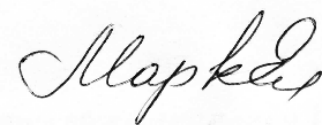


На правах рукописи



МАРКЕЛОВА Елена Александровна

**ГИДРАВЛИЧЕСКОЕ ОБОСНОВАНИЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ
БИОСОРБЕНТА ДЛЯ ОЧИСТКИ АКВАТОРИЙ ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЙ**

05.23.16 – Гидравлика и инженерная гидрология

Автореферат диссертации
на соискание ученой степени
кандидата технических наук

Санкт-Петербург – 2011

Работа выполнена в Федеральном государственном бюджетном образовательном учреждении высшего профессионального образования «Санкт-Петербургский государственный политехнический университет»

Научный руководитель – доктор технических наук,
профессор, Гиргидов Артур
Давидович

Официальные оппоненты – доктор технических наук,
профессор, Михалев Михаил
Андреевич

кандидат технических наук,
доцент, Пономарев Андрей Борисович

Ведущая организация – Открытое акционерное общество
«ВНИИГ им.Б.Е.Веденева»

Защита состоится 27 декабря 2011 г. в 14 часов 00 мин. на заседании диссертационного совета Д 212.229.17 в Федеральном государственном бюджетном образовательном учреждении высшего профессионального образования «Санкт-Петербургский государственный политехнический университет» по адресу: 195251, Санкт-Петербург, Политехническая ул. д. 29, Гидрокорпус-2, аудитория 411.

С диссертацией можно ознакомиться в фундаментальной библиотеке ГОУ ВПО «Санкт-Петербургский государственный политехнический университет»

Автореферат разослан 10 ноября 2011 г.

Ученый секретарь диссертационного совета,
доктор технических наук



Сидоренко Г.И.

Общая характеристика работы

Актуальность темы. Антропогенное загрязнение водоемов, морских и речных акваторий неасфальтовыми фракциями природных маслянистых жидкостей происходят регулярно и повсеместно.

Существуют различные способы ликвидации поверхностных загрязнений, отличающиеся друг от друга по методу действия и качеству сбора.

Боновые заграждения и нефтесборщики являются первичным средством механической очистки акваторий и предназначены для ликвидации толстых пленок и вязких сгустков. После механической очистки акваторий необходимо проводить мероприятия по более тщательной очистке другими средствами. При этом применяют диспергенты, представляющие собой химические вещества, способные разрушать целостность поверхностной пленки загрязняющего вещества; и биосорбенты, являющиеся сообществом штаммов микроорганизмов-биодеструкторов, которые представляют собой активную примесь. Частицы активной примеси покрыты специальной оболочкой и закреплены на носителе (вспененный кварцевый песок), который придает им повышенные флотационные свойства. При соприкосновении с загрязняющим веществом им насыщаются как носитель, так и частицы активной примеси в примерном соотношении 50/50. Наличие носителя уменьшает активную поверхность частиц, содержащих микроорганизмы-биодеструкторы и определяющую интенсивность переработки ими загрязняющего вещества. Кроме того, оставаясь на поверхности акватории, частицы носителя, насыщенные загрязняющим веществом, представляют собой опасность для водной фауны и требуют дополнительных мероприятий по их сбору.

На движение частиц активной примеси в водной среде после их взаимодействия с загрязняющим веществом оказывает влияние характеристики акватории, такие как: соленость и температура воды, наличие течений, глубина водоема и состояние донной поверхности.

Для того чтобы создать и развить технологию эффективного применения активной примеси при ликвидации аварийных разливов природных

маслянистых жидкостей, необходимо разработать методику комплексной оценки этих характеристик, влияющих на скорость движения частиц в водной среде при биодеструкции загрязнений. Вышеизложенное определяет актуальность диссертационной работы.

Цель исследования- методика эффективного использования активной примеси без носителя, базирующаяся на учете гидравлических характеристиках взаимодействия частиц с водной средой в процессе удаления загрязняющих веществ с поверхности акватории.

Для достижения этой цели решены следующие задачи:

1. Экспериментальное изучение влияния характеристик частиц активной примеси (фракционного состава, времени намокания) и температурно-соленосного режима водной среды на время и глубину их осаждения и всплытия в процессе переработки загрязнений микроорганизмами.
2. Описание осаждения и всплытия частиц активной примеси как стохастического процесса, формулировка математической модели в виде дифференциальных уравнений.
3. Анализ результатов численного решения системы дифференциальных уравнений с целью определения значимости основных факторов, влияющих на процесс биодеструкции.
4. Разработка практических рекомендаций по использованию активной примеси в условиях конкретной акватории.

Объект исследования.

В качестве объекта исследований было выбрано сообщество микроорганизмов-биодеструкторов, не закрепленных на носителе, и содержащий штаммы: *Candida*, *Fusarium* sp., *Rhodococcus*, *Pseudomonas*, *Bacillus* и др.

Методика исследования. Основной задачей при проведении физического эксперимента было определение основных характеристик окружающей водной среды, влияющих на поведение активной примеси в процессе взаимодействия с загрязняющим веществом. При проведении исследований проводилось

планирование эксперимента. С учетом этого за основу были взяты такие характеристики среды, как соленость и температура воды, наличие турбулентности в водной среде, а также фракционный состав исследуемого материала.

Выполнен статистический анализ результатов физического экспериментального исследования.

При численном моделировании процесса биодеструкции в модели использовались экспериментальные данные по осаждению и всплытию частиц в статических условиях.

Экспериментальные исследования и численное моделирование проводилось в лаборатории МВТС СПбГПУ г.Санкт–Петербург и Laboratory of Hydraulic Research, Division of Engineering and Policy for Cold Regional Environment, Hokkaido University, Япония.

Научная новизна работы заключается в:

- предложении использования биосорбентов, не закрепленных на носителе;
- предложении использовать гидравлические характеристики процесса осаждения и всплытия активной примеси, не закрепленной на носителе при её взаимодействии с загрязняющим веществом в целях экономичного расхода;
- экспериментальном определении зависимости указанных гидравлических характеристик от солености и температуры воды;
- стохастизации процесса движения частиц в водной среде и формулировка его математической модели;
- установлении обобщенных зависимостей времени биодеструкции от характеристик водной среды.

Практическая ценность заключается в разработанной технологии эффективного использования частиц активной примеси для сбора разливов природных маслянистых жидкостей на воде. Ценными с практической точки зрения являются результаты эксперимента по определению влияния температурного и соленостного режимов водной среды на скорость движения

активной примеси, как основных факторов, влияющих на эффективность биодеструкции поверхностной пленки загрязняющего вещества.

Реализация результатов работы. Разработанная технология эффективного применения активной примеси для удаления пленочных загрязнений с поверхности акваторий, а также рекомендации диссертации могут быть учтены при производстве углеводородоокисляющих биосорбентов и при прогнозировании ликвидации аварийных разливов нефти.

Апробация результатов работы. Основные положения и результаты диссертации доложены на конференции "Молодые ученые – промышленности северо-западного региона-2005", «Экобалтика 2006», "Молодые ученые – промышленности северо-западного региона-2006", а также на международных семинарах, проводимых в International Science and Technology Center (ISCT)-2006 (Япония).

