аварійних ситуацій може привести до потрапляння в акваторію різноманітних забруднюючих речовин: хімічних, радіоактивних, бактеріологічних. Робота присвячена розробці та практичному використанню чисельних моделей для прогнозу рівня забруднення поверхневих вод при потрапленні хімічних, радіоактивних або небезпечних бактеріологічних забруднювачів у річці у випадку різноманітних аварійних ситуацій. Метою роботи є розробка ефективних чисельних моделей, що дозволяють при обмежених ресурсах ПК проводити багатوافакторіальний аналіз процесів забруднення річок.

Для розрахунку поля швидкості водного потоку в руслі робиться припущення, що плин у руслі потенційний, тоді моделюючим рівнянням буде рівняння виду

$$\frac{\partial^2 P}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 P}{\partial y^2} = 0,$$

де P – потенціал, $u = \frac{\partial P}{\partial x}$, $v = \frac{\partial P}{\partial y}$ – компоненти вектора швид-

кості водного середовища в річці.

Для розрахунку процесу міграції домішки (або бактеріологічного забруднювача) по руслу річки використовується модель градієнтного типу [3]

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial uC}{\partial x} + \frac{\partial vC}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(M_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(M_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + Q(t) \delta(x - x_i) \delta(y - y_i),$$

де C – концентрація забруднювача у водному середовищі; u, v – компоненти вектора швидкості водного потоку; $Q(t)$ – інтенсивність надходження забруднювача в річку; t – час; x_i, y_i – координати місця витоку; $\delta(x - x_i)\delta(y - y_i)$ – дельта-функції Дірака; $\mu = (\mu_x, \mu_y)$ – коефіцієнт дифузії. Для врахування процесів хімічного розпаду, осадження хімічного забруднювача або процесу вимирання бактеріологічного забруднювача в це рівняння вводиться додатковий коефіцієнт.

Для чисельного інтегрування рівнянь розглянутих моделей використовується прямокутна різницева сітка. Рівняння міграції аміаку по руслу річки інтегрується з використанням поперемінно-трикутної неявної різницевої схеми розщеплення.

На базі даної моделі виконаний прогноз забруднення р. Дніпро при можливій аварії, пов'язаній з руйнуванням гідротехнічної споруди на о. Корчеватий. Методом обчислюваного експерименту досліджена динаміка забруднення акваторії річки та визначені зони інтенсивного забруднення поверхневих вод.

ПРОБЛЕМА ЛИКВИДАЦИИ ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИЙНЫХ РАЗЛИВОВ ПРИ ТРАНСПОРТИРОВКЕ ОПАСНЫХ ГРУЗОВ

Н.Н. БЕЛЯЕВ, Л.Ф. ДОЛИНА, И.В. КАЛАШНИКОВ

Днепропетровский национальный университет железнодорожного транспорта имени академика В. Лазаряна

Известно, что аварии при транспортировке опасных жидких грузов могут привести к интенсивному загрязнению зоны аэрации и грунтовых вод. Это связано с тем, что во многих регионах Украины наблюдается высокое стояние грунтовых вод, а зона аэрации может иметь достаточно высокую проводимость. В работе рассмотрена технология ликвидации последствий аварийных разливов различных опасных грузов, перевозимых железнодорожным транспортом. Рассмотрен также блок математических моделей, созданных для расчета процесса нейтрализации кислот в зоне аэрации и в грунтовых водах.

Для нейтрализации областей загрязнения в зоне аэрации предусматривается промывка зоны аэрации нейтрализующим раствором, который подается на поверхность грунта и фильтруется через зону аэрации. Для расчета этого процесса используется одномерное уравнение конвективно-диффузионного переноса примеси, которое дополняется уравнением кинетики химического взаимодействия нейтрализатора и загрязнителя. Для решения задачи применяется неявная разностная схема. Разработана численная модель и на ее основе создан код. Разработанный код даёт возможность рассчитать эффективность процесса промывки, определить, какое количество нейтрализатора попадет в подземный водоносный горизонт и когда следует прекратить подачу нейтрализатора. Таким образом, разработанная модель может быть использована для оптимизации процесса промывки зоны аэрации. Разработана трехмерная численная модель для расчета процесса нейтрализации области загрязнения в зоне аэрации путем подачи нейтрализатора через нагнетательные скважины.

Для моделирования распространения кислоты и нейтрализатора в безнапорном водоносном горизонте применяется следующее уравнение фильтрации:

$$m \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} (k_x h \frac{\partial h}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (k_y h \frac{\partial h}{\partial y}) \pm \sum W \delta(x - x_i) \cdot \delta(y - y_i),$$

где m – недостаток насыщения; h – глубина потока; k – коэффициент фильтрации; W – дебит скважины.

Процесс миграции загрязняющего вещества (или нейтрализатора) описывается уравнением:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial uC}{\partial x} + \frac{\partial vC}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} (\mu_x \frac{\partial C}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (\mu_y \frac{\partial C}{\partial y}),$$

где C – концентрация; u, v – компоненты вектора скорости; $\mu = (\mu_x, \mu_y)$ – коэффициент диффузии.

Представлены результаты вычислительного эксперимента по ликвидации зоны загрязнения подземного потока и зоны аэрации после аварийного разлива различных неорганических кислот.

ОБРОБКА ТЕХНОЛОГІЧНИХ РОЗЧИНІВ ВИРОБНИЦТВА ДРУКОВАНИХ ПЛАТ

А.А. НЕСТЕР, Л.О. МІТЮК

Хмельницький національний університет, м. Хмельницький

НТТУ КПІ, м. Київ

В існуючих схемах відновлення водних розчинів водний травильний розчин відновлюється шляхом пропускання його через анодну камеру двохкамерного діафрагменого електролізера, де проходить відновлення травильних якостей розчину, а надлишок міді із анодної камери переноситься в катодну і осідає на катоді [1,2]. Недоліком такої схеми є високі енергозатрати і його складність, так як процес ведеться при жорстких режимах електролізу (великі: щільність струму на електродах, об'ємна щільність струму, сила струму), відповідно до цього проходить розігрів електродів і водного розчину до температур, при яких необхідно застосовувати системи охолодження.

Для вдосконалення способу відновлення хлоридних водних травильних розчинів запропоноване додаткове окислення і збільшення величини редокс-потенціалу.

Тобто існуючий спосіб відновлення хлоридного водного розчину в діафрагменому електролізері доповнюється операціями окислення в додаткових суміжних з катодною і анодною камерами; при цьому травильний розчин подають у суміжну з катодною камерою, а потім послідовно протиточно в суміжну з анодною і анодну камери з відводом регенованого розчину з анодної камери при досягненні в ній редокс-потенціалу $+(1,1..1,2)V$.

Результат досягається за рахунок того, що подача вхідного травильного розчину в суміжну з катодною камерою створює умови для інтенсивного переносу іонів міді в катодну камеру, завдяки чому збільшується вихід по струму міді на катоді, а тому зменшуються витрати електроенергії на процес відновлення хлоридного травильного розчину. В той же час окислення хлоридного травильного розчину не тільки в анодній, але і в двох суміжних камерах дозволяє окислити іони одновалентної міді в двовалентні по всьому об'єму

електроліту і тим самим інтенсифікувати перенос іонів міді в катодну камеру за рахунок більш високої рухливості двовалентної міді порівняно з одновалентною, що також сприяє концентруванню міді в катодній камері і зниженню її концентрації в анодній камері. Це також зменшує витрати на окислення травильного розчину в анодній камері і на осадження надлишку міді на катоді, тобто на процес регенерації.

Доведення редокс-потенціалу аноліту до значень $+(1,1...1,2)$ В замість відомих значень $+(0,40...0,55)$ В дає можливість обробити лише частину регенераційного розчину і в подальшому використовувати його в якості реагента для окислення залишкової частини розчину до необхідних значень редокс-потенціалу. При підвищенні потенціалу аноліту в 2 рази порівняно з відомим способом витрати електроенергії збільшуються в 1,4...1,5 рази в силу специфіки зміни редокс-потенціалу від витрат енергії.

Схема діє наступним чином. Частина призначеного для відновлення водного травильного розчину з ванни травлення направляється в суміжну з катодною камерою діафрагменого електролізера, що створює умови для переносу іонів міді в катодну камеру, де проходить їх концентрування. З суміжної з катодною камерою оброблюваний водний розчин протитоком направляється послідовно в суміжну з анодною, а потім в анодну камери. Здійснення протиточного переходу розчину з камери в камеру дозволяє знизити градієнт концентрації іонів міді в камерах, чим досягається зниження дифузійного переносу іонів міді в анодну камеру. При проходженні оброблюваного розчину через камери діафрагменого електролізера проходить його окислення: в анодній камері – в результаті реакцій на аноді і продуктами гідролізу хлор-газу, а в суміжних з анодною і катодною камерами – тільки продуктами гідролізу хлор-газу – виділеного в наделектродний простір анодної камери і транспортованого в розчин в суміжну з катодною і суміжну з анодною камери. Змішування електролітичного хлор-газу з водним розчином в анодній і двох суміжних камерах діафрагменого електролізера дозволяє інтенсифікувати процес переносу іонів міді в катодну камеру, оскільки рухливість двовалентних іонів міді вища, ніж одновалентних. Крім того, в результаті окислення розчину при послідовному його проходженні

через камери додатково зменшується градієнт концентрації. Таким чином, у катодній камері підтримується висока концентрація іонів міді, що сприяє підвищенню виходу по струму на катоді, а значить, і зниженню енерговитрат на видалення надлишку міді з розчину, а в анодну камеру надходить розчин з мінімальною концентрацією міді, що дозволяє добитися повного окислення розчину в анодній камері при менших витратах електроенергії. При досягненні значень редокс-потенціалу аноліту $+(1,1...1,2)V$ оброблений розчин відводиться з анодної камери в ванну травлення, де при змішуванні обробленої в електролізері частини травильного розчину з залишковою його кількістю досягається повне відновлення водного травильного розчину.

Схема реалізована в чотирикамерному діафрагменому електролізері.

Нижче для прикладу наводяться режими, що дають змогу виконати порівняння.

За відомим і запропонованим способами регенерації піддано 30 л відпрацьованого травильного розчину наступного складу:

- двовалентна мідь – 100 г/л
- одновалентна мідь – 15 г/л
- соляна кислота – 95 г/л
- хлорид натрію – 10 г/л
- редокс-потенціал – $+0,43V$

За відомим способом весь об'єм розчину обробляється в анодній камері двокамерного діафрагменого електролізера. За новим способом лише частина розчину (10 л) подавалась в суміжну з катодною камерою, а потім пропускатись послідовно протитоком через суміжну з анодною і анодну камери. Оброблена таким чином частина розчину забиралась з анодної камери і змішувалась з рештою (20 л) розчину, яка не піддавалась обробці в діафрагменому електролізері. Катодна камера електролізера була виконана не проточною. Перед початком регенерації вона заповнювалась вихідним водним розчином, котрий не виводиться з електролізера протягом декількох циклів відновлення. Анод був виконаний з графіту, катод – з листової міді, діафрагма – з хлоринової тканини. Електроліз розчину за порівнюваними способами виконувався при наступних параметрах:

- сила струму – 400А
- катодна щільність струму – 700 А/м²
- напруга електролізера – 2В.

Відновлений відомим способом водний розчин мав в своєму складі:

- двовалентної міді – 95 г/л
- одновалентної міді – 0,4 г/л
- редокс-потенціал – +0,55В.

Концентрація міді в катодній камері двокамерного діафрагменого електролізера складала 103 г/л; вихід по струму металічної міді на катоді склав 80%; витрати електроенергії на регенерацію 1 л водного розчину – 8 кВт.

Оброблена по запропонованому способу в діафрагменому електролізері частина розчину мала в своєму складі:

- двовалентної міді – 75г/л
- одновалентної міді – 0,2г/л
- редокс-потенціал – 1,1В.

Концентрація міді в катодній камері діафрагменого електролізера складала 120 г/л; вихід по струму металічної міді на катоді склав 98%. Після змішування частини розчину (10 л), обробленого в електролізері з частиною (20 л), яка не піддавалась обробці, був отриманий відновлений водний розчин, який мав у складі:

- двовалентної міді – 90г/л
- одновалентної міді – 0,25г/л
- редокс-потенціал – 0,55В.

Витрати електроенергії на 1л відновленого розчину склали 3,2 кВт. Таким чином, запропонований спосіб порівняно з існуючим дозволяє за рахунок підвищення виходу по струму металічної міді на катоді в середньому на 16% зменшити енерговитрати на окислення 1л водного хлоридного розчину в 2,5 раза. Запропонований спосіб дозволяє вести процес відновлення при помірних режимах електролізу (щільність струму на електродах, об'ємна щільність струму, сила струму), що значно зменшує розігрів електродів, електроліту і дозволяє відмовитись від системи охолодження. Таким чином, порівняно з відомим способом досягається здешевлення процесу за рахунок зниження енерговитрат.

