

Расчет экономической эффективности базового и пилотного вариантов проводится в равных условиях эксплуатации, представленных в таблице 2.

**Таблица 2.** Равные условия эксплуатации базового и пилотного вариантов охлаждения молока

Количество циклов охлаждения молока в сутки	1
Количество суток работы молокоохладителя в год	365
Стоимость покупной электроэнергии для нужд МТФ (по состоянию на I кв. 2010 г.)	375 руб/кВт·ч

Расчет экономии топливно-энергетических ресурсов (ТЭР) при использовании комплекса «Х-ТЭК» для холодильного оборудования МТФ в сравнении с базовым вариантом приведен в таблице 3.

**Заключение**

1. Внедрение комплекса «Х-ТЭК» при модернизации молокоохладителей МТФ приводит к существенному снижению удельного расхода электроэнергии на технологические нужды (с 22,1 МВт·ч до 12,3 МВт·ч в год), включающие охлаждение молока и нагрев

воды для мойки оборудования, а также способствует улучшению социально-бытовых условий работников ферм.

2. Согласно данным таблицы 1, годовой экономический эффект от внедрения комплекса «Х-ТЭК», только лишь на одной ферме, в эквиваленте топливозамещения составляет 13,1 тут электроэнергии, что в действующих ценах на энергоресурсы в 2010 году равно 17,56 млн. руб./год.

**СПИСОК ЦИТИРОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ**

1. Директива №3 от 14 июня 2007 г. Экономия и бережливость – главные факторы экономической безопасности государства. – Мн., 2007. – 6 с.
2. Методические рекомендации по составлению ТЭО для энергосберегающих мероприятий/Комитет по энергоэффективности – Мн., 2003. – 55 с.
3. Павлов, К.Ф. Примеры и задачи по курсу процессов и аппаратов химической технологии / К.Ф. Павлов [и др.]. – М.: Химия, 1987.
4. Кафаров, В.В. Анализ и синтез химико-технологических систем / В.В. Кафаров, В.П. Мешалкин – М.: Химия, 1991. – 432 с.
5. Зеликовский, И.Х. Малые холодильные машины и установки / И.Х. Зеликовский, А.Г. Каплан – М.: Агропромиздат, 1989.
6. Пластинчатые теплообменники «Альфа-Лаваль» для холода / С.Л. Аес, S.T.Enhede – Alfa-Laval, 2008.

**Таблица 3.** Расчет экономии ТЭР при использовании комплекса «Х-ТЭК» в инфраструктуре молокоохладителя МОР-6000М

Параметр	Вариант	
	Базовый	Пилотный
1. Годовой расход электроэнергии на привод компрессора	3,94·365·15,4 = 22,146 МВт·ч	3,01·365·11,23 = 12,338 МВт·ч
2. Годовая экономия электроэнергии на привод компрессора	22,146 – 12,338 = 9,8 МВт·ч	
3. Эффект энергосбережения за счет использования тепла от охлаждения и конденсации паров фреона для приготовления горячей воды для нужд МТФ	33,7·365·3,01 = 37,02 МВт = 32 Гкал	
4. Максимальный объем нагретой воды за цикл охлаждения молока	2,48 м <sup>3</sup> /цикл	
5. Суммарная экономия электроэнергии по п.п.2 и 3	9,8 + 37,03 = 46,83 МВт·ч	
6. Годовой экономический эффект энергосбережения в денежном выражении	46,83·1000·375 = 17,56 млн. руб/год	
7. Эквивалент топливозамещения	46,83·0,28 = 13,1 тут/год	

Материал поступил в редакцию 10.01.10

**APHANASENKO E.V., LEVDANSKIJ S.R., NESTEROV M.V. The energy is protected by technologies for a refrigerating machinery of the agricultural enterprises**

The article deals with the problem of using energy saving technologies in the primary processing of milk on dairy-trading farms of agricultural enterprises of the Republic of Belarus.

УДК 543.3:543.422

**Головач А.П.**

**ФЛУОРЕСЦЕНТНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ГУМУСОВЫХ КИСЛОТ ПОВЕРХНОСТНЫХ ПРИРОДНЫХ ВОД**

**Введение.** Экологическое состояние водных объектов, санитарно-гигиенические качества воды, ее технологические свойства в значительной мере определяет суммарное содержание в природных водах органических веществ (ОВ). Этот показатель используется для решения различных задач, о его важности говорят попытки модификации химических методов оценки данного показателя (по окисляемости, химическому или биохимическому потреблению кислорода).