Перспективность и экологическая целесообразность использования активных примесей, в частности биосорбентов, была отмечена проф. А.И.Альхименко. Он оценил предложение соискателя по усовершенствованию технологии сбора загрязняющих веществ с поверхности водоема с помощью таких примесей. На кафедре МВТС СПбГПУ под руководством А.И.Альхименко соискателем была создана экспериментальная установка и разработана методика исследования гидравлических характеристик активной примеси.

Публикации. По материалам диссертационной работы имеется 6 публикаций, в том числе 3 в журналах, рекомендованных ВАК.

Структура и объем работы. Диссертация состоит из введения, 6 глав, основных выводов и результатов, списка литературы и приложений. Работа изложена на 100 страницах текста, содержит 3 таблицы, 26 рисунков, 6 приложений, библиография включает 59 наименований.

На защиту выносятся:

– Предложение исключить из состава активной примеси инертный носитель и использовать гидравлические характеристики процесса осаждения и

всплытия частиц при их взаимодействии с пленкой загрязняющего вещества и экспериментальные данные об их гидравлических характеристиках.

- Математическая модель и соответствующая ей система дифференциальных уравнений.
- Рекомендации по расчету дефицитной загрузки активной примеси при различных характеристиках акватории.

Содержание работы

Во введении обосновывается актуальность темы и выбор объекта исследований, формулируются цели и задачи исследований, обоснована методика исследований объекта, а также приведены сведения о структуре и объеме диссертационной работы.

В первой главе рассматриваются существующие проблемы, средства и методы ликвидации аварийных разливов природных маслянистых горючих жидкостей на поверхности воды и устанавливаются основные направления дальнейшего исследования, а также рассматриваются существующие модели описания движения частицы в статических и динамических условиях водной среды.

Изучением микрофлоры, способной деструктурировать различного рода углеводороды природного происхождения, занимались Копытина С.В. Цупрун К.М., Бирюков В.В., Битеева М.Б., Щербдыкин И.Н., Майкл Магот и Дж. Кибан.

Однако, в перечисленных выше исследованиях разрушающей микрофлоры, активная примесь всегда рассматривалась только как биологическая субстанция и изучение движения её частиц в водной среде с позиций механики жидкости, учитывающей живую природу разлагающего компонента, не проводилось. Никакой информации по влиянию вышеперечисленных факторов на процесс биодеструкции пленочных загрязнений в доступной литературе не обнаружено.

Процесс движения частиц активной примеси можно рассматривать как осаждения и всплытия отдельных одиночных частиц в покоящейся воде.

Наиболее общепринятым средством описания движения взвешенных частиц, как в покоящейся жидкости, так и в турбулентном потоке, является использование понятия гидравлической крупности, которая представляет собой скорость падения отдельной частицы в достаточно большом объеме жидкости под действием силы тяжести. Эта характеристика определяется экспериментально для каждого размера и материала взвешенной частицы и для определенных плотности и вязкости жидкости.

Гидравлическая крупность зависит от относительной плотности частицы, ее размера и формы. Следует иметь в виду, что под плотностью вещества не следует понимать плотность материала, из которого она сделана, т.к. частица может иметь поры, заполненные воздухом.

В случае активной примеси, когда в процессе осаждения на частице образуется пузырек CO_2 , ее плотность вместе с пузырьком оказывается меньше плотности воды. При этом относительная плотность становится отрицательной, частица с пузырьком всплывает; скорость их всплытия будем называть «отрицательной гидравлической крупностью».

Одной из задач исследований автора является экспериментальное определение средней гидравлической крупности частицы активной примеси, захватившей загрязняющее вещество с поверхности воды (скорость осаждения) и отрицательной гидравлической крупности частицы с пузырьком газа (скорости всплытия).

Движение отдельной частицы в турбулентном потоке существенно сложнее, чем в покоящейся жидкости. обстоятельный анализ движения малой твердой частицы, взвешенной в турбулентном потоке, выполнен Ченом. Изучение этого процесса далее развивается в работах Хинце, Корсина и Ламли, которые освещены в монографии Соу, наряду с работами других исследователей.

Хаотический перенос частиц с пульсационными скоростями в турбулентном потоке накладывается на процесс осаждения/всплытия под действием силы тяжести. Этот суммарный процесс и определяет те возможности, которые следует учитывать для более экономного использования активной примеси.

Во второй главе излагаются методика и анализ результатов проведенных экспериментов по определению влияния температурного и соленосного режимов среды на скорость движения частиц активной примеси в водной среде в зависимости от фракции исследуемого материала.

Эксперимент проводился на специально сконструированной седиментационной установке на кафедре МВТС СПбГПУ. Экспериментальная установка представляла собой 2 стеклянные цилиндрические колонки, по 2,8 метра в высоту каждая. Установка заполнялась водой с определенной программой исследований соленостью. После этого проводилось термостатирование установки на 5, 10 и 20 °С.

В качестве модели загрязняющего вещества использовалось моторное масло. После создания поверхностной пленки на водной поверхности, а также различных температурно–соленосных режимов воды, проводились опыты по осаждению–всплытию каждой исследуемой фракции частиц активной примеси. Замерялось: время и длина осаждения частицы, время всплывания частиц. Время замерялось секундомером, точность времени осаждения оценивалась в 0,5 сек.

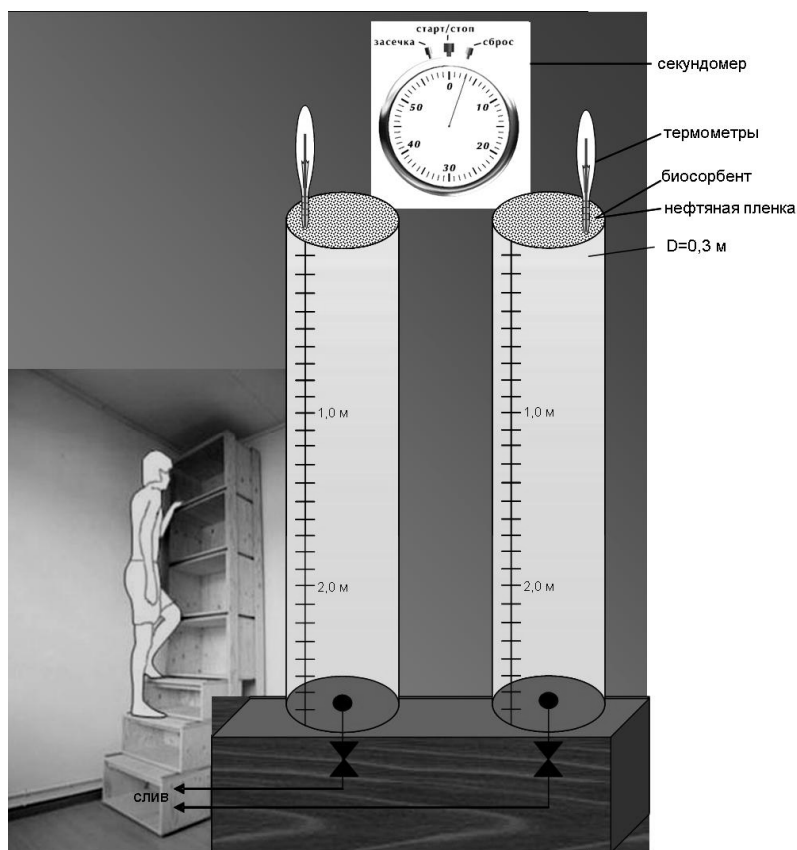


Рис.1. Седиментационная экспериментальная установка

Время остановки частицы составляло от 0,1 до 3 секунд и из расчетов скорости осаждения и всплытия исключалось. Время нахождения всплывших частиц на свободной поверхности принималось равным только времени

вторичного насыщения загрязняющим веществом, которое по предварительным оценкам было значительно меньше времени осаждения и всплытия, т.к. для всплывших частиц не требуется времени для их намокания.