Висновки

1. Застосування чотирикамерного електролізера дозволяє різко зменшити витрати води для приготування травильних розчинів.
2. При виконанні процесу різко зменшуються енергетичні витрати.
3. Спосіб можна використовувати для створення маловідходних процесів та повторного використання водних розчинів травлення друкованих плат.

Література

1. Коваленко Д.Г. Современное состояние и перспективы развития гальванопроизводства, создание малоотходных, экологически чистых производств //Перспективная технология производства РЭА. – Л., – 1991. – № 3 – С. 3.
2. Корчик Н. М. Методы обработки технологических растворов и электролитов производств гальванических покрытий и печатных плат/ Н. М. Корчик, В.М. Рогов. Т. Ф. Степанюк //Тез.докл. межотрасл. научно-техн. семинара. – М. 1991. – С. 30-32.

УДК 519.6
МОДЕЛИРОВАНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ ЗАЩИТЫ
ПОДЗЕМНЫХ ВОД ПРИ ТЕХНОГЕННЫХ
КАТАСТРОФАХ

Н. Н. БЕЛЯЕВ*, К. Я. МОИСЕЕНКО**

Днепропетровский национальный университет

*железнодорожного транспорта**

Днепропетровская областная организация

*Украинского общества охраны природы***

Проблема. В условиях постоянно увеличивающегося техногенного загрязнения окружающей среды все более остро стоит вопрос о защите грунтовых вод, которые весьма часто используются в сельских и пригородных зонах как источник водоснабжения. Одними из чрезвычайно опасных источников загрязнения грунтов являются разливы различных веществ при аварийных ситуациях в процессе их транспортировки на железнодорожном или автомобильном транспорте, особенно при сходе железнодорожных платформ [1].

Как один из возможных методов защиты водозаборов в случае миграции загрязняющих веществ по подземному водоносному горизонту можно применить подземные защитные стены. Подземные непроницаемые стены являются пассивными элементами защиты подземных вод, так как в результате их применения загрязнение не устраняется, а лишь ограничивается его распространение. На практике, в зависимости от поставленной задачи (необходимое время для ликвидации загрязнителя, его опасности, химической стойкости к разрушению, расстояния до источников водопользования, особенности грунтов, глубина устройства) подземные стены в водоносном горизонте возможны как сплошные или несплошные. Сплошная подземная стена устанавливается до водонепроницаемого слоя и пересекает поток подземных вод по всей мощности водоносного горизонта. Несплошная (частичная) подземная стена устанавливается до определенной глубины и препятствует движению загрязняющих веществ лишь в верхней части водоносного горизонта и по его по-

верхности. С учетом экономической целесообразности очевидно, что достаточно эффективным средством защиты для маломощных водоносных пластов может быть использование несплошных стен, т. к. для их постройки требуется меньший объем земляных работ и строительных материалов.

Актуальность. При применении подземных стен для защиты подземного водоносного горизонта необходимо знать, как стена будет препятствовать движению пятна загрязнителя с учетом времени, необходимого для ликвидации последствий аварии.

Анализ литературных источников показал, что в научной литературе отсутствует описание моделей и методов расчета процессов защиты от загрязнения подземного водоносного горизонта при использовании подземных защитных стен, и у проектировщиков отсутствуют методы расчета, которые можно было бы использовать для прогноза воздействия защитной стены на мигрирующую зону загрязнения с учетом трехмерности течения, различной глубины расположения стены и т. д.

В этой связи **целью** настоящей работы явилась разработка расчетного метода для оценки эффективности того или иного варианта расположения защитной стены, обоснования ее параметров и расположения ее в подземном потоке относительно мигрирующей зоны загрязнения. Предлагаемый метод расчета основывается на численном моделировании процессов геомиграции с помощью рассчитанной математической модели.

Метод решения. Численное интегрирование уравнений модели осуществляется на прямоугольной разностной сетке. Для расчета уравнения геомиграции используется неявная попеременно-треугольная разностная схема [2], для численного интегрирования уравнения для потенциала скорости используется метод Либмана и попеременно-треугольный метод А. А. Самарского [3].

Практическая реализация. Рассмотрим результаты вычислительного эксперимента, проведенного на базе разработанной модели на примере.

В безнапорном потоке предполагается установить подземную защитную стену. Параметры стены: протяженность стены вдоль пятна загрязнения – 21 м; глубина – 12,6 м (первый вариант – глу-

бокая стена) и глубина – 6,3 м, (второй вариант – неглубокая стена). Глубина стены отсчитывается от верхней плоскости – поверхности грунта. Стена располагается перпендикулярно потоку и симметрично сечению $y = 21\text{ м}$.

Параметры потока: скорость фильтрации – 0,1 м/сут (скорость вызвана работой водозабора); поверхностная пористость – 0,3; коэффициент диффузии – 0,21 м²/сут. Среднее значение концентрации загрязнителя в зоне загрязнения на момент времени $t=0$ составляет – 18 кг/м³.

На экране монитора можно наблюдать развитие зоны загрязнения подземного потока для обоих рассматриваемых вариантов – т.е. глубокой и неглубокой стенок. Сразу же можно отметить, что при неглубокой стене процесс проникновения загрязнителя за стену начинается значительно быстрее и развивается более интенсивно. Можно рассчитать вероятное время достижения загрязнителя к источнику водопользования.

Кроме «визуальной» оценки эффективности работы защитной стены по темпу формирования зоны загрязнения за ней, была выполнена оценка эффективности каждого варианта стены по другому параметру – массе загрязнителя, прошедшей под защитной стеной, т.е. через «незащищаемую» зону. Результаты этого расчёта представлены в табл. 1. Из данной таблицы видно, что в течение рассматриваемого промежутка времени глубокая стена задерживает загрязнителя примерно на 30% больше, чем неглубокая.

Таблица 1. Количество примеси, прошедшей под защитной стеной

t , сут Условия	20	40	60	80	120
Глубокая стена	3784 кг	6547 кг	8601 кг	10148 кг	12355 кг
Неглубокая стена	5708 кг	9646 кг	12414 кг	14396 кг	17120 кг

Выводы

Предложен эффективный метод расчета процесса защиты грунтовых вод от загрязнения путем применения подземной непроницаемой стены. Метод рассчитан для реализации на персональных компьютерах, расчет варианта задачи требует около 1 мин машинного времени. Для расчета используются «традиционные» физические параметры, определяющие гидрогеологические условия. Метод расчета основан на физической модели рассматриваемого процесса и может быть применен для решения комплекса природоохранных задач. В зависимости от поставленной задачи можно определить наиболее оптимальный вариант сооружаемой конструкции.

Дальнейшее совершенствование данного направления следует осуществлять путем создания моделей, позволяющих учитывать неоднородность грунта.

Литература

1. Аварии и катастрофы. Предупреждение и ликвидация последствий. Учебное пособие в 5-ти книгах / Под редакцией В.А. Котляревского и А.В. Забегаева. – М.: Из-во АСВ, 2001.
2. Беляев Н.Н., Коренюк Е.Д., Хрущ В.К. Компьютерное моделирование динамики движения и загрязнения подземных вод. Днепропетровск, Наука и образование, 2001. – 156 с.
3. Згуровский М.З., Скопецкий В.В., Хрущ В.К., Беляев Н.Н. Численное моделирование распространения загрязнения в окружающей среде. – Киев: Наукова думка. – 1997. – 368 с.

КАЧЕСТВО ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ В БЕРДЯНСКЕ

Т.Г. ШАПОВАЛОВА

*Бердянская городская организация УкрООП,
Бердянский государственный педагогический университет,
г. Бердянск Запорожской области*

Более миллиарда людей используют некачественную питьевую воду. Из-за этого ежегодно умирают три с половиной миллиона детей. Большинство украинцев потребляет воду из поверхностных источников – озер, прудов, рек, в частности, из Днепра пьют воду около 30 млн. людей. Днепр – третья по размерам река в Европе, длиной 2100 км. В пределах Украины – 981 км с площадью водосбора 504 тыс. кв. км. Загрязнение воды в бассейне Днепра привело к нарушениям природных процессов самоочищения водных объектов, что значительно усложнило проблему получения качественной питьевой воды на водогонных станциях. С 2004 г. работает самый длинный водовод в Европе – от Каховского водохранилища до Северного Приазовья (в частности, до Приморска и Бердянска) длиной более 200 км.

Город Бердянск фактически не имеет питьевой воды. Вода из реки Берды не соответствует требованиям ГОСТ 2873-82 «Вода питьевая» по таким показателям, как жесткость (28-33 мг-экв/литр при норме не более 7 мг-экв/литр). У жителей города наблюдаются желчнокаменная болезнь, заболевания почек, печени. Повышенное содержание сульфатов – 2500 мг/л при норме 500 мг/л и высокое общее солесодержание – 3500 мг/л (норма – не более 1000 мг/л) ухудшает ее вкусовые качества, способствует быстрой коррозии технологических систем. В бердовской воде почти отсутствуют фториды (0,12 мг/л, при норме 1,2 мг/л), что способствует развитию кариеса. Немного лучше вода из скважин, но и она не соответствует требованиям ГОСТа на питьевую воду. Поэтому проблема питьевой воды для Бердянска имеет не только санитарно-гигиеническое, медицинское, но и экономическое значение. С 2004 года в город подается днепровская вода из Каховского водохранилища.

Днепровская вода имеет некоторые преимущества перед бердовской водой: жёсткость меньше в 4,6 раза, солесодержание ниже в 2,5 раза. Это плюс, но есть и большой минус: наличие соединений цинка, марганца, железа, меди, кадмия, бериллия, мышьяка, свинца, селена, нитратов, концентрации которых не указаны. ГОСТ 2874-82 требует их обязательного определения, так как они могут вредно влиять на здоровье человека. В случае превышения предельно допустимых концентраций любого вещества возникает угроза для здоровья.

Среднегодовое содержание вредных веществ в Каховском водохранилище составляет: фенолов 1-2 ПДК, соединений меди от 6 до 11 ПДК (от 6 до 11 мг/л), содержание цинка от 7 до 12 значений ПДК (от 35 до 60 мг/л). Фенолы постепенно образуют очень токсичные соединения, обладающие канцерогенным действием. Содержание фенолов, ПДК которых составляют 1 мкг/л, превышено в 20-30 раз, в нижней части Запорожского водохранилища (село Беленькое) – в 315 раз, а в районе села Кушугум – в 700 раз. Отмечено, что в районе Запорожья и Никополя превышение концентраций цинка иногда составляет от 13 до 25 значений его ПДК (от 65 до 125 мг/л). В Каховском водохранилище, из которого поступает в Бердянск днепровская вода, содержание железа составляет 0,4-1,6 ПДК. Концентрация марганца, еще более вредного элемента в питьевой воде, составляет от 3 до 8 ПДК, а в отдельных точках 10 значений ПДК. Концентрация цинка – до 10 значений ПДК. Превышение концентрации цинка ведет к раковым заболеваниям. Концентрация меди в ряде случаев составляет от 3 до 5 значений ПДК. Наиболее опасный элемент – кадмий, превышение ПДК которого составляет от 2,5 до 3,5. Кадмий – один из распространенных канцерогенных элементов. Учитывая, что Каховское водохранилище по течению находится ниже запорожских сбросов, вредные вещества из него ухудшают качество воды, подаваемой в Бердянск.

Вода, кроме тяжёлых металлов и органических веществ, может содержать вредные для здоровья микроорганизмы, которые могут вызывать гастроэнтерит, гепатит, тиф, холеру, врожденные аномалии, ослабление иммунитета, злокачественные новообразования, а также более 80% форм кишечных расстройств. Во всём мире

более 5 млн. человек ежегодно умирают из-за болезней, вызванных загрязнённой питьевой водой.

Хлорирование воды не является эффективным, так как даже из водопроводной воды высевают кишечную палочку, холерные вибрионы, вирусы гепатита, дизентерии. Любая хлорированная вода вредна для здоровья именно из-за последующего образования диоксинов. Эти вещества проявляют мутагенные, канцерогенные, тератогенные свойства при их концентрации в воде 5-10-15 г/л.

Основная технологическая схема подачи воды в г. Бердянск: 90% очищенной воды из р. Днепр, 4% воды из водохранилища р. Берды, 6% воды из скважин Луначарского водозабора Куяльницкого горизонта.

На сегодня водоснабжение города из Бердянского водохранилища и артезианских скважин предусмотрено как резервный вариант на случай аварийных ситуаций на магистральном водоводе и других непредвиденных обстоятельств, ведь длина водовода, транспортирующего воду в город, 175 км.

Старая водопроводная система Бердянска тоже активно способствует загрязнению воды. В дозах, которые превышают допустимые, в воду попадают цинк, свинец, медь, кадмий и другие химические элементы, которые образуются в результате химических реакций воды с металлом водопроводных труб.