Для природных поверхностных вод Республики Беларусь наряду с исключительным разнообразием состава растворенных органических веществ (РОВ) характерен широкий диапазон вариаций в содержании отдельных компонентов, а также доминирование природных высоко-

молекулярных гидрофильных веществ гумусовой природы, которые представляют собой биохимические устойчивые полифункциональные соединения, обладающие свойствами слабых кислот. Гумусовые вещества (ГВ) разделяют на гуминовые кислоты (ГК) и фульвокислоты (ФК), которые различаются по растворимости в кислых водных средах (при pH<1 ФК растворимы, а ГК полностью выпадают в осадок). В поверхностных водах гумусовые вещества составляют 60–90 % от общего количества РОВ и, находясь в растворенном, коллоидном и взвешенном состоянии, формируют, в основном, естественный фон примесей. В силу специфики строения, обусловленной наличием гидрофобного ароматического каркаса и богатой функциональными групп-

**Головач Анна Петровна**, доцент кафедры инженерной экологии и химии Брестского государственного технического университета. Беларусь, БрГТУ, 224017, г. Брест, ул. Московская, 267.

пами углеводно-пептидной периферии, гумусовые кислоты проявляют макролигандные свойства. Они склонны образовывать с металлами устойчивые комплексные соединения хелатного типа, в результате чего металлы изменяют токсичность и приобретают миграционные свойства гумусовых кислот [1, 2].

Гумусовые вещества в водных экосистемах взаимодействуют не только с металлами, но и с органическими загрязнителями. Эти высокомолекулярные соединения природного происхождения могут увеличивать кажущуюся растворимость неполярных соединений, связывать органические соединения как ковалентными связями, так и с образованием комплексов с переносом заряда, водородными и ван-дер-ваальсовыми связями. Гуминовые и фульвокислоты увеличивают в несколько раз растворимость пестицидов (ДДТ), *n*-алканов и полиароматических углеводородов, кроме того, могут ускорять гидролиз пестицидов, влиять на результаты определения полиароматических углеводородов в водах, фотосенсибилизировать разложение некоторых загрязняющих веществ, изменять летучесть и биоусвояемость связанных фракций различных органических соединений [3, 4]. Наличие гумусовых веществ снижает биоусвояемость многих гидрофобных органических токсикантов, так как образующиеся комплексы не способны к диффузии через клеточную мембрану.

С гигиенической точки зрения, гумусовые кислоты безвредны, однако они значительно влияют на органолептические свойства питьевой воды, придавая ей желто-коричневую окраску и снижая вкусовые качества, усложняют технологию водоподготовки и при хлорировании питьевой воды являются источником мутагенных соединений. Другим отрицательным качеством гуминовых кислот, находящихся в воде рек и озер, является большое потребление ими растворенного кислорода, что приводит к его резкому снижению в период ледостава и заморным явлениям гидробионтов, особенно рыбы.

Таким образом, гуминовые и фульвокислоты выполняют важные функции в гидросистеме: влияют на процессы самоочищения водоемов и обуславливают качество воды. Поэтому изучение их состава и содержания в поверхностных водах важно с точки зрения оценки уровня загрязненности водоемов, контроля их продуктивности, степени очистки воды для промышленных и питьевых целей, изучения состояния микрокомпонентов и форм их миграции.

**Спектроскопия гумусовых кислот.** Определение химического состава органических веществ природных вод в виде реально существующих соединений является одной из центральных проблем гидрохимии. Несмотря на то, что методы определения индивидуальных органических веществ непрерывно развиваются, унифицированные методики определения гумусовых кислот весьма трудоемки. В этой связи особое значение приобретают оптические методы, т.к. их характеризует экспрессность, дистанционность, универсальность, высокая избирательность и чувствительность [5].