Разброс значений скорости осаждения W_o и всплытия W_e сильно зависит от размеров частиц даже в пределах каждой фракции, степени насыщенности микрофлорой, количеством захваченной на поверхности загрязняющего вещества и скорости его переработки. Поэтому измеренные с погрешностью 2% значения скорости для одной частицы для совокупности частиц, относящихся к одной фракции, имеют разброс во много раз превосходящий погрешность 2%. Этот разброс предопределил невозможность использования детерминированных методов описания движения частиц активной примеси и необходимость стохастизации процесса осаждения/всплытия и переход к его статистическому описанию. Статистические данные, собранные в результате проведенных экспериментов, позволили исследовать закономерности изменения скорости осаждения и всплытия частиц в зависимости от различных комбинаций «температура–соленость» и послужили исходной информацией для численного моделирования изменения концентрации активной примеси в турбулентном потоке.

В таблице 1 приведен пример обработки результатов с указанием величины разброса.

Таблица 1

Фракция, мм	Температура, °С	Соленость, ‰	Средняя скорость осаждения, см/сек	Средняя скорость всплытия, см/сек
$0,5 \leq d < 1,0$	20	0	$0,77 \pm 3\%$	$0,84 \pm 12\%$
		10	$0,97 \pm 5\%$	$0,39 \pm 3\%$
		20	$1,04 \pm 25\%$	$0,37 \pm 3\%$
		40	$0,75 \pm 2\%$	Не всплывают

Эксперименты по осаждению и всплытию проводились для 3 фракций ($0,25 \leq d < 0,5$ мм; $0,5 \leq d < 1,0$ мм и $1,0 \leq d < 2,0$ мм), 3 температур водной среды (5, 10 и 20 °С) и 4 соленостей (0‰, 10‰, 20‰ и 40‰).

Как известно, низкие температуры для частиц активной примеси являются стрессовым фактором. Так, при низких температурах частицы всех фракций не всплывают уже при 10‰ солености. При солености 20‰ частицы всплывают только при температуре воды 20 °С. А в условиях 40‰ солености частицы не всплывают при любых температурах. Это говорит о том, что соленость окружающей водной среды является ограничивающим фактором при использовании эффекта многократного цикла осаждения и всплытия активной примеси.

В третьей главе формулируется стохастическая модель, описывающая осаждение и всплытие частиц, параметрами которой являются гидравлические характеристики этого процесса, измеренные на экспериментальной установке.

В настоящее время разработана модель второго уровня стохастизации, используя которую возможно описать процесс распространения частиц такого вещества, как активная примесь, учитывающая как их самостоятельное, не связанное с переносом водной средой, движение, так и турбулентную диффузию. Из-за того, что в рамках этой модели скорость рассеивающихся частиц имеет конечную величину, она называется моделью диффузии с конечной скоростью (ДКС).

Впервые модель второго уровня стохастизации была рассмотрена в 1926 году В.А.Фоком для описания диффузии фотонов на кристаллической решетке. Применительно к турбулентной диффузии эту модель впервые применили Е.С. Ляпин (1948), А.С. Монин (1955), А.Д. Гиргидов (1973). Преимуществами модели ДКС явились объективные физические характеристики среды и диффундирующих частиц вещества, входящие в качестве параметров в систему дифференциальных уравнений модели ДКС.

В настоящей работе горизонтальную конвекцию из рассмотрения исключаем, рассматриваем одномерную модель рассеивания активной примеси в вертикальном направлении под влиянием двух факторов:

1. осаждения и всплытия за счет биохимического разложения загрязняющего вещества;

2. переноса с пульсационными скоростями, т.е. турбулентной диффузией.

Для формулировки модели ДКС введем следующие допущения:

1. Скорость осаждения W_0 и всплытия $W_в$ частиц постоянна. Процесс биодеструкции носит стохастический характер, в результате чего частица в случайный момент времени может изменить свое направление движения, т.е. начать всплывать. При всплывании частицы имеют постоянную скорость $W_в$ и всегда достигают свободной поверхности. На свободной поверхности они за короткий промежуток времени (пренебрежимо малый по сравнению со временем осаждения и всплытия) снова насыщаются загрязняющим веществом и начинают осаждаться.

2. Расчетные значения W_0 и $W_в$ и характерное время осаждения/всплытия определяется на основе экспериментальных материалов.

3. В турбулентном потоке на процесс осаждения и всплытия частицы накладывается перенос хаотически движущимися объемами воды, в которых они содержатся, т.е. перенос вверх и вниз с вертикальными пульсациями скорости u'_z .

4. Вертикальная пульсационная скорость жидкого объема, переносящего частицу активной примеси постоянна, дискретно изменяется случайным образом, принимая два характерных (положительных и отрицательных) значения, которые равны по абсолютной величине стандарту вертикальной пульсационной скорости:

$$u''_z = \sqrt{(u'_z)^2}.$$

Расчетный период вертикальных пульсаций скорости определяется с помощью энергетического спектра.

В соответствии с этими допущениями примем следующую модель ДКС: частицы подразделяются на четыре сорта, концентрацию каждого из которых обозначим ϑ_j , $j=1, 2, 3, 4$. Очевидно, что физическая концентрация частиц

$\mathcal{G} = \sum_{j=1}^4 \mathcal{G}_j$. Частицы 1-го сорта осаждаются со скоростью W_0 и поднимаются вверх за счет вертикальных пульсаций скорости $-u_z''$. Частицы 2-го сорта осаждаются со скоростью W_0 и дополнительно опускаются с вертикальной пульсацией скорости u_z'' . Частицы 3-го сорта всплывают со скоростью $-W_0$ и дополнительно поднимаются со скоростью $-u_z''$. Частицы 4-го сорта всплывают со скоростью $-W_0$ и опускаются с пульсационной скоростью u_z'' .