Значительное количество населения пользуется нецентрализованным водоснабжением – из скважин. По сведениям Бердянского горводоканала, на территории города действуют 19 эксплуатационных скважин Луначарского водозабора. Серьезную озабоченность вызывают результаты содержания радиоактивных стронция-90 и цезия-137 – по 2 Бк/л в скважинных водах Луначарского водозабора. Эти элементы, особенно стронций-90, могут накапливаться в организме, способствуя возникновению новообразований. Поэтому жители, постоянно употребляющие эту воду, подвергают себя серьезному риску онкозаболеваний. В водопроводной воде концентрация радиоактивных элементов ниже ПДК почти в 45 раз.

Здоровье является суммарным показателем экологического благополучия на определенной территории, в том числе и в Бердянске.

Один из основных факторов здоровья – качество воды: отсутствие в ней ионов тяжелых металлов, хлорорганических соединений, бенз(а)пиренов, диоксинов, которые органами чувств распознать невозможно, но они активно влияют на здоровье – физическое, психическое, репродуктивное. Суммарный индикатор экологического благополучия – показатели рождаемости, заболеваемости, смертности.

В структуре заболеваемости в Бердянске лидируют болезни органов дыхания, что указывает на неблагополучие в охране приземного слоя атмосферного воздуха (большое количество автомобилей в местах скопления людей), системы кровообращения, органов пищеварения, опорно-двигательного аппарата (суставов). Характерным показателем является здоровье детей. По статистике, численность здоровых детей в городе Бердянске – половина.

К сожалению, днепровская вода, пришедшая в Бердянск, не решила проблем качества воды, так как сам Днепр находится на грани экологической катастрофы. Учитывая, что его вода используется в качестве питьевой воды почти половиной населения Украины, эта проблема становится не только экологической, но и валеологической, социальной.

Литература

1. М'ягченко О.П. Екологія Північного Приазов'я. – Запоріжжя: ВПК «Запоріжжя», 1999. – 206 с.
2. М'ягченко О.П. Основи екології: Підручник. – Бердянськ: БДПУ, 2008. – 194 с.
3. Национальная Программа экологического оздоровления бассейна Днепра и улучшения качества питьевой воды от 27.02.97, утвержденная Верховным Советом Украины.
4. Отчет о состоянии водного сектора г. Бердянска. Бердянск: АРИУ, 2004 г. – 26 с.
5. Шаповалова Т.Г. Валеологія: Навчально-методичний посібник для керівників гуртків позашкільних навчальних закладів екологонатуралістичного профілю. – Донецьк: ТОВ «Юго-Восток, Лтд», 2008. – 140 с.

УДК 630*181.65**ВЛИЯНИЕ УРОВНЯ ГРУНТОВЫХ ВОД НА РОСТ
СОСНОВЫХ НАСАЖДЕНИЙ В УСЛОВИЯХ
ВОСТОЧНОГО ДОНБАССА****С. Н. ШАБАНОВ***Воронежская государственная лесотехническая академия, г. Воронеж*

В условиях Степной зоны основным фактором, лимитирующим рост растительности, является влага, доступная растениям в наиболее сухое время вегетационного периода. Чем ближе находятся грунтовые воды к поверхности почвы, тем большее количество корней их достигает, тем полней обеспечено водоснабжение сосняков, особенно ценное в засуху. Но, начиная с влажного бора, уровень грунтовых вод настолько высок, что в весенний период грунтовые воды, поднимаясь по капиллярам, достигают поверхности почвы, и корни испытывают угнетение от недостатка воздуха.

Начатое в 1950 гг. строительство водозаборных сооружений в поймах рек юга и юго-востока Украины с целью решения проблем водоснабжения приводит к значительному снижению уровня грунтовых вод.

В зоне деятельности водозаборов образуются так называемые «депресссионные воронки». На таких участках уровень грунтовых вод снижается на несколько метров. Наиболее остро это прослеживается в пойме Северского Донца (Ткач, Усцкий).

В зоне воздействия водозаборных сооружений снижение уровня грунтовых вод достигает 5 и более метров. В таких условиях зеркало грунтовых вод формируется на несколько метров ниже уровня реки, а его наклон направлен не к реке, как это имеет место в природных условиях, а к центру депрессионной воронки.

С целью изучения влияния уровня грунтовых вод на рост сосновых насаждений было проведено дендрохронологическое обследование насаждений, расположенных в зоне деятельности Краснореченского водозабора (Кременской район Луганской области). Данное сооружение эксплуатировалось в течение 1992–2002 гг. В ходе эксплуатации было допущено отступление от проектной документации – не функционировала система обводнения

болот, предусматривавшая возврат в насаждения части откачанной воды. Указанное нарушение повлекло гибель весной 1995 г. сосновых насаждений на площади 21,9 га, диффузным усыханием в различной степени (от 10 до 40%) были охвачены 525,4 га, из них в последующие годы погибли ещё 5,2 га насаждений.

С целью изучения реакции сосновых насаждений на резкие изменения уровня грунтовых вод были заложены две пробные площади в насаждениях различного возраста с изначально сходными условиями места произрастания – свежая суборь.

В ходе обследования насаждений были заложены почвенные разрезы в пострадавших насаждениях. Твёрдость и объёмная масса почвенных слоёв не препятствуют развитию корневых систем. Однако основная масса корней сосредоточена в верхнем слое почвы до глубины 40-60 см, глубже корни не проникают. Уровень грунтовых вод находится на глубине свыше 2 м.

По профилю почвы наблюдаются признаки оглеения, что свидетельствует о высоком уровне стояния грунтовых вод в прошлом. Оглеение проявляется в виде побеления песка («белый песок»), за счёт вымывания железа в виде растворимой закиси железа FeO , верхние границы уровня грунтовых вод (капиллярной каймы) в прошлые годы достаточно чётко обозначены ржавыми псевдофибрами, образовавшимися в результате окисления закисной формы оксида железа FeO атмосферным воздухом до окисной формы Fe_2O_3 , нерастворимой в воде. Отложения окиси железа проявляются начиная с глубины в 45 см.

Пробные площади 1 и 2 заложены непосредственно в зоне работы водозабора, в урочище Мечетное – в насаждениях в возрасте 50 и 90 лет. В качестве контрольного (фонового) использовались насаждения Кудряшовского лесничества со сходными почвенно-гидрологическими условиями. На всех пробах был произведен отбор образцов (кернов) древесины по 20-25 штук на каждой пробе по 1-2 образца с каждого дерева на высоте 1,3 м. Измерялась и анализировалась только общая ширина годовичных колец, без разбивки на раннюю и позднюю зоны. Для устранения влияния возрастного тренда полученные абсолютные результаты были переведены в относительные индексы прироста 11-летним сглаживанием. Крайние результаты

сглажены с использованием 5-летнего интервала, что повлекло данных результата за два года – в начале и конце дендрохронологического ряда.

Построенные древесно-кольцевые хронологии полностью отвечают общепринятым в дендроклиматологическом анализе требованиям [Рудаков].

Для удобства сравнения и приведения к единому масштабу на графиках представлены дендрохронологические ряды равной продолжительности – с 1964 г. по 2004 гг.

а)



б)

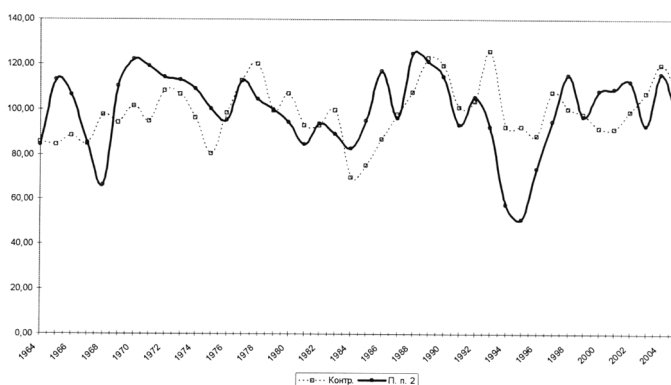


Рис. 1. Динамика радиального прироста сосны обыкновенной (относительные индексы) в насаждениях VIII (а) и V (б) классов возраста в условиях резкого снижения уровня грунтовых вод.

Анализ радиального прироста показывает, что все насаждения, в том числе и находящиеся на достаточном удалении от действующих скважин, крайне резко отреагировали на ввод в эксплуатацию Краснореченского водозабора. Несмотря на то, что массовое усыхание, т. е. видимое негативное воздействие деятельности водозабора, отмечено только весной 1995 г., на графиках отмечается резкое снижение прироста с 1992 г., т. е. непосредственно с момента ввода в эксплуатацию данного объекта.

Насаждения не отреагировали даже на достаточно благоприятные климатические условия 1993 года, вызвавшие резкий всплеск прироста в контрольных насаждениях.

Абсолютный минимум прироста приходится на 1994-1995 гг. Вызванное сильной засухой 1994 падение прироста усилилось резким (до 5 м) падением уровня грунтовых вод в декабре 1994 г., что и повлекло начало массового усыхания насаждений в Житловском лесничестве весной 1995 г.

В то же время следует отметить восстановление прироста в насаждении V класса возраста уже начиная с 1996 г., несмотря на отмеченную в указанном году сильную засуху. К 1997 году прирост почти вышел на показатели контрольных насаждений, а в 1998 г. уже превышал показатели контрольного насаждения.

Изложенные факты свидетельствуют о том, что сравнительно молодое насаждение сумело достаточно быстро отреагировать на резкое изменение гидрологических условий. Насаждения более старшего возраста показали более сильную реакцию на падение уровня грунтовых вод. Отмечая те же закономерности в реакции древостоя на резкое снижение уровня грунтовых вод, следует отметить, что в отличие от средневозрастных насаждений, где в 1995 г. погибли 10-20% всех деревьев, в насаждениях старших возрастов отпад составлял от 40% до 100% всех деревьев. В частности, в обследованном насаждении в 1995 году погибло около 40% всех деревьев.

Однако неустребованной в результате гибели значительной части насаждений влаги оказалось недостаточно для нормальной жизнедеятельности уцелевших деревьев. Падение прироста в данном насаждении продолжалось и в 1996 г. Уровень контрольных насаждений достигнут только в 1998 г. Кроме того, в результате

гибели значительной части деревьев снизилась общая ветроустойчивость насаждения, что наряду с поверхностной корневой системой повлекло гибель до 10% сохранившихся деревьев в результате ветровала и снеговых заломов в последующие годы. В настоящее время данное насаждение по полноте приблизилось к показателям редколесья.

На основании проведённых исследований можно заключить:

1. Использование методов дендроклиматологии позволяет фиксировать изменения в состоянии лесных экосистем даже при отсутствии внешних признаков антропогенного воздействия, позволяя в то же время получать многолетний материал для разностороннего объективного анализа изменений природной среды.

2. Основной причиной усыхания следует считать резкое понижение уровня грунтовых вод, возникшее в связи с нарушениями проектной документации, допущенными при эксплуатации Краснореченского водозабора.

3. С целью предупреждения отрицательных последствий при эксплуатации сооружений подобного рода необходимо ужесточение контроля за соблюдением требований природоохранного законодательства и проектной документации.

Литература

1. Рудаков В. Е. О методике изучения влияния колебаний климата на ширину годичных колец деревьев // Бот. журн. – 1958. – Т. 43, NQ 12. – С. 1709–1712.

ЗАКОНОМІРНОСТІ РОЗВИТКУ САПРОФІТНОЇ МІКРОФЛОРИ В ДНІПРОВСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ

Л.А.БАЙДАК

Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара

Бактеріальна мікрофлора – обов'язковий структурний елемент водних екосистем. Їй належить важлива роль у процесах біологічного кругообігу речовин, які визначають продуктивність екосистем та якість водного середовища. Бактеріофлора відіграє ключову роль в підтриманні гомеостазу природного середовища, реагуючи на зміни екологічних умов змінами швидкості росту та розвитку. Мікроорганізмам належить величезна роль у самоочищенні водойм від забруднення. З одного боку, вони є універсальними та чутливими індикаторами якості водного середовища, з іншого боку, є активними агентами самоочищення забруднених природних та стічних вод.

Планомірні та систематичні дослідження мікробіологічних процесів в водних екосистемах в НДІ гідробіології Дніпропетровського університету розпочалися з моменту створення в 1956 році в структурі НДІ гідробіології спеціалізованої лабораторії водної мікробіології. Це був етап переходу Дніпровського водосховища з положення головного дніпровського водосховища до внутрішньокаскадного, що вимагало більш детального вивчення ролі кожного з компонентів екосистеми і зокрема мікрофлори, як обов'язкового структурного компонента водних екосистем у процесах біологічного кругообігу речовин, якості водного середовища, продуктивності екосистем і т. д. До 1959 року мікробіологічні дослідження дніпропетровських гідробіологів обмежувалися аналізом бактеріологічних показників якості води в районах водозаборів. У зв'язку зі створенням каскаду дніпровських водосховищ виникла необхідність вивчення впливу на фізико-хімічний та гідробіологічний режим Дніпровського водосховища новостворених водосховищ. Ф. П. Рябов розпочинає систематичні дослідження мікробіологічного режиму та процесів самоочищення в цих водосховищах. Вивчення бактеріофлори промислових стічних вод, що зливалися в Дніпровське водосховище, показало, що потрапляє багато сапрофітних бактерій (до 50 тис.