Для изучения спектральных характеристик гумусовых кислот были использованы образцы речных и торфяно-болотных вод, а также выделенные из них гумусовые кислоты и их фракции. Исследуемые образцы вод и их органических компонентов поглощают во всей области 200–800 нм с максимумом при 200 нм. Оптическая плотность растворов ОВ резко возрастает с 400 нм в сторону уменьшения длины волны. Адсорбция света ГВ убывает приблизительно экспоненциально на всем протяжении ультрафиолетовой и видимой области. Интенсивность поглощения в ультрафиолетовой области спектра естественных углеводородов (на единицу веса) в 10–20 раз меньше соответствующих величин растворов ГВ, что, по-видимому, связано с практическим отсутствием полициклических компонентов. Световая адсорбция ГВ в области 300–400 нм приводит к флуоресцентной эмиссии, имеющей широкий максимум около 450 нм (рис. 1), при возбуждении в более длинных длинах волн интенсивность пика убывает и смещается в красную область (рис. 2). Широкие частично перекрывающиеся спектры возбуждения и эмиссии и смещение максимума эмиссии вместе с длиной волны возбуждения свидетельствуют о мультиплетных флуорофорах в этих материалах.

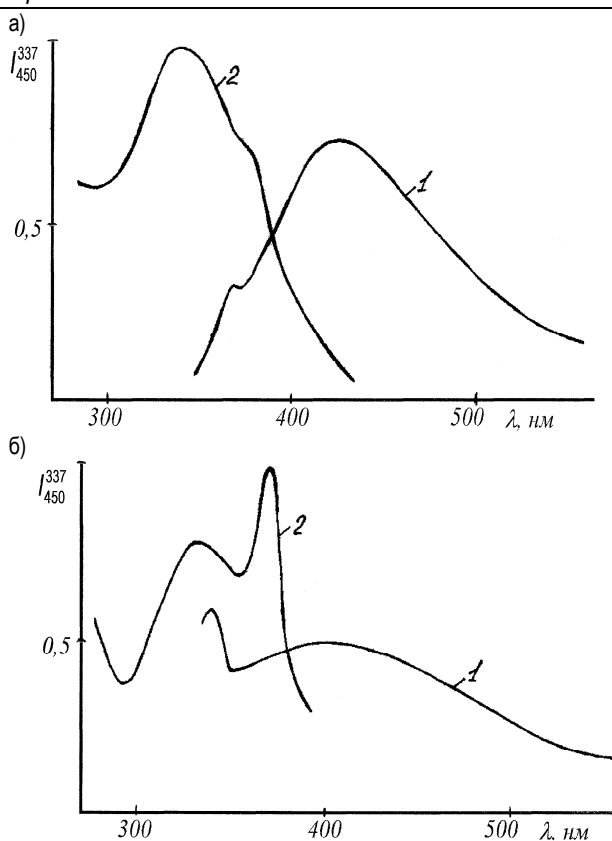


Рис. 1. Спектры флуоресценции (1) при  $\lambda_{возб}=337$  нм и возбуждения (2) при  $\lambda_{рег}=420$  нм фульвокислот (а) и речной воды (б)

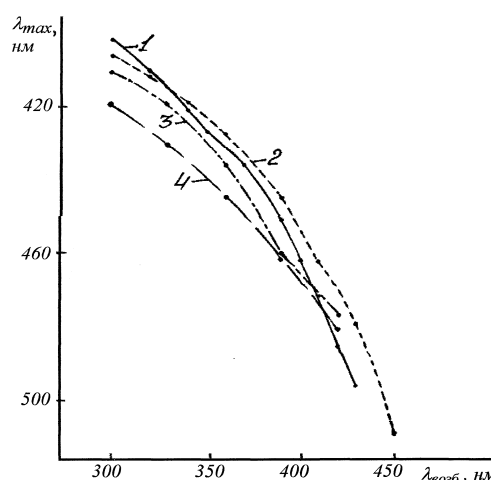


Рис. 2. Зависимость положения максимума спектра флуоресценции от длины волны возбуждения образцов: 1 – речной воды; 2 – ФК, выделенной из речной воды; 3– торфяно-болотной воды; 4 – ГВ, выделенных из торфяно-болотной воды

Флуоресценция в видимой и ультрафиолетовой областях спектра относится к одной из постоянных характеристик вод суши. Она связана с составом и концентрацией органических соединений в пробе воды. В зависимости от происхождения органических веществ, способных флуоресцировать, их можно разделить на природные вещества и соединения промышленного синтеза. В число первых входят ГВ, а также прижизненные и посмертные выделения организмов: летучие органические вещества, пигменты, битумоиды и др. Вторая группа соединений включает оптические отбеливатели, фенолы, ароматические углеводороды, некоторые красители, синтетические поверхностно-активные вещества и др. Таким образом, флуоресценция поверхностных вод обусловлена сложным набором соединений, в котором ведущее место занимают гумусовые вещества. Пигменты (хлорофилл,

каротиноиды) составляют в речных водах 0,01–0,05%, сумма хлороформрастворимых веществ – 1–10%, сумма летучих органических веществ – 2–18% общего содержания органического вещества. При концентрации ГВ 25,0±10 мг/л они полностью или преимущественно экранируют флуоресценцию других соединений, каждое из которых находится в концентрации 0,1–0,01 мг/л.