Таким образом, частицы каждого сорта движутся со следующими возможными скоростями (начало координат расположено на свободной поверхности, а ось Z направлена вниз):

$$u_z^{(1)} = W_0 - u_z''; \quad u_z^{(2)} = W_0 + u_z''; \quad u_z^{(3)} = -W_0 - u_z''; \quad u_z^{(4)} = -W_0 + u_z'' \quad (1)$$

Исходя из закона сохранения массы и учитывая уравнение несжимаемости жидкости, уравнение изменения концентрации частиц в турбулентном потоке имеет вид:

$$\frac{\partial \mathcal{G}_i}{\partial t} + u_z^{(i)} \frac{\partial \mathcal{G}_i}{\partial z} = \sum_{j=1}^4 \omega_{ij} \mathcal{G}_j, \quad (2)$$

где \mathcal{G}_i – концентрация i -го сорта частиц; $u_z^{(i)}$ – скорость осаждения (всплытия) частиц; ω_{ij} – частота перехода j -го сорта частиц в i -ый.

$$\omega_{ij} = \begin{pmatrix} \omega_{11} & \omega_{12} & \omega_{13} & \omega_{14} \\ \omega_{21} & \omega_{22} & \omega_{23} & \omega_{24} \\ \omega_{31} & \omega_{32} & \omega_{33} & \omega_{34} \\ \omega_{41} & \omega_{42} & \omega_{43} & \omega_{44} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} -(2\omega^{(c)} + \omega^{(T)}) & \omega^{(T)} & 0 & 0 \\ \omega^{(T)} & -(2\omega^{(c)} + \omega^{(T)}) & 0 & 0 \\ \omega^{(c)} & \omega^{(c)} & -(2\omega^{(c)} + \omega^{(T)}) & \omega^{(T)} \\ \omega^{(c)} & \omega^{(c)} & \omega^{(T)} & -(2\omega^{(c)} + \omega^{(T)}) \end{pmatrix}, \quad (3)$$

здесь нули в правой верхней части матрицы означают, что всплывающие частицы всегда достигают свободной поверхности и переходят в осаждающиеся только на свободной поверхности.

Для системы уравнений (2), которая представляет собой систему гиперболических уравнений первого порядка, сформулируем задачу Коши: решение ищем в полуполосе ($\tau > 0, 0 < z < \zeta$)

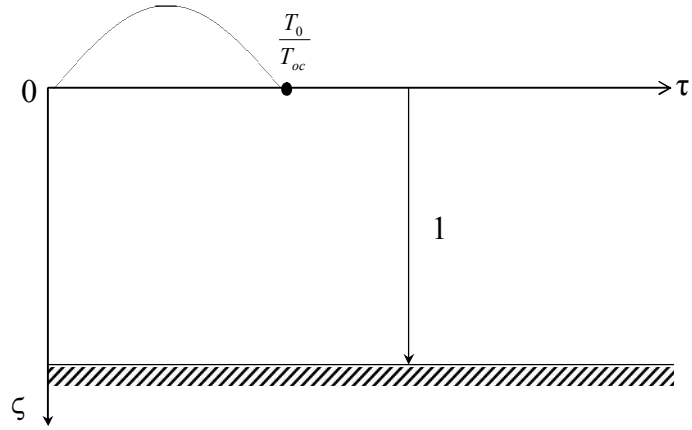


Рис.2. Граничные условия

Начальные условия:

При $\tau=0$ $\mathcal{G}_1, \mathcal{G}_2, \mathcal{G}_3, \mathcal{G}_4 = 0$

Граничные условия на свободной поверхности:

1. При $0 < \tau < \frac{T_0}{T_{0c}}$

$$\mathcal{G}_1 = \mathcal{G}_1^0 + \mathcal{G}_1^z = \mathcal{G}_1^0 f_1\left(\frac{\tau}{T_0}\right) + \frac{u^{(3)}\mathcal{G}_3 + u^{(4)}\mathcal{G}_4}{2W_0}; \quad \mathcal{G}_2 = \mathcal{G}_2^0 + \mathcal{G}_2^z = \mathcal{G}_2^0 f_2\left(\frac{\tau}{T_0}\right) + \frac{u^{(3)}\mathcal{G}_3 + u^{(4)}\mathcal{G}_4}{2W_0}, \quad (4)$$

где $f_1\left(\frac{\tau}{T_0}\right) = \frac{\pi * m}{2T_0} \sin\left(\frac{\pi * \tau}{T_0}\right)$ для крупных фракций активной примеси;

$f_2\left(\frac{\tau}{T_0}\right) = \frac{\pi * m}{2T_0} \left(1 + \cos\frac{\pi * \tau}{T_0}\right)$ для мелких фракций активной примеси;

2. При $\tau > \frac{T_0}{T_{0c}}$

$$\mathcal{G}_1 = \mathcal{G}_2 = \frac{u_z^{(3)}\mathcal{G}_3 + u_z^{(4)}\mathcal{G}_4}{2W_0}. \quad (5)$$

Граничные условия на дне определяем, исходя из двух крайних случаев взаимодействия частиц активной примеси с дном:

1. условие полного отражения частиц дном (гладкое каменистое дно без растительности), тогда

$$\mathcal{G}_3 = \mathcal{G}_4 = -\frac{u_z^{(1)}\mathcal{G}_1 + u_z^{(2)}\mathcal{G}_2}{2W_0}. \quad (6)$$

2. условие полного поглощения частиц донной поверхностью (шероховатое, покрытое растительностью дно) при $\tau > 0$ имеем:

$$\mathcal{G}_3 = \mathcal{G}_4 = 0. \quad (7)$$

Для верификации модели на экспериментальной установке было измерено время полной биодеструкции поверхностной пленки, образованной 3 мл нефтепродукта. Биодеструкция считалась полной (98%), если на поверхности оставалась лишь радужная пленка. Это время оценивалось в опытах с различными фракциями и находилось в пределах 20-30 мин.

На математической модели это время рассчитывалось в предположении, что турбулентность отсутствует. Расчеты показали, что вычисленное время полной биодеструкции (до 98%) укладывается в диапазон значений времени, определенного экспериментально и составляет 25 мин.

Представим расчетные уравнения в безразмерном виде. Для этого выберем в качестве масштаба времени характерное время осаждения T_{oc} , в качестве линейного масштаба глубину водоема h . Кроме того, для упрощения положим, что W_o и W_e равны W . При этом безразмерное время $\tau = \frac{t}{T_{oc}}$, безразмерная координата $\zeta = \frac{Z}{h}$, относительная пульсационная скорость $u^t = \frac{u''}{W}$. Обозначим безразмерный параметр $\frac{WT_{oc}}{h}$ как w^t , который представляет собой безразмерную гидравлическую крупность и является основным параметром, определяющим процесс осаждения/всплытия.