кл/мл), а коли-індекс у стічних водах заводу ім. Петровського досягає величезного значення в 3 млн.кл/дм³. В той же час у промислових скидах з ціанідами, що потрапляють з домен, які виплавляють ферромарганець, бактеріофлора була зовсім відсутня.

Вивченню ролі мікроорганізмів у процесах самоочищення водних екосистем дніпровських водосховищ був присвячений цикл робіт дніпропетровських гідробіологів: Столбунов А.К. (1962-1969 рр.) вивчав мікробіологічний режим та мікробіальні процеси розпаду фенолів у Дніпродзержинському та Дніпровському водосховищах; Нестерова М.П. (1966-1971 рр.) досліджувала динаміку азот- та вуглецьтрансформуючих мікробів та мікробіальні процеси; Карпушин М.М. (1970-1971 рр.) – ферментативну активність мікроорганізмів-агентів самоочищення водосховищ та біохімічне очищення кремнійорганічної стічної води. А.К. Столбуновим було показано, що в Дніпродзержинському водосховищі, на відміну від інших, вивчених у мікробіологічному відношенні водосховищ, не відбулося підвищення кількості сапрофітної, нітрифікуючої, денітрифікуючої та азотфіксууючої мікрофлори. Це пояснюється відсутністю помітного збагачення води у водосховищі розчиненими органічними речовинами внаслідок порівняно доброї підготовки водосховища перед затопленням. Воно сприяло благополучному формуванню якості води та санітарно-біологічного режиму Дніпродзержинського водосховища. Важливим фактором самоочищення цих водосховищ є гетеротрофні мікроорганізми, яким властива найбільш висока фенолруйнуюча активність у разі появи у водоймищі фенолу. В роботах Нестерової М.П. вперше наводяться дані про загальну кількість та біомасу мікроорганізмів Дніпродзержинського та Дніпровського водосховищ; було виділено 14 штамів дріжджових організмів. Роботи Карпушина М.М. присвячувалися протеолітичній бактеріофлорі як фактору самоочищення водосховищ від органічного забруднення.

Наші теперішні дослідження мали за мету проаналізувати роль гетеротрофної бактеріофлори в процесах самоочищення Дніпровського водосховища від забруднення стічними водами Дніпропетровсько-Дніпродзержинської міської агломерації на сучасному етапі. Об'єктом досліджень був просторовий розподіл за акваторією Дніпровського водосховища гетеротрофної бактеріофлори, як чутли-

вого індикатора присутності у воді лабільних органічних речовин. Чисельність гетеротрофних бактерій підраховували за кількістю колоній на поживному середовищі МПА (м'ясо-пептоній агар). Динаміка кількості бактерій відображена на рисунку 1.

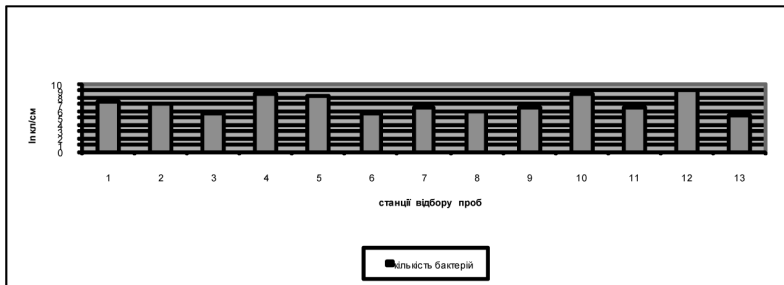


Рис. 1. Динаміка кількості бактерій за віссю водосховища:

1 – нижній б'єф Дніпродзержинської греблі; 2 – річпорт м. Дніпродзержинська; 3 – острів Корчуватий; 4 – гирло р. Коноплянка; 5 – гирло р. Оріль; 6 – Кайдаки; 7 – з-д Петровського; 8 – річпорт м. Дніпропетровська; 9 – Комсомольський острів; 10 – гирло р. Самари; 11 – гирло р. Шиянки; 12 – гирло р. Сури; 13 – с. Військове

Через греблю Дніпродзержинської ГЕС вода з Дніпродзержинського водосховища потрапляє до Дніпровського водосховища і в основному формує водний баланс Дніпровського водосховища. Середньовеgetаційні кількісні показники гетеротрофної бактеріофлори за період 2005 – 2008 рр. у воді нижнього б'єфу Дніпродзержинського водосховища становлять 1926 кл/см³. За цими показниками вода є β-мезосапробною; належить до розряду достатньо чистої води.

Пройшовши через греблю Дніпродзержинської ГЕС, вода в деякій мірі звільняється від гетеротрофних бактерій і в Дніпродзержинському річпорту їх кількість становить 1343 кл/см³. Вода β-мезосапробна; розряд достатньо чистої води.

Але вже на наступній станції (о. Корчуватий) гетеротрофна бактеріофлора на популяційному рівні реагує на токсичні промислові скиди м. Дніпродзержинськ. Чисельність зменшується до 312 кл/см³. Низькі кількісні показники гетеротрофної бактеріофлори

біля о. Корчуватого, вказують не на чистоту води в цій акваторії, а сигналізують про негативний вплив на гідробіоту токсичних антропогенних факторів. Про це ж також свідчить досить пригнічений стан інших компонентів водної екосистеми (фіто- та зоопланктон, вища водна рослинність і т.д.). Стан бактеріологічних показників, при комплексній оцінці разом з іншими показниками гідробіоти, характеризує акваторію біля о. Корчуватого як характерну токсобну зону.

Далі, за течією, в гирлі р. Коноплянки, гетеротрофна бактеріофлора, як складова водної екосистеми реагує на господарсько-побутові стоки м. Дніпродзержинська, насичені великою кількістю органічних речовин, в т.ч. біогенних елементів. Кількість гетеротрофів тут становить 6927 кл/см^3 , вода є мезосапробною за мікробіологічними показниками, розряд – помірно забруднена вода.

На наступній станції (гирло р. Оріль), кількість гетеротрофів знижується, складаючи 3606 кл/см^3 проб. Вода – В-мезосапробна; розряд – слабо забруднена. Кількість гетеротрофів у гирлі р. Орелі дещо перевищує норматив якості води для рибогосподарської діяльності (3000 кл/см^3), тобто вода в гирлі р. Орелі знаходиться на межі придатності для рибогосподарської діяльності.

На наступній станції (Кайдацький водозабір) показники гетеротрофної бактеріофлори становлять 377 кл/см^3 . Вода на цій ділянці β-олігосапробна; належить до розряду дуже чиста. Логічним може бути висновок, що за час протікання водою відстані від м. Дніпродзержинськ до Кайдацького водозабору відбувається очищення дуже забрудненої промисловими стоками води і до Кайдацького водозабору потрапляє вода, що відповідає нормативам якості води поверхневих водойм, які використовуються для питного водопостачання.

Вміст гетеротрофних бактерій у пробах води з наступної станції – Дніпропетровський річпорт знижується до рівня Кайдацького водозабору (376 кл/см^3).

Далі у воду Дніпровського водосховища потрапляють промислові та господарсько-побутові стоки м. Дніпропетровська, і в районі Комсомольського острова кількість гетеротрофів підвищується до

823 кл/см³. У гирлі р. Самара ці показники підвищуються сильніше (до 5969 кл/см³); вода мезосапробна, помірно забруднена.

У гирлі р. Шиянки кількість гетеротрофної бактеріофлори становить 947 кл/см³, що може пояснюватися впливом токсичних стоків Придніпровської ДРЕС.

Кількість гетеротрофних бактерій у гирлі р. Сури є найвищою по всій акваторії Дніпровського водосховища і складає 8092 кл/см³. Вода – мезосапробна; розряд – сильно забруднена. Досить висока кількість гетеротрофних бактерій у воді р. Сури пояснюється надмірним скиданням у річку господарсько-побутових стоків, перенасичених органічними речовинами. Негативний антропогенний вплив Дніпропетровсько-Дніпродзержинської агломерації мінімізується і бактеріологічні показники наближаються до природних вод (221 кл/см³) у створі с. Військове. Вода тут олігосапробна; розряд – дуже чиста.

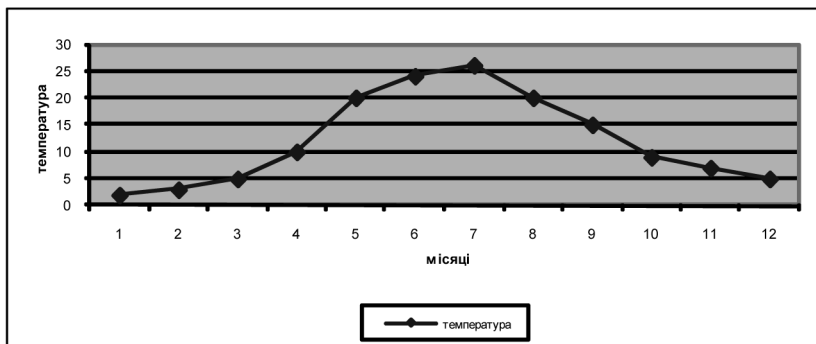


Рис. 2. Температура води

Крім того, була проведена оцінка залежності кількості бактерій від температури води у створі Кайдаки-Кам'янка за даними лабораторій Кайдацького та Ломівського водозаборів. Температура води упродовж року змінювалася від 2° до 26° С (рис. 2).

Динаміка кількості бактерій у цій відносно чистій зоні взагалі повторює динаміку температури води, але слід відмітити, що в червні спостерігається деяке уповільнення розвитку гетеротрофної бактеріофлори, а в серпні-вересні, незважаючи на спад темпера-

тури води, спостерігається інтенсивний розвиток бактеріофлори. Такий відгук мікроорганізмів може пояснюватися реактивністю бактеріофлори на температурний фактор та, можливо, «цвітіння води» (рис. 3).

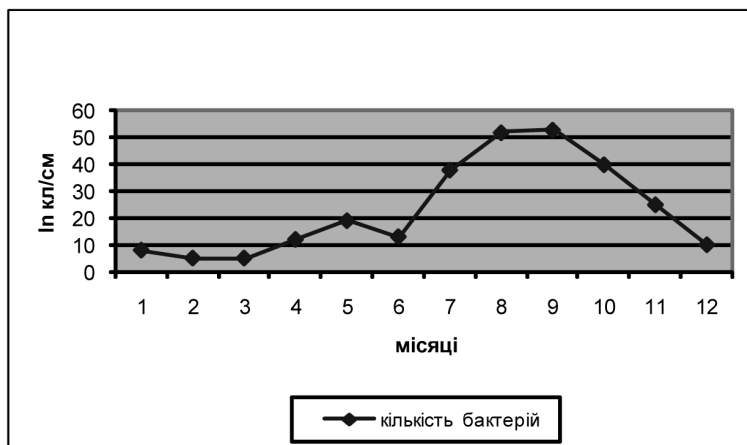


Рис. 3. Динаміка кількості бактерій

З вище вказаного можна зробити висновок, що за бактеріологічними показниками вода у Дніпровському водосховищі є досить неоднорідною, коливаючись від дуже чистої та цілком чистої (Кайдацький водозабір, створ с. Військового) до помірно та сильно забрудненої (гирло р. Сури, гирло р. Коноплянки). Вода у фарватері Дніпровського водосховища, за показниками гетеротрофної бактеріофлори ($0,1 - 0,5$ тис. кл/см³) є цілком чистою та дуже чистою. Різке кількісне зростання показників гетеротрофної бактеріофлори відзначається у воді, що приносять у Дніпровське водосховище його притоки (р. Коноплянка, Самара, Сура) ($5,0 - 8,0$ тис. кл/см³) і є помірно та сильно забрудненими.

ЗАКОНОМІРНОСТІ «ЦВІТІННЯ» ВОДИ ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

А.С. КИРИЛЕНКО

Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара

Взагалі якісний склад сучасного фітопланктону водосховища характеризується значним різноманіттям (близько 227 видів), в основному за рахунок зелених (85 видів), діатомових (95 видів) та синьо-зелених (20 видів) водоростей, із добре вираженою сезонною динамікою: найбільша кількість видів спостерігається у літньому фітопланктоні, а мінімальна – в зимовому.

Середні величини біомаси за вегетаційний період досягають 9 мг/л, у багатоводні роки – 3 мг/л і менше. Максимальна біомаса в період літнього «цвітіння» в місцях вітрового нагону перевищує 100 мг/л. У зонах впливу промислового стоку відмічаються низькі значення біомаси фітопланктону, біля населених пунктів та в затоках спостерігається локальне збільшення біомаси.

Враховуючи показники вегетації водоростей і сапробності, якість води у водосховищі на більшості ділянок оцінюється згідно з «Методикою екологічної оцінки якості поверхневих вод» як задовільна.

Вниз за течією якість води переходить в посередню. Тут восени в плямах «цвітіння» вода значно забруднюється органічними речовинами, що утворюються в процесі розпаду відмираючого фітопланктону, і якість її значно погіршується.