Основная сложность при изучении гумусовых веществ состоит в том, что практически все природные органические вещества, представленные в поверхностных водах, имеют аналогичные спектры флуоресценции. Антропогенные органические соединения, среди которых наиболее распространенными и опасными являются нефть и нефтепродукты, полиароматические углеводороды, фенолы и т.д., имеют спектры свечения практически идентичные спектрам веществ естественного происхождения. Различие существующих флуоресцентных методик определения гумусовых веществ, по большому счету, основывается на способах преодоления неизбирательности их спектров.

В изучаемых образцах речных вод более 90% интенсивности флуоресценции приходится на долю растворенных ГВ. Интенсивность флуоресценции воды, освобожденной от ГВ, составляла 1,5–5 % интенсивности свечения исходного образца.

При фильтрации пробы воды полоса флуоресценции оставалась практически неизменной, то есть квантовый выход флуоресценции РОВ, адсорбированных на взвеси, мал по сравнению с квантовым выходом флуоресценции органических веществ, растворенных в воде. Обычно для разделения взвешенных и условно растворенных веществ используют ультрафильтр с диаметром пор 100 нм. В наших экспериментах мы полагали условно растворенными соединения, остающиеся в растворе после фильтрации через мембранный ультрафильтр №1 (средний диаметр пор 350 нм). Исследования показали, что в эту фракцию попадают 98–99 % веществ неорганической и органической природы, остающиеся в водной фазе после выстаивания пробы в течение суток.

Отдельные фракции по размеру ФК и ГК имеют незначительно отличающиеся флуоресцентные характеристики. Для всех фракций эффективность флуоресценции уменьшалась с увеличением размера (рис. 3), вдобавок, спектры эмиссии фракций с большими размерами были смещены в красную область.

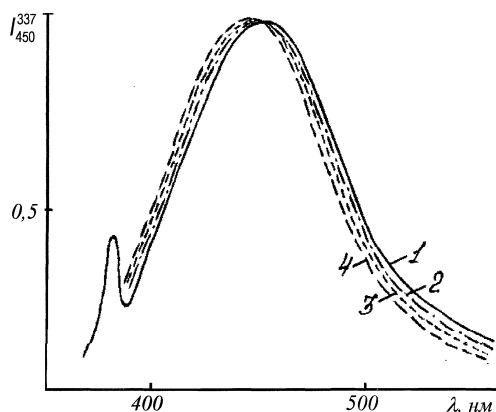


Рис. 3. Спектры флуоресценции исходного препарата (1), НМФ (2), СМФ (3) и ВМФ (4) фульвокислот, выделенных из воды р. Припять

Изучение флуоресцентных характеристик изолированных фракций фульвокислоты, выделенной из воды р. Припять, с молекулярными массами до 1500 а.е.м., 1500–5000 а.е.м. и более 5000 а.е.м. (соответственно НМФ, СМФ и ВМФ), позволяет рассчитать вклад фракций во флуоресценцию образца.

Квантовый выход флуоресценции ( $\eta$ ) рассчитывали по отношению флуоресцентного параметра  $\Phi_o$  к оптической плотности исследуемого раствора при  $\lambda = 337$  нм. Флуоресцентный параметр определяется как отношение интенсивностей сигнала флуоресценции ( $I_{\Phi\lambda}$ ) и комбинационного рассеяния ( $I_{KR}$ ) [6].

Рассчитанные квантовые выходы флуоресценции фракций фульвокислот ( $\eta$ ) и положения максимума флуоресценции ( $\lambda$ ) представлены в таблице 1. Как видно из таблицы, квантовый выход флуоресценции высокомолекулярной фракции в 2 раза ниже по сравнению с низкомолекулярной, а вклад в общую флуоресценцию образца (по  $\Phi_o$ ) ниже в 4 раза. Флуорофоры, излучающие при 450 нм, вероятно, локализованы в низкомолекулярной фракции.