Принимая во внимание, что $\omega^c = \frac{1}{T_{oc}}$ представим уравнение (1) в следующем виде:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \mathcal{G}_1}{\partial \tau} + w^t (1 + u^t) \frac{\partial \mathcal{G}_1}{\partial \zeta} &= \sum_{i,j=1}^4 a_{ij} \mathcal{G}_j ; & \frac{\partial \mathcal{G}_2}{\partial \tau} + w^t (1 - u^t) \frac{\partial \mathcal{G}_2}{\partial \zeta} &= \sum_{i,j=1}^4 a_{ij} \mathcal{G}_j ; & (8) \\ \frac{\partial \mathcal{G}_3}{\partial \tau} - w^t (1 + u^t) \frac{\partial \mathcal{G}_3}{\partial \zeta} &= \sum_{i,j=1}^4 a_{ij} \mathcal{G}_j ; & \frac{\partial \mathcal{G}_4}{\partial \tau} - w^t (1 - u^t) \frac{\partial \mathcal{G}_4}{\partial \zeta} &= \sum_{i,j=1}^4 a_{ij} \mathcal{G}_j \quad , \end{aligned}$$

где матрица a_{ij} имеет вид:

$$a_{ij} = \begin{pmatrix} -(2-a) & a & 0 & 0 \\ a & -(2-a) & 0 & 0 \\ 1 & 1 & -a & a \\ 1 & 1 & a & -a \end{pmatrix}, \text{ где } a = \frac{\omega^T}{\omega^c} \quad (9)$$

В связи с этим, целесообразно ввести следующую классификацию:

-при $L < h$ водоем будем называть глубоким. В процессе биодеструкции дно не оказывает влияния на этот процесс.

-при $L > h$ водоем называется мелким. Влияние дна существенно и по характеру его взаимодействия с частицами мелкие водоемы можно подразделить на:

- водоемы А с отражающим дном, как правило, дно с чистым каменистым песком или галькой. Частицы активной примеси, попавшие на такое дно и достигшие (находясь на дне) положительной плавучести имеют возможность всплывать и, достигнув свободной поверхности, продолжают деструктурировать поверхностную пленку загрязняющего вещества;

- водоемы В с поглощающим дном (имеющим растительный покров). Частицы, попавшие на такое дно, не имеют возможности всплыть, чему препятствуют особенности дна.

Далее приводится разностная схема для численной реализации системы уравнений (8). Вычисления делались в ортогональной системе координат, по явной схеме; устойчивость решения обеспечивалось ограничением шага по времени условием Куранта-Фридрихса-Леви: $\Delta\tau \leq \left(\frac{\Delta\zeta}{w^t(1-u^t)} \right)$

$$\begin{aligned} (\mathcal{G}_1)_i^{j+1} &= (\mathcal{G}_1)_i^j - \left[w^t * (1-u^t) \frac{(\mathcal{G}_1)_i^j - (\mathcal{G}_1)_{i-1}^j}{\Delta\zeta} - (-2-a) * (\mathcal{G}_1)_i^j - a * (\mathcal{G}_2)_i^j \right] * \Delta\tau \\ (\mathcal{G}_2)_i^{j+1} &= (\mathcal{G}_2)_i^j - \left[w^t * (1+u^t) \frac{(\mathcal{G}_2)_i^j - (\mathcal{G}_2)_{i-1}^j}{\Delta\zeta} - a * (\mathcal{G}_1)_i^j - (-2-a) * (\mathcal{G}_2)_i^j \right] * \Delta\tau \quad (10) \\ (\mathcal{G}_3)_i^{j+1} &= (\mathcal{G}_3)_i^j + \left[w^t * (1-u^t) \frac{(\mathcal{G}_3)_{i+1}^j - (\mathcal{G}_3)_i^j}{\Delta\zeta} + (\mathcal{G}_1)_i^j + (\mathcal{G}_2)_i^j - a * (\mathcal{G}_3)_i^j + a * (\mathcal{G}_4)_i^j \right] * \Delta\tau \\ (\mathcal{G}_4)_i^{j+1} &= (\mathcal{G}_4)_i^{t-1} + \left[w^t * (1+u^t) \frac{(\mathcal{G}_4)_{i+1}^j - (\mathcal{G}_4)_i^j}{\Delta\zeta} + (\mathcal{G}_1)_i^j + (\mathcal{G}_2)_i^j + a * (\mathcal{G}_3)_i^j - a * (\mathcal{G}_4)_i^j \right] * \Delta\tau \end{aligned}$$

В четвертой главе приводятся результаты численного моделирования, задачей которого являлось определение времени биодеструкции загрязняющего вещества t_{end} на свободной поверхности в зависимости от гидравлических характеристик частиц активной примеси, глубины водоема и его донной поверхности и пульсационных скоростей турбулентного потока.

Будем различать $M_{\bar{oc}}$ -сорбционную массу, способную единоразово поглотить загрязняющее вещество $M_{НП}^0$ и $m_{\bar{oc}}$ -массу биосорбента, необходимую для полной биодеструкции загрязняющего вещества, которая может быть меньше $M_{\bar{oc}}$. Одной из задач исследования явилось изучение и увеличение сорбционной возможности биосорбента с целью уменьшения $m_{\bar{oc}}$.

Все расчеты выполнялись соответственно следующей схемы. В начальный момент времени на поверхность подавалась расчетная масса $m_{\bar{oc}}$ активной примеси, составляющая определенную (задаваемую) часть от массы $M_{\bar{oc}}$ активной примеси, необходимой для единоразовой биодеструкции загрязняющего вещества $M_{НП}^0$. В течение времени $\tau = T_0/T_{oc}$, происходит насыщение активной примеси загрязняющим веществом, поступление частиц в толщу воды по упрощенной схеме равномерного распределению по интервалу $0 < \tau < \frac{T_0}{T_{oc}}$. В результате расчетов вычислялось время t_{end} , в течение которого 98% поверхностной пленки $M_{НП}^{98}$ удалялось с поверхности при дефицитной загрузке активной примеси $\frac{m_{\bar{oc}}}{M_{\bar{oc}}}$.

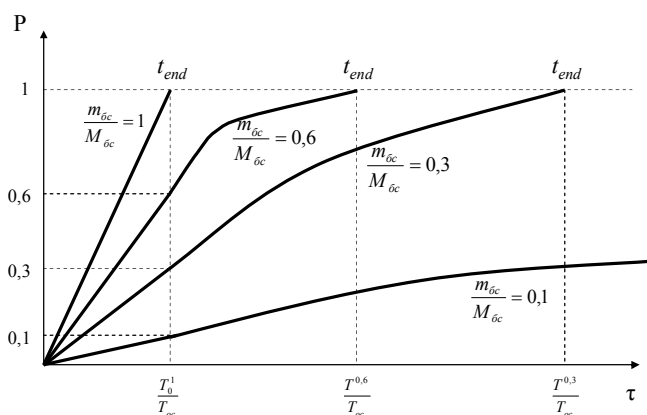


Рис.3. Схема определения дефицитной загрузки активной примеси

Чтобы качественно охарактеризовать влияние параметров водоема приведем следующие эпюры распределения частиц активной примеси по глубине, которые являются качественным описанием влияния глубины водоема и его донной поверхности. Данные эпюры построены для дефицитной загрузки

$$\frac{m_{\text{oc}}}{M_{\text{oc}}} = 0,4 \text{ (рис.4).}$$

Здесь w^t определяется соотношением между глубиной, на которую опускаются частицы активной примеси L , и глубиной водоема h . В начале процесса биодеструкции (step 500) влияние дна не ощущается и распределение концентрации одинаковое. В случае глубокого водоема (рис.4) после завершения процесса биодеструкции (step 2000 и больше) формируется