У результаті досліджень за останні роки у видовому складі фітопланктону виявлено 73 види і різновидності водоростей із 5 відділів, у тому числі синьо-зелених – 12, діатомових – 31, зелених – 26, евгленових – 3, дінофітових – 1. Серед них відмічено 26 індикаторів сапробності. В тому числі показників оліго-бетамезосапробної зони – 4 види, бетамезосапробної – 17 видів, альфамезосапробної – 4 види, поліальфамезосапробної – 1 вид.

В усіх пунктах спостережень, крім частини водосховища, що розташована вище м. Дніпропетровська, кількість видів закономірно збільшувалась як порівняно з весною, так і за течією. Восени кількість видів значно зменшувалась. Можливо, це пов'язано з

негативним впливом не тільки станції «Промскид» (з-д ім. Петровського), а і всього комплексу міських скидів регіону (табл. 1). Тим паче, що тенденції до відновлення кількості видів вниз за течією не помічалось.

Слід відмітити, що навесні в гирлі р. Мокра Сура в пробах сіткового планктону часто зустрічалися фрагменти зоорганізмів активного мулу та найпростіших, які, очевидно, сюди потрапили із Центральної станції аерації м. Дніпропетровська. Це могло дещо вплинути на кількість видів фітопланктону, тому що на них знаходилися деякі види водоростей, які характерні для перифітону.

Стабільність кількості видів упродовж вегетаційного періоду вище м. Дніпропетровська можна пояснити високою турбулентністю течії на цьому відрізку водосховища і відносно постійними умовами існування.

Динаміка вегетаційних показників мала сезонний характер. На неї значно впливала ситуація в акваторії біля м. Дніпропетровська. В усі сезони вегетації тут спостерігалось значне зниження як чисельності, так і біомаси водоростей. Крім того, відмічалася наявність деякої кількості клітин і колоній мікроциста у напіврозкладеному стані. Це явище відмічалось і раніше авторами, які досліджували фітопланктон у зоні впливу правобережних скидів із заводів міста Дніпропетровська.

Як і раніше, по всій акваторії спостерігалися невеликі відхилення від середніх величин показників вегетації водоростей із тенденцією до підвищення біомаси в нижній частині водосховища. Але у місцях локального антропогенного впливу та в гирлах приток відмічались помітні порушення типових для водосховища видового складу та інтенсивності розвитку планктонних водоростей.

Так, негативно позначалися на розвитку альгофлори викиди хімізаводу м. Дніпродзержинська та заводу ім. Петровського Дніпропетровська, де водорості були відсутні. Досить помітним був стимулюючий ефект азотовмісних сполук у затоці Кривець, у місцях впливу скидів біологічно очищених стічних вод підприємства «Азот» та Центральної станції аерації стічних вод м. Дніпропетровська (гирло р. М. Сура), який виражався у появі значних кількостей хлорококових та інших зелених водоростей. У місцях виносу в р. Дніпро

органічно забруднених стічних вод із ливнєскиду (вулиця Леніна) та по балці Тонельній відмічалася поява евгленових водоростей та інших видів – індикаторів альфамезосапробної зони.

В таблиці 1 представлені дані вегетаційного розвитку (чисельність і біомаса), динаміки індексів біорізноманіття та сапробності, які дозволяють зробити наступні узагальнення.

Сильне «цвітіння» води синьо-зеленими водоростями спостерігається у Дніпровському водосховищі від створу Кодак – Любимівка і нижче, де починається значне зниження швидкості течії, пов'язане із особливостями гідрологічного режиму. В тиху погоду влітку тут навіть і на фарватері спостерігався товстий шар гниючих синьо-зелених водоростей із засохлими на поверхні «плюшками». В роки масового «цвітіння» прижиттєві виділення амінокислот можуть досягати декількох тисяч тонн за період вегетації.

У зв'язку з цим доволі обґрунтованим є глибинний спосіб забору води для питного водопостачання на водозаборі Дніпро – Західний Донбас. Але нема ніякої гарантії, що альготоксини, які утворюються при «цвітінні» водосховища, не попадають у мережу водопостачання. Вони можуть проходити через існуючу систему водопідготовки без особливих перешкод і завдавати шкоди здоров'ю населення.

Таблиця 1. Структурно-функціональні показники розвитку фітопланктону

Станції	Кількість видів					Чисельність, тис. кл/л	Біомаса, мг/л	Н	S	Домінанти
	всього	сз	д	е	з					
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Весна										
Нижче греблі	13	2	8	0	3	44,2	0,048	0,12	2,0	мелозіра
Кам'янка	24	4	16	0	3	2201,6	0,246	0,05	1,9	мікроцистіс
Кайдаки	25	4	16	0	5	7,2	0,010	0,28	2,0	мелозіра
Промскид	9	2	6	0	1	75,9	0,090	0,34	2,0	мелозіра
Річпорт	8	2	6	0	1	75,9	0,090	0,34	2,0	мелозіра
Сурська затока	8	1	7	0	0	21,7	0,028	0,26	2,4	мелозіра
Волоське	11	1	10	0	0	280,8	0,583	0,53	2,3	мелозіра
Військове	5	1	4	0	0	1550,0	0,012	0,00	2,0	мікроцистіс

Літо										
Нижче греблі	27	5	12	2	7	1231,7	0,238	0,37	2,1	анабена
Кам'янка	18	5	7	0	6	18844,5	1,413	0,32	2,1	мікроцистіс
Кайдаки	14	5	8	1	0	243,2	0,276	0,49	2,1	мікроцистіс мелозіра
Промскид	18	4	7	1	6	2709,6	0,208	0,20	2,2	мікроцистіс
Річпорт	23	6	9	2	6	128,1	0,0	0,3	2,0	мікроцистіс мелозіра
Кодаки	22	2	15	0	5	604,8	0,308	0,66	2,2	д і к - тосферіум
Сурська за- тока	26	8	11	0	7	1324,0	0,591	0,64	2,1	мікроцистіс
Волоське	21	3	10	0	8	9342,6	1,373	0,44	2,1	мікроцистіс
Військове	24	8	10	0	6	192400,0	11,34	0,20	2,3	мікроцистіс
Осінь										
Нижче греблі (Сухачівка)	15	3	12	0	0	54,6	0,068	0,81	2,2	мелозіра стефанодіс- кус
Кам'янка	22	3	18	0	1	989,8	0,180	0,24	2,3	мікроцистіс
Кайдаки	19	4	13	0	2	55,8	0,115	0,68	2,2	стефанодіс- кус
Промскид	9	1	5	0	3	10,0	0,010	0,30	2,3	мікроцистіс
Річпорт	14	3	10	0	1	674,2	0,094	0,28	2,0	мікроцистіс
Сурська за- тока	10	1	8	0	1	1278,3	0,248	0,10	2,3	мікроцистіс
Волоське	12	2	8	2	1	520,8	0,130	0,30	2,4	мікроцистіс
Нікольське	11	1	8	0	2	1353,0	0,326	0,25	2,3	мікроцистіс
Примітки: сз – синьо-зелені, д – діатомові, е – евгленові, з – зелені										

Тому в даному випадку ми згодні із вченими Інституту гідробіології НАНУ про необхідність встановлення додаткових критеріїв визначення якості води на цьому водозаборі для виконання заходів відносно її детоксикації які, в принципі, розроблені і можуть бути технічно виконані.

Дещо складна динаміка індексів якості водного середовища за Пантле і Букком. Доволі чітко проявляється вплив антропогенного фактора. Так, індекс сапробності підвищується у напрямку до низу

водосховища, особливо влітку. Восени помітно знижується індекс видового біорізноманіття.

Еколого-санітарні та трофобіологічні показники дозволяють характеризувати всі зони як бетамезосапробні з тенденцією підвищення сапробності в напрямку до низу водосховища. В цілому якість води відповідає категорії «задовільна», за ступенем забрудненості – «слабко забруднена», за трофністю категорії – «евтрофна». Але влітку в місцях нагону водоростей вода була дуже забруднена.

На стан фітопланктону негативно впливає скид промстоків правобережної групи заводів м. Дніпропетровська і комбінованого скиду стоків у р. Мокра Сура.

Для одержання більш репрезентативних даних надалі необхідне проведення детальних моніторингових спостережень у зонах антропогенного впливу, в першу чергу, у місцях екологічного ризику: скиди в р. Коноплянку, промскиди підприємств, скиди станцій аерації міської каналізації, ливневі скиди.

Продовжується щорічне весняне «цвітіння» діатомовими водоростями роду *Melosira*. Іноді воно триває і влітку під шарами води, що «цвіте» синьо-зеленими водоростями. Це може бути однією з головних причин появи так званого рибалками «фузу», що забиває зеленувато-коричневою слизовою масою ставні сітки і заважає промислового рибальству.

ОСОБЛИВОСТІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДИ ТА ДОННИХ ВІДКЛАДІВ У ДНІПРОВСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ

Г.С. БЛОКОНЬ, А.І. ДВОРЕЦЬКИЙ, І.О. ОРЕЛ

НДІ біології ДНУ ім. Олеся Гончара, м. Дніпропетровськ

За сумарним річковим стоком серед європейських країн Україна належить до групи країн, що характеризуються низькою водозабезпеченістю. За запасами місцевих водних ресурсів на душу населення в Україні припадає близько 1 тис. м³, а це значно менше, ніж у середньому в Європі (4,6 тис. м³). На території України формується тільки 52,4 км³ прісних вод, а решта надходить зі стоками транстериторіальних річок: Дунаю – 128 км³, Дніпра – 34,4 км³, Дністра – 0,8 км³, Сіверського Дінця – 1,8 км³. Водозбірна площа Дніпра поширюється на шість областей Російської Федерації (20% від загальної площі басейну), п'ять областей Білорусі (22%) і 19 областей України (58%). Басейн Дніпра відзначається високою насиченістю промисловими, комунально-побутовими та сільськогосподарськими виробництвами, що впливає на формування якості води. За насиченістю атомними електростанціями басейн Верхнього Дніпра не має рівних у світовій практиці (1).

За рівнем забруднення навколишнього середовища Придніпровський регіон займає одне з перших місць в Україні, що зумовлено високим потенціалом промислового та сільськогосподарського виробництва. Забруднення води в басейні Дніпра за рахунок скидів неочищених або недостатньо очищених вод призвело до порушення процесів самоочищення водних об'єктів, значно погіршилась якість води (2). У комплексі антропогенних факторів, які діють на екосистеми водойм, особливий вплив належить фактору радіоактивного забруднення.

По-перше: поряд зі складними екологічними проблемами, пов'язаними з високим розвитком гірничої та металургійної промисловості, Придніпровський регіон характеризується напруженою радіоекологічною ситуацією, яка загострюється роботою підприємств усіх ланок ядерно-паливного циклу, що розташовані в м. Дніпро-дзержинськ, Жовті Води, Кривий Ріг, Запоріжжя (5). Робота цих підприємств призводить до техногенного розсіювання природних

радіонуклідів, що створює загрозу можливого виникнення радіоактивних аномалій у районах їх дії. Джерелом забруднення природними радіонуклідами техногенного походження в м. Жовті Води є наукововиробниче підприємство ДП «СхідГЗК», до складу якого входять ряд підприємств з видобутку та переробки уранової руди (5,6).

В м. Дніпродзержинську внаслідок переробки уранової сировини Придніпровським хімічним заводом (ПХЗ) у період з 1984 по 1991 рр. у 9 відстійниках та хвостосховищах накопичилося більше 36 млн т радіоактивних відходів загальною активністю майже 75000 Кюрі. Із 9 відстійників лише 2 були обладнані згідно з вимогами екологічної безпеки, а інші практично не мають ізоляції від навколишнього середовища. Це створює загрозу радіоактивного забруднення підземних вод, атмосфери і території навколо хвостосховищ. Оскільки всі вони розташовані поблизу р. Дніпро, існує реальна загроза міграції радіонуклідів із підземними водами в Дніпровське водосховище. Найбільшу небезпеку являють собою Дніпровське та Західне сховища, де накопичилось 13 млн. т радіоактивних відходів. Західне сховище розташоване на території ПХЗ, друге ж прилягає до р. Коноплянка, що є притокою першого порядку р. Дніпро.

По-друге: основна кількість радіоактивних речовин, які потрапили в навколишнє середовище внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, випала на площу водозбору р. Дніпро. Враховуючи радіоекологічну ситуацію, яка склалася в Україні, необхідно простежити шляхи міграції та перерозподілу радіонуклідів в екосистемах каскадних водосховищ, а також вивчити роль гідробіонтів у процесах накопичення та самоочищення водойм від радіоактивного забруднення.