Использованная методика разделения ФК (хроматография на стеклянных колонках, заполненных сефадексом G–15, G–25, G–75) позволила получать фракции макромолекул определенных размеров с характерным диапазоном значений электрофоретической подвижности, различными структурными и спектральными характеристиками и фотореакционной способностью. Такое отличие в химической природе макромолекул говорит о том, что по мере протекания процесса гумификации состав основных компонентов (полисахариды, полипептиды и лигнин) в целом сохраняется. Фракции с высокой молекулярной массой — алифатические и обогащены жирными кислотами, полисахаридами и полипептидами, в то время как фракции с низкой молекулярной массой содержат в основном производные лигнина. В результате исследований фотосенсибилизирующих свойств макромолекул ГВ [7] показано, что концентрация фотосенсибилизирующих хромофоров во фракциях с меньшей молекулярной массой значительно выше, чем в высокомолекулярных фракциях. Можно сделать вывод, что фотосенсибилизирующие свойства гумусовых кислот связаны с флуоресцентными. Способность ГВ поглощать солнечный свет и индуцировать деградацию органических поллютантов имеет огромное значение в окружающей среде.

При дистанционном лазерном зондировании водных сред используют аналитический сигнал  $I_{\Phi\lambda}/I_{KR}$  (отношение интенсивности флуоресценции органических веществ к интенсивности линии КР воды). Однако определение концентрации гумусовых веществ природных вод в лабораторных условиях представляется более удобным при измерении интенсивности флуоресценции на фиксированной длине волны:  $I_{337}/I_{450}$  (длина волны возбуждения — 337 нм, длина волны регистрации — 450 нм).

Было изучено влияние, которое оказывают на величину флуоресцентного сигнала гумусовых кислот рН, ионная сила раствора и наиболее характерные для природных поверхностных вод органические и неорганические вещества.

Исследования влияния рН на флуоресцентные характеристики гумусовых веществ показало, что интенсивность флуоресценции растворов остается примерно постоянной в диапазоне рН 5–10 и уменьшается на 20% при уменьшении рН от 5 до 3. Вероятно это связано с различной интенсивностью флуоресценции диссоцииро-

Таблица 1. Спектральные характеристики фракций ФК при различных рН

рН	$\eta_{\text{ВМФ}}$ , *10 <sup>3</sup>	$\eta_{\text{СМФ}}$ , *10 <sup>3</sup>	$\eta_{\text{НМФ}}$ , *10 <sup>3</sup>	$\lambda_{\text{ВМФ}}$ , нм	$\lambda_{\text{СМФ}}$ , нм	$\lambda_{\text{НМФ}}$ , нм	Вклад фракций во флуоресценцию, %		
							ВМФ	СМФ	НМФ
2	6	17	18	443	436	437	16	24	60
3	7	19	26	442	443	434	14	26	60
5	7	21	25	445	434	434	13	25	62
7	7	18	24	446	438	436	15	25	60
10	8	16	25	445	437	434	14	24	62
12	5	9	10	435	432	432	15	24	61

ванной и недиссоциированной форм фульвокислот, для которых  $pK_a$  диссоциации карбоксильных групп лежит в интервале  $pH$  4,3–4,7. Ионная сила раствора на флуоресценцию ГВ практически не влияет.

Нефтяные углеводороды, находящиеся в воде в растворенной и эмульгированно-растворенной формах, можно избирательно экстрагировать органическим растворителем (например, гексаном или гексан-эфирной смесью). Использование полосы КР гексана в качестве внутреннего репера значительно повышает точность определений и позволяет создать простой метод определения реальной концентрации НП в воде [8]. Экстрагирование нефтяных загрязнений из исходных и фильтрованных проб природных вод не сказывается ни на форме, ни на интенсивности флуоресценции воды. Даже в случае превышения ПДК в 30 раз флуоресценция нефтяных загрязнений ( $\lambda_{возб}=337$  нм) существенно меньше флуоресценции ГВ, содержащихся в природной воде.