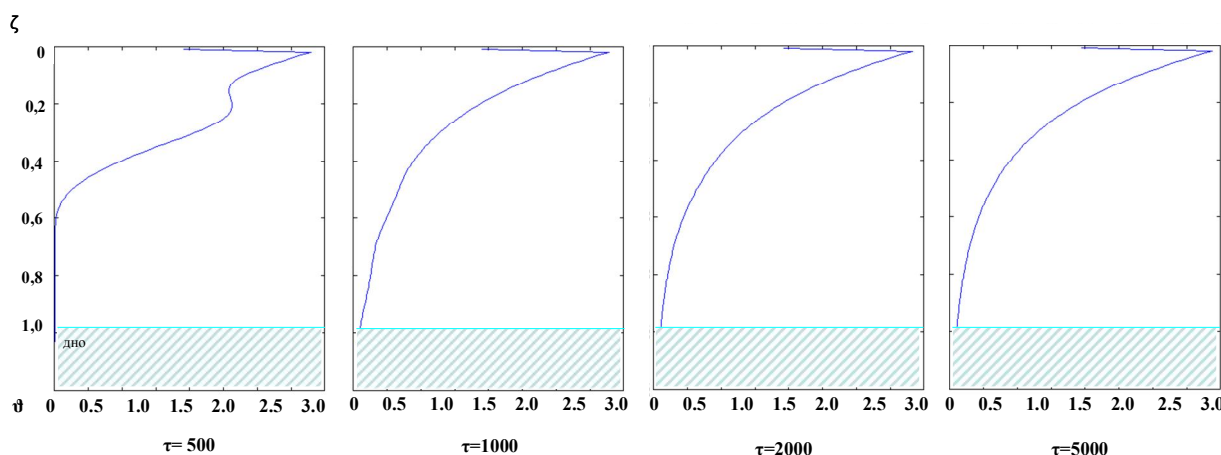


Рис.4. Пример распределения концентрации частиц по глубине при относительной гидравлической крупности $w^t=0,5$ и относительной пульсационной скорости $u^t=0,2$.

устойчивое, не зависящее от времени, распределение концентрации по глубине. С увеличением глубины концентрация стремится к 0. Суммарная масса частиц, участвующих в процессе биодеструкции, остается постоянной со временем, что отражается в сохранении постоянной площади эпюры распределения концентрации.

В случае мелкого водоема ($L > h$) значительное влияние на распределение концентрации оказывает состояние донной поверхности (рис.5-6).

Далее рассматривается влияние турбулентности на процесс биодеструкции поверхностной пленки. При биодеструкции активной примесью важную роль

играют параметры окружающей водной среды. Одним из таких параметров является наличие и величина пульсационных скоростей турбулентного потока. В ходе моделирования были выявлены зависимости времени биодеструкции

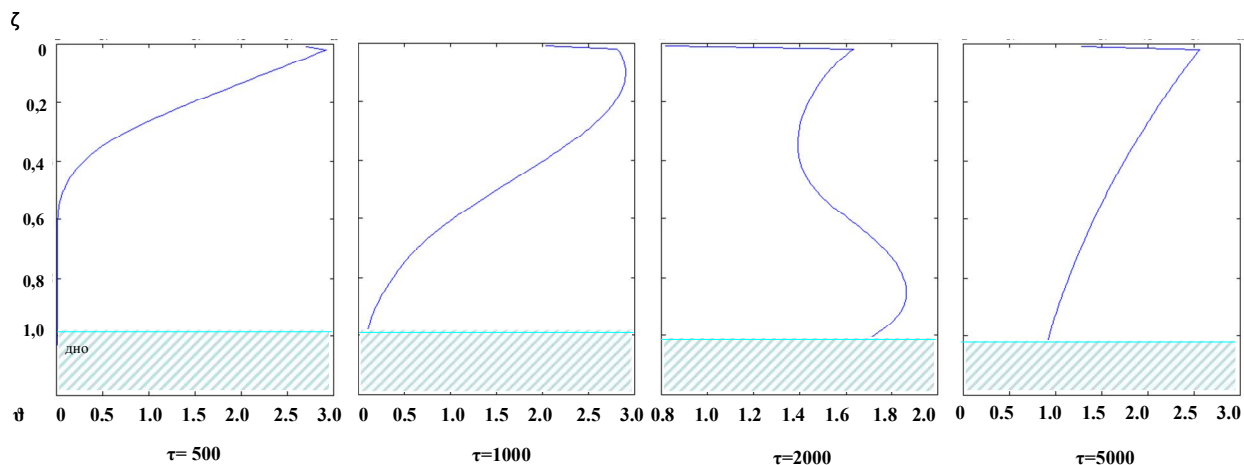


Рис.5 Пример распределения концентрации частиц по глубине при относительной гидравлической крупности $w^t=2,0$ и относительной пульсационной скорости $u^t=0,2$ при отражающем дне.

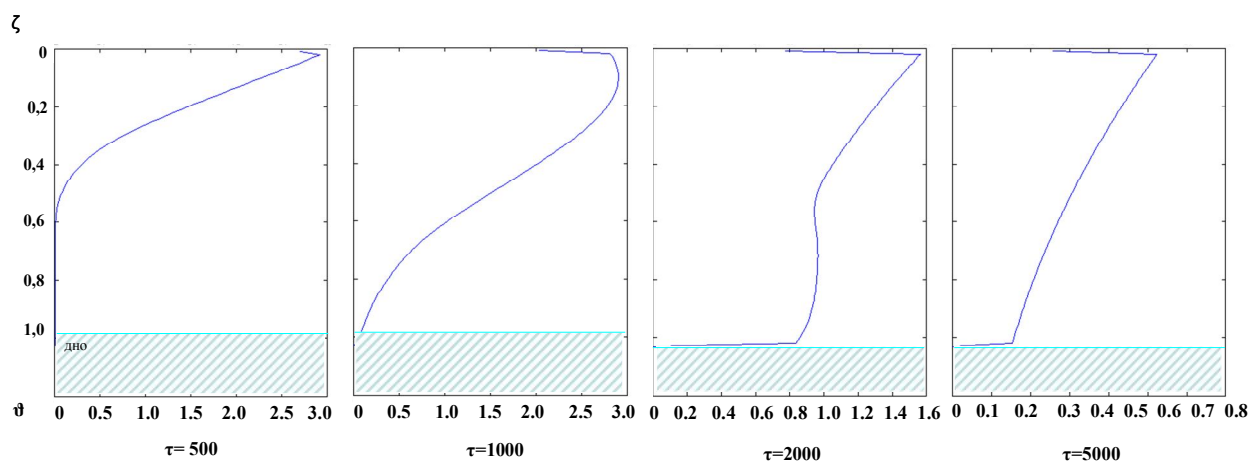


Рис.6. Пример распределения концентрации частиц по глубине при относительной гидравлической крупности $w^t=2,0$ и относительной пульсационной скорости $u^t=0,2$ при поглощающем дне.