У доаварійний період вміст цезію-137 у воді Дніпровського водосховища становив 0,011-0,016 Бк/л, стронцію-90 – 0,05-0,07 Бк/л. Найбільші показники відмічені у весняний період під час повені. В період з 1986 по 1997 рр. у Дніпровському водосховищі (за даними обласної СЕС та водоканалу) вміст цезію-137 становив 0,037 Бк/л, стронцію-90 від 0,061 до 0,34 Бк/л в 1987 р., 0,22 Бк/л – у 1988 р. та 0,19 Бк/л у 1989 р. У 1990 р. вміст стронцію-90 становив 0,088 Бк/л. У 1991 р. внаслідок заторних явищ, за даними Укрводрадіології м. Києва, стався вихід води на заплаву р. Прип'ять, що сприяло змиву радіонуклідів і підвищенню рівня забруднення води у Київському та

нижче розташованих каскадних водосховищах. Вміст стронцію-90 підвищився у Дніпровському водосховищі до 0,144 Бк/л, в 1992 р. його вміст знизився до 0,055 Бк/л. В 1995 р. внаслідок весняної повені також спостерігалось підвищення рівня стронцію-90 до 0,1 Бк/л. З 1996 р. по 2000 р. рівень стронцію-90 у воді стабілізувався і знаходився в межах 0,04–0,06 Бк/л, майже на доаварійному рівні. Вміст цезію-137 дорівнював 0,03 – 0,06 Бк/л.

У зв'язку з цим нами постійно проводяться моніторингові дослідження вмісту урану у воді Дніпровського водосховища та його притоках.

На теперішній час вміст урану у воді водосховища знаходиться в межах 0,025 – 0,12 Бк/л. Найбільші показники відзначені в р. Коноплянка, біля дамби хвостосховища, та в гирлі. В р. Мокра Сура вміст урану перевищує середні показники по водосховищу в 2 – 3 рази, в р. Самара вміст урану в воді майже на однаковому рівні з середніми показниками по водосховищу. Відповідно до класифікації водойм за концентрацією урану у воді річки Мокра Сура та Самара належать до групи річкових вод з підвищеною концентрацією урану, р. Коноплянка – до групи з високою концентрацією. Всі чинники свідчать про значну роль підземного живлення річок, що супроводжується відносним збільшенням надходження у воду радіоактивних речовин із нижніх горизонтів породи.

Грунти також відіграють важливу роль у накопиченні радіонуклідів, тому що мають велику сорбційну масу та ємність поглинання, вони осаджують на собі основну частину випромінювачів, які потрапляють у водойми, і частково виводять їх з біологічного кругообігу. Грунтам належить значна роль у процесі самоочищення води від радіоактивних речовин. Більшість радіонуклідів знаходиться у поверхневому шарі ґрунту, забруднення якого радіоактивними речовинами призводить до підвищення вмісту радіонуклідів у бентосних організмах (7). У донних відкладеннях визначали вміст природних та штучних радіонуклідів. Вміст калію-40 становив 38–301 Бк/кг, цезію-137 в межах 1,9–14,0 Бк/кг, свинцю-210 від 3,4 до 330 Бк/кг, радію від 2,7 до 109 Бк/кг, торію від 3,7 до 114 Бк/кг, урану-238 від 3,0 до 134 Бк/кг сирової ваги.

Найбільші концентрації природних радіонуклідів відмічені в мулах та замулених пісках р. Коноплянка, де їх значення у 2 – 5 разів перевищують концентрацію в пісках.

Вміст урану в донних відкладеннях р. Дніпро знаходиться приблизно на одному рівні в просторовому визначенні (3,0 – 7,9 Бк/кг), а в р. Коноплянка ці показники перевищували середні по водосховищу в 16 разів (біля греблі хвостосховища «Дніпровське»).

На теперішній час одним з основних і найбільш інтенсивних джерел радіоактивного забруднення природними радіонуклідами є хвостосховища ПХЗ, а штучними, як і в минулі 20 років, але з меншою інтенсивністю, – радіонукліди чорнобильського сліду.

Література

1. Романенко В.Д. Стратегічні напрями водноекологічної політики в Україні // Наукові записки. Серія: біологія. Спеціальний випуск гідроекологія. Тернопільський педуніверситет № 3 (14) 2001. – С. 3 – 5.

2. А.І. Дворецький, Л.І. Цегельник, Т.А. Мурзіна, А.С. Білоконь. Сучасний гідроекологічний стан Дніпровського водосховища під впливом антропогенних факторів // Наукові записки. Серія: біологія. Спеціальний випуск гідроекологія. Тернопільський педуніверситет № 3 (14) 2001. с. 49 – 50.

3. Кузьменко М.И. Распределение радионуклидов в экосистеме мелководного биотопа // Гидробиол. журнал. – 1996. – Т. 32, № 6. С. 42 – 51.

4. Широка З.О. Накопичення радіонуклідів вищими водними рослинами Дніпровських водоймищ: Автореф. канд. біол. наук. – К. 1955. – 25 с.

5. Ляшенко В.І. Жовті Води: уранова сировина та екологічна безпека // Рідна природа. – 1999. – №1. – С. 69 – 71.

6. Лаврова Т.В., Дворецкий А.И., Белокопъ А.С. Содержание природных радионуклидов в р. Ингулец и ее притоках // Международная конференция «Экология кризисных регионов Украины». – Дн-ск., РВВ ДНУ, 2001 – с. 128.

7. Соботович Э.В., Ольховик Ю.А., Головкин Н.Ф. Формы нахождения радионуклидов в речных взвесах на примере р. Припять. – Докл. АН УССР, 1991. – № 6. – С. 176 – 179.

СУЧАСНИЙ СТАН ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ПРИДНІПРОВ'Я

**А.С. КИРИЛЕНКО, М.В. ШВАЙКОВСЬКИЙ, О.В. ЧЕХУН,
В.Г. АНДРЕЄВ, А.І. ДВОРЕЦЬКИЙ**

*Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара
Дніпропетровське обласне управління водного господарства
Державне управління охорони навколишнього природного середовища
в Дніпропетровській області*

Дніпропетровська область характеризується потужним промисловим потенціалом, розгалуженим сільським господарством, вигідним географічним положенням, багатими природними ресурсами, високим рівнем розвитку транспорту й зв'язку.

За сучасними даними фундаментальних та прикладних досліджень вчених України, Білорусії та Росії, проблема забруднення поверхневих та підземних вод у басейні р. Дніпро внаслідок розташування і функціонування великої кількості промислових і паливно-енергетичних (в тому числі АЕС) об'єктів, об'єктів з видобутку і переробки уранової сировини та інших стає дедалі актуальнішою. Значна частина цих об'єктів розташована в межах Дніпропетровської області. У зв'язку з цим гідроекологічна ситуація окремих акваторій характеризується як передкризова та кризова, коли самовідновлювальна здатність р. Дніпро, його приточної системи не забезпечує екологічної рівноваги.

У межах мегаполісу, який утворений містами Дніпропетровськ та Дніпродзержинськ, загальною площею більше 600 км², щорічно формується близько 422 млн. м³ забруднюючих зворотних вод (69% від загального обласного обсягу), які відводяться у річки Дніпро, Самара та Мокра Сура в основному без очищення або частково очищені.

Крім того, з забудованої території мегаполісу відводиться великий обсяг стічних вод, що утворюються внаслідок випадання атмосферних опадів (поверхневий стік).

Відносно поверхневого стоку слід відзначити, що відсутність достатньо достовірних і систематизованих даних щодо його якіс-

ної характеристики є однією із причин недооцінки цього джерела забруднення. Відведення цих неочищених стоків призводить до замулення акваторії, забруднення її нафтопродуктами, важкими металами, погіршення санітарного режиму, різкого збільшення вмісту зависей. Особливо це стосується ж/м Парус та Красний Камінь, поверхневий стік з яких може прямо впливати на Кайдацький водозабір.

Взагалі в Дніпровському водосховищі спостерігається наявність локального забруднення за хімічними показниками в таких основних зонах, як стоки заводу ім. Петровського, річпорти м. Дніпропетровська та Дніпродзержинська, гирло р. Самари та Мокрої Сури.

Дуже поширеними чинниками токсифікації поверхневих вод басейну середнього Дніпра залишаються нафтопродукти, які в різних кількостях були присутні майже у кожній пробі води. Вміст нафтопродуктів у воді досліджених біотопів перевищував рибогосподарські ГДК навесні – від 7,2 до 59,2 раза; влітку – від 5,2 до 23,2 раза, восени – від 3,2 до 16,6 раза. Нафтопродукти у такій високій концентрації у воді впливають на процеси центральної нервової системи риб, процеси проникнення клітинних мембран, особливо у зябрах – на збільшення пасивного транспорту та пригнічування механізму активного транспорту іонів, в кінцевому рахунку – на нерестові процеси.

За проведеною екологічною оцінкою, якість води у водосховищі коливалася від чистої до слабо забрудненої і належала до класу від II до III (II клас – чиста, включає в себе дві категорії 2 та 3; III – забруднена), категорії 2 (чиста), 3 (досить чиста) до 4 (слабо забруднена).

За бактеріологічними показниками, якість води у Дніпровському водосховищі є досить неоднорідною, коливаючись від дуже чистої та цілком чистої (Кайдацький водозабір, створ с. Військового) до помірно та сильно забрудненої (гирло р. Сури, гирло р. Коноплянки); вода у фарватері Дніпровського водосховища, за показниками гетеротрофної бактеріофлори ($0,1 - 0,5$ тис. кл/см³), є цілком чистою та дуже чистою; різке підвищення показників гетеротрофної бактеріофлори відмічається у воді, що приносять у Дніпровське

водосховище його притоки (річки Коноплянка, Самара, Сура) (5,0 – 8,0 тис. кл/см³).

На стан фітопланктону негативно впливає скид промстоків правобережної групи заводів м. Дніпропетровська і комбінованого скиду стоків у р. Мокра Сура.

Еколого-санітарні та трофобіологічні показники розвитку фітопланктону дозволяють характеризувати всі зони як бетамезосапробні з тенденцією підвищення сапробності в напрямку до низу водосховища. В цілому якість води відповідає категорії «задовільна», за ступенем забрудненості – «слабко забруднена», за трофністю категорії – «евтрофна». Але влітку в місцях нагону водоростей вода була дуже забруднена.

Вивчення антропогенної трансформації рослинності Дніпровського водосховища показало, що заростання акваторії дуже нерівномірне: на Дніпровському плесі – від 1,7%, у межах м. Дніпропетровська – до 20,9%, на Самарському плесі – від 34% до 65%.

Розвиток зоопланктону влітку можна визначити як «низький» для пелагіалі та для відносно чистих ділянок літоралі, як «нижче середнього» для заростей рдеснику, та «дуже низький» – для забруднених ділянок літоралі водосховища. Для забруднених ділянок не притаманні загальні закономірності розвитку планктофауни у той чи інший рік. Так, у р. Мокра Сура біомаса була максимальною у 2008 р., а у відкритій літоралі водосховища – у 2007 р.

Серед забруднених ділянок найбільшу біомасу зоопланктону зафіксовано на 1 км нижче стоку очисних споруд Самарської затоки та в гирлі р. Мокра Сура – 955,2 мг/м³ та 558 мг/м³ відповідно. На обох ділянках домінували коловертки рр. *Asplanchna*, *Synchaeta*, *Brachionus*, розвиток яких був викликаний значним вмістом у цих стоках органічної речовини.

На стан екосистем Дніпровського водосховища впливає радіоактивне забруднення природними (U, Ra та ін.) та штучними радіонуклідами (Sr-90, Cs-137), які по харчовому ланцюгу потрапляють до організму людини.

Вплив чинників антропогенного походження проявляється у збільшенні рівня радіоактивного забруднення компонентів водного

середовища, в порушенні закономірностей розподілу гідробіонтів та за вмістом у них радіоактивних елементів. Накопичення радіонуклідів визначається вмістом у них абіотичних компонентів, фізіологічними особливостями розвитку організмів, надходженням їх із їжею до інших видів гідробіонтів.

Уран може накопичуватись в живих організмах. Величина накопичення при різних шляхах надходження залежить від розчинності його сполук. В організмі дорослої людини затримується в середньому 1,1% урану, переважно в кістках. При тривалому надходженні до організму важкорозчинних сполук урану може розвиватись хронічна променева хвороба. Мінімальна значуща активність для природного урану $3,7 \cdot 10^6$ Бк, для збагаченого урану – 235 – $3,7 \cdot 10^4$ Бк.

Радій-226 – радіонуклід з високою радіоактивною токсичністю. До організму людини надходить з продуктами харчування (близько 90%) і водою. Накопичується у кістковій тканині і може спричинити радіаційний остеоїт, при якому кістки стають ламкими, за певних доз – злоякісні новоутворення, найчастіше остеосаркоми.

Так, за даними радіоекологічних досліджень, найбільші показники цезію відмічені в занурених рослинах, значно менші – в повітряно-водних. Вміст цезію-137 становив від 0,2 до 26,4 Бк/кг, радію – від 0,4 до 7,1 Бк/кг, калію-40 – від 112,4 до 612,4 Бк/кг. Показники коефіцієнтів накопичення цезію-137 коливалися від 10,7 до 880. Високі показники відмічені в занурених рослинах, найменші – в повітряно-водних. За вмістом цезію рослини можна розташувати в такий ряд: рдест пронзенolistий > рдест гребінчастий > ро́голи́сник < тростина < ро́гіз.