При изучении влияния некоторых наиболее распространенных загрязняющих веществ антропогенного происхождения на определение ФК флуориметрическим методом установлено, что это влияние проявляется только при высоких концентрациях (в десятки раз превышающих санитарно-гигиенические нормативы) некоторых аминокислот, например, триптофана (увеличивает интенсивность флуоресценции), пестицидов, например, метафоса (уменьшает интенсивность флуоресценции), карбоновых кислот (уксусной, щавелевой и лимонной). Другие исследованные вещества: гидрохинон, резорцин, нафталин, пропионовая, масляная и бензойная кислоты на определение фульвовых кислот не влияли.

На модельных растворах проведено экспериментальное исследование влияния отдельных макрокомпонентов (Ca, Mg, K, Na) и их суммарной концентрации, а также концентрации микропримесей (Fe, Co, Cu, Pb) индивидуально и в смеси на суммарный сигнал флуоресценции гумусовых соединений.

Макрокомпоненты, введенные в виде хлоридов в раствор фульвокислот с концентрацией 4,5 мг/л, при изменении их суммарного содержания от  $5 \cdot 10^{-3}$  до 10 г/л имели слабое влияние на сигнал флуоресценции  $I_{450}^{337}$  фульвокислот. Содержанию микрокомпонентов на уровне ПДК (0,01–0,1 мг/л) оказывало влияние на сигнал флуоресценции в пределах ошибки метода. Влияние примесей металлов на аналитический сигнал, вносящее ошибку в результат измерения флуоресценции, проявлялось при концентрациях примесей металлов от 0,5 мг/л и выше. Причем железо оказывало максимальное влияние на аналитический сигнал, уменьшая его (рис. 4).

На диаграмме (рис. 5), построенной с использованием модельных растворов, приводятся результаты измерения интенсивности флуоресценции, полученные при постепенном добавлении к раствору фульвокислот с концентрацией 4,2 мг/л (I) гуминовых кислот с концентрацией 0,14 мг/л (II); фракции, включающей смесь карбоновых (уксусной и щавелевой) и аминокислоты (триптофана) с концентрацией 0,15 мг/л (III); фракции, включающей смесь фенолов с концентрацией 0,06 мг/л (IV); фракции, включающей нефтепродукты с концентрацией 0,1 (V) и 1,5 мг/л (VI): макрокомпонентов (Ca, Mg, K, Na) с суммарной концентрацией 300 мг/л (VII) и микрокомпонентов (Fe, Co, Cu) с суммарной концентрацией 0,04 и 0,5 мг/л (VIII, IX). Добавляемые концентрации органических и неорганических компонентов выбраны в соответствии с их содержаниями в поверхностных водных объектах.

Проведенное измерение концентрации гумусовых веществ методом лазерной флуориметрии по параметру  $I_{450}^{337}$  в водах р. Мухавец в районе г.Бреста хорошо согласуется с результатами, полученными спектрофотометрически по собственному поглощению ГВ, выделенных из речной воды, при  $\lambda_{полг}=450$  нм. Расчеты показали статистическую совместимость результатов двух независимых методов анализа [9]. "Стандартными" пробами при построении калибровочной кривой для определения содержания гумусовых веществ методом флуоресценции поверхностных вод служили пробы, с измеренным содержанием гумусовых кислот, и их композиции.

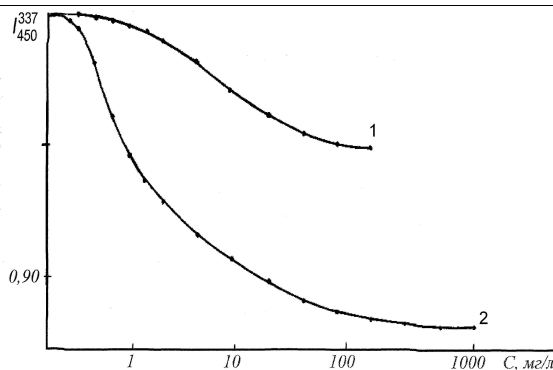


Рис. 4. Зависимость флуоресценции фульвокислот от концентрации микрокомпонентов: 1 – Pb, 2 – Fe

Из анализа диаграммы (рис. 5) видно, что органические компоненты несколько увеличивают, а неорганические при высоких концентрациях уменьшают интенсивность флуоресценции ГВ. Добавление неорганических элементов на уровне среднего содержания в реках не изменяют интенсивность флуоресцентного сигнала.