поверхностного загрязнения от величины пульсаций (рис.7-8). На рис.7 представлена зависимость времени биодеструкции при дефицитной загрузке

$$\frac{m_{bc}}{M_{bc}} = 0,4 \text{ относительных пульсационных скоростей водной среды.}$$

Как видно из графика, с увеличением скорости турбулентного потока и глубины водоема ($w^t=0,5$) время на биодеструкцию увеличивается на 30% относительно неглубокого водоема ($w^t=2$) со спокойной водой и на 40% при

наличии пульсаций в неглубоком водоеме. На рис.8 представлена зависимость времени биодеструкции пленочного загрязнения от величин пульсаций при дефицитной загрузке $\frac{m_{\delta c}}{M_{\delta c}} = 0,2$ и различной глубине водоема.

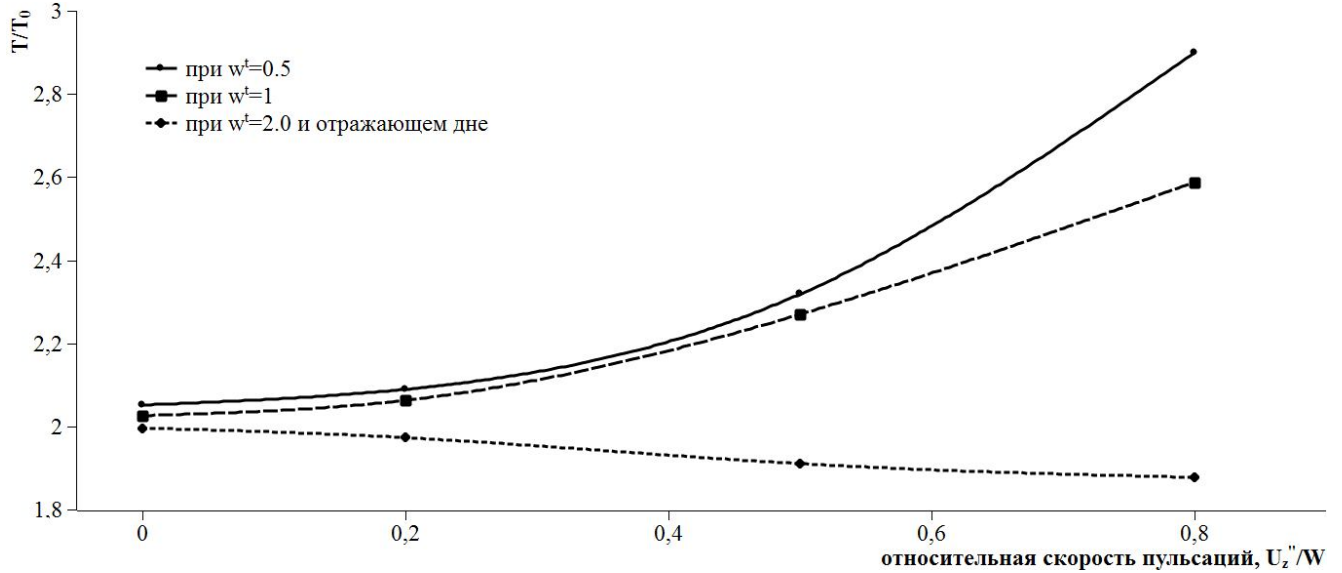


Рис.7. Влияние относительной пульсационной скорости на время биодеструкции.

Как видно из графика (рис.8), с уменьшением величины дефицитной загрузки до 0,2 и увеличением глубины водоема время на биодеструкцию увеличилось в 3,7 раза. При мелком водоеме влияние относительных пульсаций незначительно.

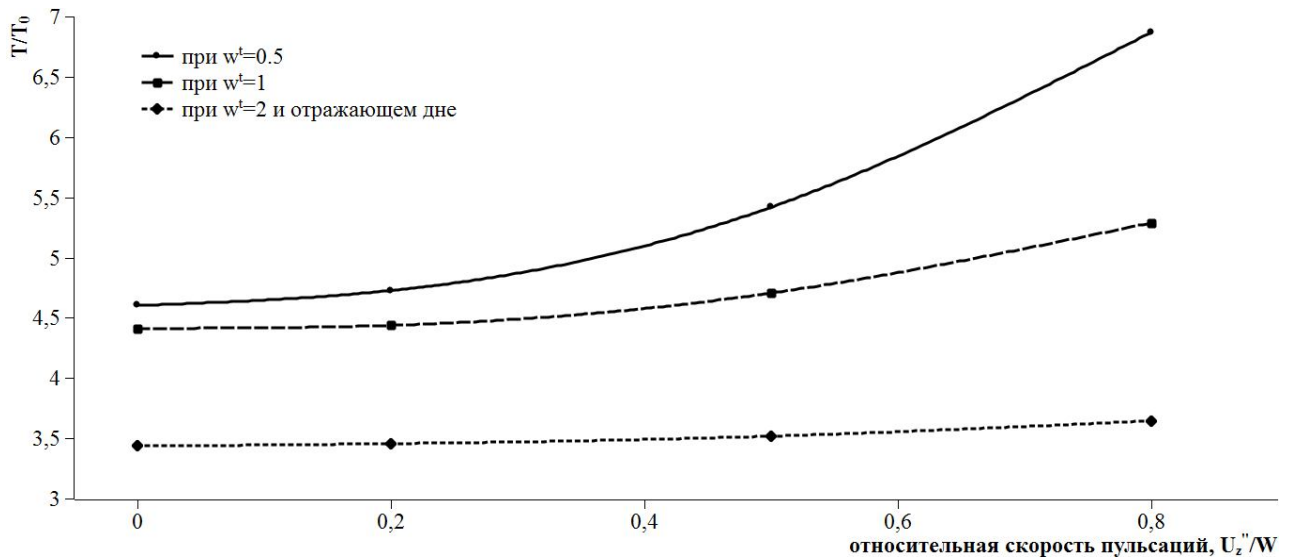


Рис.8. Влияние относительной пульсационной скорости и дефицитной загрузки 0,2 на время биодеструкции.

На основании вышеприведенного анализа оказалось возможным представить результаты расчетов в форме, позволяющей выполнять практические расчеты, для установления снижения нормы подачи активной примеси в зависимости от

времени требуемого для очистки акватории при фиксированном количестве загрязняющего вещества на свободной поверхности. В соответствии с принятой моделью представим следующую таблицу значений $W = \left[\frac{см}{сек} \right]$ и $L = [см]$ для фракции $1,0 \leq d < 2,0$ мм

Таблица 2

Соленость, ‰ Температура, °С	0	10	20	40
5	$W=0,73; L=40$	-	-	-
10	$W=0,81; L=54$	$W=0,63; L=16$	-	-
20	$W=0,89; L=75$	$W=1,03; L=19$	$W=0,93; L=18$	-

Знак «-» в таблицах означает, что частицы в процессе биодеструкции не всплывают и цикл «осаждение и всплытие» не реализуется.

По данным исследований, проведенных в ГГИ, наиболее труднореализуемыми являются мероприятия по очистке от поверхностных загрязнений пойменных участков рек. Поэтому приведем пример расчета именно для этого случая.