На теперішній час вміст урану у воді водосховища знаходиться в межах 0,025 – 0,12 Бк/л. Найбільші показники відмічені в р. Коноплянка, біля дамби хвостосховища, та в гирлі. В р. Мокра Сура вміст урану перевищує середні показники по водосховищу в 2 – 3 рази, в р. Самара вміст урану в воді майже на однаковому рівні з середніми показниками по водосховищу.

Взагалі актуальність екологічних проблем Дніпровського водосховища відображена у відповідних державних постановах, в

Національній програмі екологічного оздоровлення басейну Дніпра та поліпшення якості питної води, проєктах благоустрою узбережжя та інше. Але на регіональному рівні вирішення завдань щодо поліпшення стану поверхневих вод залишається досить складним у зв'язку з відсутністю чітких уявлень щодо прогностичних тенденцій подальшого розвитку еколого-токсикологічної та ресурсної ситуації у водосховищі на його окремих акваторіях та ділянках, що підлягають антропогенній трансформації різного характеру: втручання в гідрологічний режим, зміни характеру та кількості стоків, некерованість використання та охорони рибних запасів, відсутність рекреаційного планування та інше.

До цього слід додати, що слабкою стороною сучасного моніторингу поверхневих вод є відсутність дійової системи спостережень за такими складовими трофічного ланцюга водних біоресурсів, як бактерії, водорості, безхребетні, що відіграють визначну роль у процесах кругообігу речовин, самоочищення води, утворенні кормової бази риб, що становлять кінцеву ланку живлення гідробіонтів та мають суттєве значення в харчовому раціоні населення.

Провідні водоохоронні структури, науково-дослідні та проєктні організації, моніторингові служби державного та регіонального масштабу володіють достатнім об'ємом архівних та сучасних даних для оцінки ситуації, що склалася на всьому Дніпровському водосховищі. Узагальнення їх, проведення необхідних додаткових, уточнюючих, коректуючих та інших досліджень, крупномасштабне регіональне картування забрудненості та інших характеристик водойми зможуть чітко та переконливо окреслити проблемні акваторії, надати уявлення для широкої громадськості та управлінських структур, дати можливість розробити дійові водоохоронні заходи на різних рівнях організації водоспоживання та водокористування Дніпровським водосховищем.

НЕКОТОРЫЕ ОСОБЕННОСТИ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА ДНЕПРОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

И.П. ТРУБАРА, А.С. КИРИЛЕНКО, А.И. ДВОРЕЦКИЙ

Днепропетровский национальный университет им. Олеся Гончара

Формирование гидрохимического режима на современном этапе проходит под влиянием внешних факторов, таких как сток, что питает водоем, количество осадков, антропогенная нагрузка, а также скорость водообмена и внутриводоемные процессы, среди которых большую роль играет самозагрязнение водохранилища вследствие гиперкумуляции сине-зеленых водорослей.

Это обусловлено зарегулированностью водного стока в связи с созданием каскада водохранилищ, а также дополнительной антропогенной нагрузкой на водные экосистемы. Однако содержание отдельных основных ионов и величина общей минерализации в воде днепровских водохранилищ (за исключением некоторых притоков) практически не превышала ПДК для питьевого водоснабжения (Осадчий, 2003). Повысилось содержание фосфатов – с $0,015 \text{ мг/дм}^3$ до $0,09 \text{ мг/дм}^3$.

Одним из важных показателей, что влияет на структуру гидробиоценоза, является солевой состав воды. За весь период существования водохранилища минерализация воды в нем увеличилась на 45%, за счет повышения роли поверхностного стока, поступления минеральных веществ с притоками, сбросов промышленных сточных вод и др. Колебания этого показателя по годам зависят от водности года. Ионный состав практически не изменяется. Сезонные изменения общей минерализации слабо выражены. Доминирующими ионами в водохранилище являются HCO_3^- (30-40%экв) и Ca^{2+} (28-40%экв). За ионным составом вода считается α -гипосоленой, гидрокарбонатно-кальциевой II типа: перераспределение между отдельными ионами дало увеличение части хлоридов, сульфатов, ионов натрия. По этим показателям качество воды хорошее. Концентрации характеризуются высокими коэффициентами корреляции для HCO_3^- и Ca^{2+} (до 95). Немного ниже коэффициенты для Mg^{2+} и Cl^- (0,7-0,9) и SO_4^{2-} (0,5-0,9) (Дворецкий и др. 2000).

В настоящее время минерализация воды в Днепровском водохранилище весной достигает 430 мг/дм^3 в результате поступления талых вод. В связи с отсутствием водообмена в летний период наблюдалась стратификация минерализации с ее повышением в придонных слоях.

Явление дефицита растворенного кислорода в водохранилищах наблюдается не только в зимний период, но и в летний, при низких уровнях воды. В местах скопления водорослей и разложения фитопланктона, что отмирает, уже на глубине 3 м наблюдается кислородный дефицит, а в придонных слоях появляется сероводород. На наиболее загрязненных участках водохранилища (ДМЗ, сток завода им.Петровского) наблюдалось резкое падение содержания кислорода в воде.

Вдоль всего водохранилища по станциям концентрация кислорода в воде варьирует в пределах от $0,2\text{--}10,7 \text{ мг/дм}^3$. Т.е. дефицит кислорода локальный и не распространяется на весь водоем. Уже на соседних участках наблюдается повышение этого показателя, что свидетельствует о наличии резервных возможностей экосистемы для быстрого самовосстановления.

Двуокись углерода присутствует в воде почти постоянно, увеличиваясь в придонных слоях, что подтверждает данные об образовании кислородного дефицита, особенно на больших глубинах.

Величины pH по станциям изменяются в среднем в интервале от 6,0 до 10,0, преимущественно в щелочном диапазоне, что характерно для Днепровского водохранилища, где, за многолетними наблюдениями, средний уровень pH составляет 7,0–8,0. Лишь летом, в условиях кислородного дефицита в придонных слоях, величина pH снижается до 6,0.

Высокие величины pH являются причиной сдвига карбонатно-кальциевого равновесия в сторону образования пресыщенных растворов.

Наличие в незагрязненных поверхностных водах ионов аммония (NH_4^+) связано с процессами биохимической деградации белковых соединений, дезаминированием аминокислот, разложением мочевины и т.п. Увеличение концентрации ионов NH_4^+ наблюдается в периоды отмирания водных организмов, особенно в местах их скопления. Значительные количества аммонийного азота поступают в водоем с поверхностным стоком и с атмосферными осадками.

Содержание биогенных элементов в воде варьирует и изменяется по сезонам, а также в зависимости от глубины и участка водохранилища. Содержание неорганических форм азота отличается большим размахом величин. Например, для аммонийного азота – от 0 до 1 мг/дм³. На нескольких участках (стоки завода им. Петровского, речпорт г.Днепропетровска, ливнесток г. Днепропетровска) наблюдалось превышение рыбохозяйственных ПДК (0,5 мг/дм³). Максимум концентраций аммонийного азота (до 3,0 мг/дм³) достигает летом в придонных слоях, где накапливаются продукты первичной минерализации органических веществ.

Повышение концентрации аммонийного азота в воде зависит от водности года. Она выше в маловодные годы, когда уменьшается скорость течения и проточности водоемов, а также снижается концентрация растворенного кислорода.

Концентрации нитритов, наибольшие величины (до 0,4 мг/дм³) приходится на ранневесенний период, что является результатом минерализации азотсодержащих соединений на протяжении зимы. Их содержание не превышает сотых частей миллиграмма в 1 дм³. Учитывая величину рыбохозяйственных ПДК, можно сделать вывод об их превышении на целом ряде участков (завод им. Петровского, устье рек Самара, Мокрая Сура, Шиянка). Осенью содержание нитритов в воде становится, как правило, минимальным, а именно, снижается до нуля.

Повышение концентрации ионов NO_2^- может быть обусловлено усилением процессов разложения органических остатков в условиях замедленного окисления NO_2^- до NO_3^- .

Содержание нитрат-ионов (NO_3^-) среди биогенов отличается большой дисперсностью величин: интервал размаха составил 4 порядка, но ни на одном участке водохранилища не было установлено превышение ПДК (40 мг/л) для рыбохозяйственных водоемов. При увеличении их содержания санитарное состояние водоема ухудшается. Наличие в поверхностных водах NO_3^- обусловлено процессом нитрификации. Снижение концентрации ионов NO_3^- наблюдается в периоды развития и активности фитопланктона и денитрофицирующих бактерий. Смещение баланса окислительно-восстановительных процессов на большинстве исследованных участков в

сторону восстановления, — создает неблагоприятные условия для самоочищения водоема.

Полученные данные показывают заметное загрязнение воды легкоокисляемыми органическими веществами, особенно в стоках завода им. Петровского, речпортах гг.Днепропетровска и Днепродзержинска, в реках Самара, Орель, Шиянка и Мокрая Сура. Летом их концентрация выше, чем осенью, т.к. содержание органических веществ поддается сезонным колебаниям и зависит от общей биологической продуктивности водоема, степени его загрязнения, а также от влияния аллохтонных органических соединений природного происхождения. Перманганатная окисляемость воды (ПО) поверхностного слоя выше, чем придонного, причем это прослеживается летом и осенью. На отдельных станциях отбора проб воды максимальные величины ПО в прошлом почти в 1,5 -2 раза выше значений, которые характеризовали этот показатель на других станциях отбора проб воды. Летом ПО воды достигла около 20 мг О/дм³ в поверхностном слое и не больше 15,0 мг О/дм³ в придонном горизонте. Существенное влияние на уровень загрязнения органическими веществами оказывает водность года.

Величины биохимического потребления кислорода за определенный промежуток времени (чаще на протяжении 5 суток (БПК₅) или 15-20 суток (БПК_{полн.})) широко используются для оценки степени загрязнения водоема и содержания легкоокисляемых органических веществ. Чем выше их концентрация, тем большее потребление (расход на их окисление). Результаты исследований показали, что значения БПК₅ находились в пределах 1,2-7,0 мг О/дм³. Однако не прослеживалось зависимости между величинами показателей ПО и БПК₅. Величины БПК₅ для незагрязненных поверхностных вод колеблются в пределах от 0,5 до 4,0 мг О/дм³ и поддаются сезонным и суточным колебаниям.

Полученные данные выходят за рамки определенного интервала лишь на наиболее загрязненных участках (стоки завода им. Петровского, речпорты гг.Днепропетровска и Днепродзержинска), что свидетельствует о незначительном загрязнении воды нестойкими органическими веществами.

Вода ряда участков Днепровского водохранилища по средним величинам содержания сульфатов, аммонийного, нитритного азота, а

также легкоокисляемых веществ, БПК₅ принадлежит преимущественно к III-V классам, 5-7 категорий, т.е. меняется от умеренно загрязненной до очень загрязненной. На других участках она принадлежит к I и II классам, 1-3 категории, т.е. в основном чистая и достаточно чистая.

Подытоживая обсуждение результатов, можно констатировать, что верхний участок Днепровского водохранилища находится, как и ранее, под воздействием антропогенного пресса. Это проявляется прежде всего в достаточно низком содержании растворенного кислорода и существенном недонасыщении им воды. Причем такое явление сохраняется не только летом, но и осенью и зимой. В воде накапливаются ионы аммония, поскольку из-за недостатка кислорода замедляется процесс нитрификации. Не исключается также поступление определенного количества этой формы неорганического азота из донных отложений в условиях дефицита O₂ в придонном горизонте. Особенно заметно это проявляется в летнее время года. Повышенное содержание легкоокисляемых органических веществ также свидетельствует о загрязнении водохранилища. Их окисление, по всей видимости, замедляется в связи с низкими величинами концентрации растворенного кислорода. Данные по БПК₅ возможно занижены и не отражают реальной ситуации с загрязнением воды легкоусвояемыми органическими соединениями. По-видимому, это обусловлено угнетением жизнедеятельности гидробионтов, в том числе микроорганизмов, участвующих в разложении указанных органических веществ, токсическими веществами.

В итоге фазовые изменения динамики гидроэкологических процессов отражаются на высшем звене трофической цепи – рыбе, представляющей особый интерес для человека. В связи с этим предлагается применение в гидроэкологическом мониторинге фазовой карты водоема или отдельной акватории, в которой были бы представлены данные о динамике различных показателей ежемесячно на протяжении года в виде таблиц, диаграмм, графиков и т.п., учитывающие природную ритмичность процессов для случаев различного целевого использования, в том числе для общего мониторинга водных экосистем, разработки мероприятий по охране, рыбохозяйственному использованию, для водоснабжения населенных пунктов и др.

ЕКОЛОГО-ГІДРОХІМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА СКИДНИХ ШАХТНИХ ВОД ЗАХІДНОГО ДОНБАСУ

**В.І. ОНИЩЕНКО, С.Г. ІЗМАЙЛОВ, А.С. КИРИЛЕНКО,
Р.Ю. АЛТУХОВ**

*Дніпропетровське відділення Українського державного геологорозвідувального
інституту, Дніпропетровський національний університет,
ВАТ «Павлоградвугілля»*

При побудові вугільної шахти і наступній її експлуатації порушується цілісність водоносних горизонтів. Підземні води із вищезалягаючих, а при наявності тектонічних порушень із нижчезалягаючих водоносних горизонтів проникають у гірничі виробки вугільної шахти і утворюють шахтні води. Ці води збираються в шахті в один або декілька водозбірників, а потім звідти відкачуються на поверхню у ставки-відстійники. Потім після нетривалого відстоювання вони скидаються у балки, де утворюють техногенні струмки, що живлять місцеві річки.