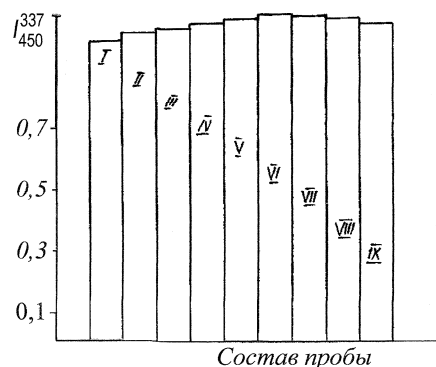


Рис. 5. Диаграмма изменения интенсивности флуоресцентного сигнала в зависимости от усложнения состава пробы:

I – ФК (4,2 мг/л); II – I+ГК (0,14 мг/л); III – II+карбоновые (уксусная и щавелевая) и аминокислоты (триптофан) (0,15 мг/л); IV – III+фенолы (0,06 мг/л); V – IV+нефтепродукты (0,1 мг/л); VI – V+нефтепродукты (1,5 мг/л); VII – VI+макрокомпоненты Ca, Mg, K, Na (300 мг/л); VIII – VII+микрокомпоненты Fe, Co, Cu (0,04 мг/л); IX – VIII+микрокомпоненты Fe, Co, Cu (0,5 мг/л)

**Заключение.** На основании изложенного можно сделать вывод, что суммарный аналитический сигнал флуоресценции растворенных органических веществ природных вод не является аддитивным. Однако, при использовании соответствующих "стандартных" проб с характерным составом органических и неорганических примесей для каждого водного объекта, флуоресцентный сигнал органических веществ может быть с большой долей вероятности использован для количественных измерений гумусовых кислот в поверхностных природных водах. Исследование флуоресцентных характеристик гумусовых кислот позволяет также дифференцировать их низко- и высокомолекулярные фракции, контролировать степень очистки воды от органических соединений, проводить оперативный контроль и мониторинг содержания органических веществ в различных водоемах и питьевых источниках.

#### СПИСОК ЦИТИРОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Линник, П.Н. Роль гумусовых веществ в процессах комплексобразования и детоксикации (на примере водохранилищ Днепра) / П.Н. Линник, Т.А. Васильчук. – Гидробиол. журн. – 2001. – Т. 37. – № 5. – С. 98–112.
2. Town R.M., Riella M. A comprehensive systematic compilation of complexation parameters reported for trace metals in natural waters / R.M. Town, M. Riella. – Aquat. Sci. – 2000. – Vol. 62. – P. 252–295.
3. Water solubility enhancement of some organic pollutants and pesticides by dissolved humic and fulvic acids / C.T. Chion, R.L. Malcolm,

- N.I. Brinton, D.E. Kite, – Environ. Sci and Technol. – 1989. – Vol. 20, № 5. – P. 502–508.
4. Kukkonen, J. Effects of aquatic humus on accumulation and acute toxicity of some organic micropollutants / J. Kukkonen, A. Oikari. – Sci. Total Environ. – 1987, № 62. – P. 399–402.
  5. Головач, А.П. Спектроскопические методы в исследованиях природных вод / А.П. Головач – Вестник БрГТУ. – 2004. – № 2 (26): Водохозяйственное строительство, теплоэнергетика, экология. – С. 71–76.
  6. Карабашев Г.С. Флюоресценция в океане. – Л.: Гидрометеоиздат, 1987. – 200 с.
  7. Кондратьев, К.Я. Дистанционный метод определения концентраций растворенных органических веществ в водных экосистемах: докл. АН СССР / К.Я. Кондратьев, А.А. Гительсон, Г.А. Дубовицкий – 1987. –Т. 295. – № 3. – С. 569–571.
  8. Роль фракционирования при изучении фотохимических свойств гумусовых веществ / К. Ришар и [др.]. – Рос. хим. журн. – 2008. – Т. LII, №1. – С. 107–113.
  9. Караушев А.В. Методические основы оценки антропогенного влияния на качество поверхностных вод. – Л.: Гидрометеоиздат, 1980. – 80 с.

Материал поступил в редакцию 04.03.10

**GOLOVACH A.P. Fluorescent of the characteristic humic acids of superficial natural waters**

On the basis of the data of research of fluorescent characteristics of humic acids the conclusion about an opportunity of use of a fluorescent signal for quantitative measurements of humic acids in superficial natural waters is made. The role of fluorescent characteristics of isolated fractions of fulvic acids is analysed. It is investigated influences of some of the most widespread polluting substances of an anthropogenous origin on definition of acids by a method.