Пример расчета:

Пусть на поверхности водоема разлито $M_{НП}^0$ загрязняющего вещества. Для единоразового ее удаления необходима масса $M_{бс}$ активной примеси. Для удаления поверхностной пленки будем использовать частицы размером $1,0 \leq d < 2,0$ мм. Состояние водной среды: 10^0 С, 0‰. Глубина водоема 0,25 м. Величина вертикальных пульсаций 0,15 см/сек. Время намокания частиц в загрязняющем веществе T_0 30 сек. Время, определяемое для очистки водоема, t_{end} 60 сек. Используя приведенные выше значения осредненных значений гидравлической крупности и глубины осаждения частиц активной примеси, найдем относительную гидравлическую крупность: $w^t=(L/h)=0,5$; и относительную пульсационную скорость: $u^t=(U_z/W)=0,2$. Используя приведенную ниже номограмму (рис.9), находим ту дефицитную загрузку

активной примеси $\frac{m_{\bar{b}c}}{M_{\bar{b}c}}$, при которой возможно удаление 98% загрязняющего вещества M_{III}^{98} за задаваемое время t_{end} .

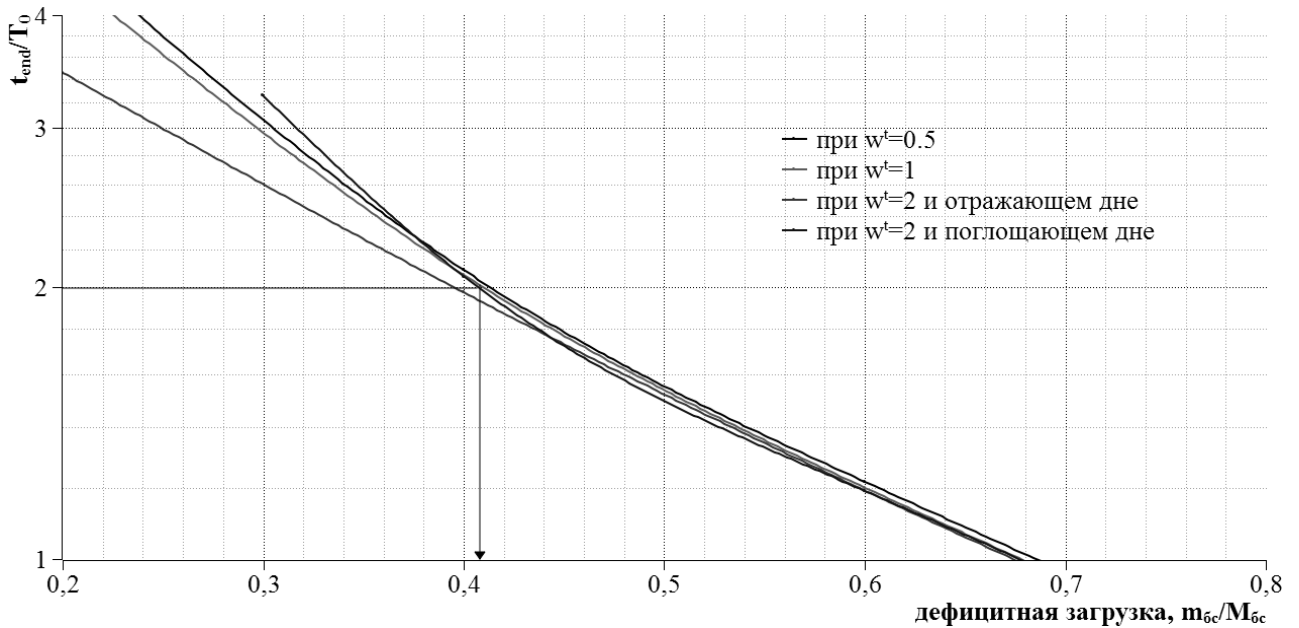


Рис. 9. Расчетная номограмма для определения дефицитной загрузки активной примеси.

Используя кривую для $w^t=0,5$, находим, что $\frac{m_{\bar{b}c}}{M_{\bar{b}c}}$ будет равна 0,4. Это означает, что при заданных условиях возможно сокращение массы загружаемой на пленку активной примеси $m_{\bar{b}c}$ до 40% от $M_{\bar{b}c}$. Как видно из приведенной выше номограммы видно, что значение $\frac{m_{\bar{b}c}}{M_{\bar{b}c}}$ равное 0,4 приемлемо для любой глубины и состояния донной поверхности водоема.

Необходимо добавить, что расчеты проведены при условии, что время полной биодеструкции поверхностного загрязнения, насыщаемого активной примесью, соизмеримо со временем цикла осаждения/всплытия так, что при повторном намокании частицы насыщаются загрязняющим веществом также интенсивно, как и при первичном.

В пятой главе приведены основные результаты и выводы:

– Получено подтверждение существования многократного цикла осаждения/всплытия и повторного насыщения загрязняющим веществом на

свободной поверхности частиц активной примеси, не закрепленных на носителе.

– Экспериментально исследованы зависимости глубины и времени осаждения/всплытия, которые явились основой для формулировки стохастической модели процесса биодеструкции.

– Адаптирована модель диффузии с конечной скоростью для математического описания процесса биодеструкции с учетом осаждения/всплытия частиц активной примеси.

– Результаты численного решения системы дифференциальных уравнений модели ДКС позволили установить время удаления поверхностной пленки в зависимости от дефицита загрузки для различных сочетаний собственных гидравлических характеристик активной примеси, турбулентности окружающей водной среды и состояния донной поверхности.

– Для практических расчетов рекомендуется связь между временем полной биодеструкции и дефицитной загрузкой для различных фракций частиц активной примеси и температурно-соленосных режимов.

– Вышеизложенное позволяет сделать вывод о том, что предложение использовать эффект многократного цикла осаждения/всплытия частиц активной примеси, не закрепленной на носителе, в процессе биодеструкции пленки может обеспечить её существенную экономию.

В шестой главе представлены экспериментальные данные по определению гидравлической крупности и характеристики применяемого биосорбента.

Список работ, опубликованных по теме диссертации

1. Маркелова Е.А. Экспериментальное исследование процесса биодеструкции нефтяных загрязнений водной среды // Научно-технические ведомости СПбГПУ. – 2010. – №4 (110). – СПб.: Изд-во Политехн. ун-та, 2010. С. 216-221.

2. Маркелова Е.А. Экспериментальное исследование гидравлических характеристик биосорбента для удаления нефтяной пленки с поверхности воды // Вестник гражданских инженеров.-2010.- №4(25)-СПб.: Изд-во СПбГАСУ, 2010. С. 136-137.

3. Маркелова Е.А. Гидравлическое моделирование процесса биодеструкции нефтяных загрязнений водной среды // Вестник гражданских инженеров.-2011.- №1(26)-СПб.: Изд-во СПбГАСУ, 2011. С. 119-123

4. Маркелова Е.А. Технология применения активной примеси при строительстве и эксплуатации подводных трубопроводов // Инженерно-строительный журнал.- 2011.-№2(20)-СПб.: Изд-во Политехн. ун-та, 2011. С.55-62.