Формування хімічного складу шахтних вод у межах території досліджень багато в чому визначається умовами обводнення вугільних пластів, що розробляються. За умовами обводнення вугільні шахти Західно-Донбаського вугільного родовища підрозділяються на дві групи – Центральну і Східну.

В Центральну групу входить 6 шахт (Тернівська, Павлоградська, Благодатна, ім. Героїв Космосу, Західно-Донбаська, Самарська) із сумарним водовідливом $\sim 1,4$ тис. $\text{м}^3/\text{год}$, у Східну – 5 шахт (діючі шахти Степова, Ювілейна, ім. Сташкова, Дніпровська та закрита шахта Першотравнева) із сумарним водовідливом $\sim 3,6$ тис. $\text{м}^3/\text{год}$.

Шахтами Центральної групи розробляються вугільні пласти «закритого» типу, що не мають гідравлічного зв'язку з водоносними горизонтами покривних (посткарбонових) відкладень в межах всієї площі шахтного поля (шахти Західно-Донбаська і ім. Героїв Космосу), а також вугільні пласти «напівзакритого» типу, що мають гідравлічний зв'язок з водоносними горизонтами вищезалягаючих покривних відкладень в межах частини шахтного поля (шахти Тернівська, Павлоградська, Благодатна, Самарська).

Шахтами Східної групи розробляються вугільні пласти «відкритого» типу, що виходять безпосередньо під водонасичені бучацькі піски та мають з ними активний гідравлічний зв'язок.

На шахтах, де розробляються вугільні пласти «закритого» типу, водопрпливи формуються лише за рахунок природних запасів підземних вод вугленосної товщі і характеризуються малими величинами (36-54 м³/год). На шахтах, де до розробки належать вугільні пласти «напівзакритого» типу, водотоки в гірничі виробки формуються додатково і за рахунок надходження води із верхніх водонесних горизонтів, в т.ч. бучацьких відкладень, та характеризуються більш високими величинами (250-450 м³/год). Максимальними водопрпливами (до 1200 м³/год і більше) характеризуються шахти, які розробляють вугільні пласти «відкритого» типу.

Таким чином, при розробці пластів «закритого» типу в обводненні гірничих виробок шахт беруть участь лише високомінералізовані хлоридно-натрієві підземні води продуктивної товщі, що знаходяться в зоні уповільненого і застійного режиму. Внаслідок цього шахтні води на скиді мають мінералізацію 22,5-33 г/дм³ такого ж хімічного складу (шахта Західно-Донбаська, ім. Героїв Космосу). В той же час при розробці вугільних пластів «напівзакритого» типу мінералізація скидних шахтних вод, внаслідок часткового підтоку в гірничі виробки менш мінералізованих підземних вод покрівельних відкладень, помітно нижча – 1,8-17,5 г/дм³ (шахти Тернівська, Павлоградська, Самарська, Благодатна). Характерно, що, крім шахти Тернівська, де скидні води мають багатокомпонентний по аніонах і катіонах склад, на інших шахтах скидні води мають хлоридно-натрієвий склад. У східній частині вугільного родовища, де розробляються вугільні пласти «відкритого» типу (шахти Дніпровська, ім. Сташкова, Степова, Ювілейна), на формування хімічного складу шахтних вод більший вплив мають маломінералізовані води бучацьких відкладень, які складають основну частину водопрпливів до шахт. Тут скидні води на 3-х шахтах із 4-х працюючих мають мінералізацію 2,9-3,1 г/дм³ і сульфатно-хлоридний по аніонах та багатокомпонентний по катіонах склад. Винятком є шахта Дніпровська, скидні води якої, у зв'язку з відсутністю у більшості вугільних пластів, що розробляються, безпосереднього контакту з обводненими бучацькими пісками, мають підвищену мінералізацію і хлоридно-натрієвий склад.

За даними ВАТ «Павлоградвугілля», на території Західного Донбасу із поданих у 2007 р. на поверхню шахтних вод в обсязі 43,44 млн. м³ у ставки-накопичувачі скинуто 39,64 млн. м³ та, у зв'язку з недостатньою ємністю цих ставків, 3,8 млн. м³ скинуто безпосередньо в р. Самара на поле шахти Самарська.

Перепуск шахтних вод із ставків-накопичувачів в р. Самара у 2007 р. склав 21,06 млн. м³. При цьому із ставка у б. Косьмінна в східній частині вугільного родовища в р. Самара було скинуто 12,9 млн. м³ шахтних вод з мінералізацією 3,7 г/дм³ та із ставка в б. Свідовок в центральній частині родовища – 8,2 млн. м³ шахтних вод з мінералізацією 7,0 г/дм³. За період 2006-2007 рр. здійснювали скид шахтних вод: в ставок-накопичувач в б. Таранова шахти ім. Сташкова з мінералізацією 2,3 г/дм³, Дніпровська з мінералізацією 6,8 г/дм³ і Самарська з мінералізацією 8,1 г/дм³; в ставок-накопичувач у б. Косьмінна шахти Ювілейна з мінералізацією 2,3 г/дм³ і Степова – 3,8 г/дм³; в ставок-накопичувач у б. Свідовок шахти Павлоградська з мінералізацією 5,2 г/дм³ і Благодатна – 16,0 г/дм³ та в ставок накопичувач в б. Глиняна шахти Західно-Донбаська з мінералізацією 25,6 г/дм³ і Тернівська – 2,6 г/дм³.

Дослідження показали, що скидні шахтні води також містять у собі ряд потенційно небезпечних мікроелементів: кадмій – до 0,4 мг/дм³ (400 ГДК), бром – до 39,1 мг/дм³ (195,3 ГДК), літій – до 1,32 мг/дм³ (44 ГДК), марганець – до 2,2 мг/дм³ (22 ГДК), стронцій – до 95,0 мг/дм³ (13,6 ГДК) та ін.

Проведене біотестування (тест-об'єкт дафнія (*Daphnia magna* Str.) показало, що скидні шахтні води досліджуваного регіону в тій чи іншій мірі токсичні для живих організмів. Скидні води 4 шахт (ім. Героїв Космосу, Благодатна, Західно-Донбаська, Дніпровська) є високотоксичними, вода шахти Павлоградська – середньотоксична, води шахт ім. Сташкова та Степової – помірнотоксичні, вода шахти Тернівська – малотоксична, води шахт Самарська та Ювілейна – слабкотоксичні. Нетоксичних вод не виявлено.

Таким чином, встановлено, що скидні шахтні води Західного Донбасу містять у собі значні концентрації солей та потенційно небезпечних мікроелементів і можуть негативно впливати на екосистему річки Самари.

СОДЕРЖАНИЕ

Вода: основные проблемы и решения.....	4
Гідрогеохімічний стан донних відкладів р. Устя	10
Вміст есенціальних та токсичних мікроелементів у поверхневих водах на території Дніпропетровської області	15
Оцінка стану гірських гідроекосистем східних схилів Карпат та шляхи їх оптимізації	18
Возможности использования флуориметрического метода определения неорганического селена для гигиенической оценки питьевых вод	21
Антропогенне забруднення води та способи її очищення	23
Питьевая вода – проблемы и пути решения	29
Нетрадиционные способы очистки воды	35
Вода и наше здоровье	39
Поліпропіленові мікрофільтри для очищення води.....	43
Моделирование осветления суспензии фильтрованием и обоснование длительности фильтроцикла	48
Уменьшение жесткости воды кавитацией	54
Влияние pH на интенсивность люминесценции одностенных углеродных нанотрубок в водных средах.....	63
Вода як критерій життя	72
Особливості проведення експедиції по вивченню природних ресурсів Закарпаття туристами НЕНЦ, при несприятливих кліматичних умовах	82
Сучасні проблеми екологічної освіти і виховання студентів та школярів України на прикладі річки Сувій.....	88
Особенности биотопического распространения стафилинид в пойменных экосистемах Каневского водохранилища	102

Изменение состава почвенной мезофауны в поймах малых рек Среднего Приднепровья в связи со строительством осушительно-увлажнительных систем	106
Вплив кисневого режиму на вміст розчинених органічних речовин у воді Київського водосховища.....	110
Реакция гидробионтов на поступление в континентальные водоемы гербицидов	115
Утворення тригалогенметанів при хлоруванні питної води: аспекти забруднення води, вплив на формування онкологічної захворюваності серед населення	121
Спосіб очистки стічних вод процесів хромування	131
Ресурсозберігаюча технологія очистки стічних вод процесу хромування	135
Стан водного середовища і вплив на нього антропогенної діяльності людини.....	140
Очистка шахтных сточных вод для капельного орошения сельскохозяйственных культур	144
Устранение неприятных запахов на канализационных станциях.....	150
Модифицированная древесина – материал подшипников для агрегатов, работающих в водной среде.....	154
Оцінка якості питної води централізованого споживання	156
Комбинированный способ очистки воды в бытовых устройствах.....	159
Очистка поверхностных вод від нафти та нафтопродуктів за допомогою сорбентів на основі рослинних відходів	173
Исследование водостойкости модифицированных базальтонаполненных эпоксидных покрытий.....	175
Дослідження якості води Карачунівського водосховища та розробка еколого-гігієнічних оздоровчих заходів	176

Защита береговой части Днепродзержинского водохранилища от антропогенного воздействия эрозионных процессов	181
Ефективність використання коагулянту марки ПОЛВАК на етапі очищення питної води	185
Комплексне використання водних ресурсів – шлях до вирішення екологічних проблем.....	188
Супрамолекулярный сорбент на основе силикагеля с функциональными группами этилендиаминтетраацетата, получение и использование для аналитического контроля качества вод	194
Применение перспективных технологий и новых реагентов в процессе водоподготовки на водопроводных очистных сооружениях КП «Компания «Вода Донбасса»	196
Формы миграции хрома в абиотических компонентах Киевского водохранилища	202
Оценка экологического состояния ресурсов подземных вод в Луганской области.....	206
Пути улучшения экологического состояния водных ресурсов николаевщины	211
Плазмохімічне кондиціювання води у процесі солодощення	214
Плазменный метод очистки и обеззараживания водных сред от опасных химических и биологических веществ	216
Плазмохимическая водоподготовка для систем оборотного водоснабжения	218
Решение кинетической задачи химических превращений в водных растворах с использованием MATHCAD PROFESSIONAL.....	220
Особливості міграції алюмінію у поверхневих водоймах різного типу	223

Чисельне моделювання процесів забруднення річок при аварійних ситуаціях	234
Проблема ликвидации последствий аварийных разливов при транспортировке опасных грузов	236
Обробка технологічних розчинів виробництва друкованих плат	238
Моделирование эффективности защиты подземных вод при техногенных катастрофах	243
Качество питьевой воды в Бердянске	247
Влияние уровня грунтовых вод на рост сосновых насаждений в условиях Восточного Донбасса	251
Закономірності розвитку сапрофітної мікрофлори в Дніпровському водосховищі	256
Закономірності «цвітіння» води Дніпровського водосховища	262
Особливості радіоактивного забруднення води та донних відкладів у Дніпровському водосховищі	267
Сучасний стан водних екосистем Придніпров'я	271
Некоторые особенности гидрохимического режима Днепровского водохранилища	276
Еколого-гідрохімічна характеристика скидних шахтних вод Західного Донбасу	281

Наукове видання

IX науково-практична конференція

«ВОДА: ПРОБЛЕМИ І ВИРІШЕННЯ»

Матеріали конференції

Відповідальний за випуск
Павло Іванович Ломакін

Українською та російською мовами

Редактор Г. П. Калиниченко
Технічний редактор Н. В. Туник
Коректор Н. О. Єлісєєва
Комп'ютерна верстка В. В. Суглобової

Здано на складання 17.06.2010. Підписано до друку з оригінал-макета 30.09.2010.
Формат 84х108^{1/32}. Папір офсетний. Гарнітура Times. Друк офсетний. Ум. друк. арк. 15,28.
Ум. фарбовідб. 15,60. Обл.-вид. арк. 15,09. Наклад 500 прим. Вид. № 333. Зам. № .

Видавничо-творчий центр «Гамалія»,
49050, м. Дніпропетровськ, вул. Лізи Чайкіної, 9.

Свідцтво про внесення до Державного реєстру суб'єктів видавничої справи.
Серія ДК № 414 від 11.04.2001 р.

Віддруковано ФОП Лопатніков С. Г.
49000, м. Дніпропетровськ, вул. Леніна, 41, кім. 122.
Свідцтво про Державну реєстрацію Серія В01 № 547146 від 28.11.2002 р.

ISBN 978-966-467-099-6