УДК 502.3+504.02:72

**Шведовский П.В.**

**ОСОБЕННОСТИ МОДЕЛИРОВАНИЯ ЛОКАЛИЗАЦИОННОГО УПРАВЛЕНИЯ НЕГАТИВНЫМИ ПРОЦЕССАМИ В ПРИРОДНЫХ СИСТЕМАХ**

**Введение.** В настоящее время достаточно полно исследованы особенности распространения большинства негативных процессов, обусловленных реализацией как целевых водохозяйственных и других народнохозяйственных мероприятий, так и их последствием и последствием. Активирующиеся и активно проявляющиеся в последнее время некоторые негативные изменения в природных системах требуют поиска методов локализационного управления ими.

Бесспорно, наиболее простым решением проблемы является случай локализации области распространения негативных процессов, используя модель одной кривой  $L$ , удовлетворяющую следующим условиям:

- $x(0) = C_0$ ;  $x(t) = \omega(x)$ ;  $\omega(x) \in W(x)$ ;
- $x(\tau) \notin X_\tau$  для любого  $\tau \geq 0$ ;
- существует  $\tau > 0$  такое, что  $x(\tau) = C_0$ , при этом кривая  $L$ , определенная вектор-функцией  $x(t)$ ,  $0 \leq t \leq \tau$  содержит внутри себя  $X_0$  и  $x(t)$  и удовлетворяем заданной ориентации движения процесса;
- для любого  $x \in L$  происходит изменение  $v(x, \varphi) \equiv 0$ .

Для заданных условий  $C_0$  – начало локализации,  $\omega(x, \varphi)$  – максимально возможная скорость локализации из заданной точки  $x$  в направлении  $\varphi$ .

Отсюда, задача оптимального локализационного управления может быть сформулирована в следующем виде: найти  $\min_{L \in \{L\}} F(L)$

при параметрах  $\{x_i\}$ ,  $C_0$ ,  $W(x)$ , где  $F$  – некоторый числовой критерий на множестве локализованных кривых  $\{L\}$ .

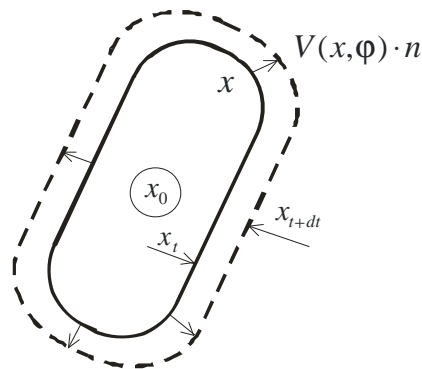
Собственно решение этой задачи требует:

- установить существование решения, т.е. вектор-функцию  $x(t)$ , удовлетворяющую вышеуказанным условиям;
- выделить некоторое подмножество, в котором может содержаться большинство оптимальных, по заданным функциям, решений;
- в выделенном подмножестве найти оптимальное решение.

В качестве исходных целесообразно принять следующие параметры:  $n$  – число локализационных кривых;  $C_0, \dots, C_n$  – начальные точки локализационных кривых;  $T_1, \dots, T_n$  – начальные моменты локализации;  $W_1(x), \dots, W_n(x)$  – максимально допустимые скорости локализации;  $\{G\}$  – множество ориентированных графов с числом вершин  $n$ . И, бесспорно, решение проблемы локализационного управления требует принятия критерия оптимизации, в качестве которых могут быть приняты:

- $F_n = \min_{G \in \{G\}} |G|$  – наименьшее число локализационных кривых;
- $F_\tau = \min_{L \in \{L\}} \tau(L)$  – наименьшее время локализации;
- $F_s = \min_{L \in \{L\}} S(L)$  – наименьшая площадь локализационного процесса.

**Особенности поиска границ локализации распространения негативных процессов.** Наиболее характерным для большинства процессов распространения любых веществ и потенциалов является переход по нормали (рис. 1а), что определяет возможность поиска локализационных кривых с контурами равномерно расширяющейся окружности.



**Шведовский Петр Владимирович**, к.т.н., профессор, зав. кафедрой оснований, фундаментов, инженерной геологии и геодезии Брестского государственного технического университета. Беларусь, БрГТУ, 224017, г. Брест, ул. Московская, 267.