

УДК 556.5

Е.В. Веницианов

*Международный университет природы, общества и человека «Дубна»,
141980, г. Дубна Московской обл., ул. Университетская, 19;
Институт водных проблем Российской академии наук,
127273, Москва, ул. Губкина, 3; eugeny.venitsianov@gmail.com*

НАНОФАКТОРЫ В ПРОЦЕССАХ МАССОПЕРЕНОСА В МНОГОФАЗНЫХ СИСТЕМАХ

*Получена 14 сентября 2010 года
Опубликована 9 ноября 2010 года*

01.02.00 – Механика

Большинство компонентов природных вод существует в нескольких формах и взаимодействие этих форм происходит по поверхности раздела между существующими фазами. Это жидкая фаза, коллоидные и твердые частицы, а также донные осадки. Для формирования качества природных вод важную роль играют физико-химические процессы, происходящие в нанослое вдоль границы раздела фаз.

Между водной массой и веществом взвесей для большинства загрязняющих веществ происходит массообмен, регулируемый сорбцией и диффузией. Время установления равновесия регулируется коэффициентом распределения сорбции и коэффициентами диффузии в нанослое между фазами и диффузией в порах частицы взвеси. Для микропор происходит перекрытие нанослоев в порах и коэффициент диффузии в них на три порядка меньше, чем в макропорах, где нанослои не перекрываются. От соотношения характерного времени массопереноса во внешнем нанослое частицы и нанослоях пор зависит скорость поглощения загрязняющего компонента. Так как токсичными являются ионные формы тяжелых металлов, скорость сорбции влияет на токсичность сточных вод, поступающих в водные объекты.

Доля поглощения загрязняющего компонента зависит также от суммарной сорбционной емкости взвеси. Для органических коллоидных частиц и для микронных макропористых глинистых частиц сорбция происходит практически мгновенно и токсичность металлов быстро снижается. Для макропористых глин время сорбции исчисляется часами и сутками, поэтому токсичность снижается, в основном, за счет разбавления.

Ключевые слова: природные воды, компонентный состав, диффузионные нанослои, жидкая фаза, фаза взвеси, изотерма сорбции, характерное время диффузии

ВВЕДЕНИЕ

Существующая парадигма состава природных вод основана на представлении о гомогенности компонентов, формирующих состав.

Полагается достаточным для описания всех гидрохимических и гидробиологических параметров, характеризующих качество воды и экологическое состояние водного объекта, ввести вектор состояния вида

$$C_i = C_i(t, x, y, z) \quad (1)$$

для каждого компонента i , где C – концентрация, t – время, x, y, z – координаты. Общее число таких характеристик может исчисляться сотнями и определяется, прежде всего, многочисленностью химических веществ (органических и неорганических в макро- и микроконцентрациях) и видов фито- и зоопланктона, бактерий и пр., влияние которых на качество воды может быть существенным.

Внутриводоемные процессы описываются системами дифференциальных и (или) алгебраических уравнений, в которых такие характеристики и связи между ними заданы функциями. Участие экзогенных процессов (в конечном счете, определяемых ими факторов, влияющих на состояние водного объекта) учитывается граничными условиями, которые количественно описывают такие влияния.

Общей особенностью таких моделей трансформации качества природных вод является то, что они полагают водную среду, в которой и происходят трансформации компонентов, **гомогенной**. Иными словами, в малом объеме трансформация качества происходит в соответствии с **уравнениями кинетики** вида [1]:

$$dC_i/dt = f_i(C_1, C_2, \dots, C_n), \quad (2)$$

где $i = 1, 2, \dots, n$ (n – число компонентов).

Различные данные показывают, что изложенная выше парадигма качества природных вод недостаточна: существенными оказываются процессы, происходящие на границе раздела фаз, т.е. необходимо учитывать гетерогенность происходящих в водном объекте процессов трансформации качества воды.

Цель работы – оценить влияние нанослоев на границе раздела твердых и жидких фаз в природных водах (и других многофазных водах, например,

сточных водах) на кинетику и равновесные соотношения компонентов состава вод на примере тяжелых металлов.

В работе использован метод оценок характерных времен сорбции в жидкой и твердой фазах взвесей в природных водах на основе диффузионной модели, а также экспериментальные данные по сорбции взвесями тяжелых металлов в воде реки Ички – притоке второго порядка реки Москвы.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Гетерогенность компонентов состава связана с наличием в водном объекте нескольких фаз, активно взаимодействующих между собой. Это растворенная фаза компонентов, твердая минеральная (или органическая) фаза в форме взвешенных частиц и донных осадков, коллоидная органическая гидрофобная фаза и гидробиологическая фаза в водной массе (планктон, рыбы, водные растения) и донных осадках (бентос). Возможны сочетания нескольких фаз, например, минеральная твердая фаза может сорбировать на поверхности органические молекулы, которые могут быть комплексонами.

Существенны для гетерогенности два фактора: наличие поверхности раздела между фазами и возможность существования компонентов состава воды (прежде всего, химических веществ) в нескольких фазах. В частности, когда говорят о концентрации какого-либо вещества в воде, как правило, имеют в виду среднюю нескольких частных концентраций: в водной массе, во взвесьях разного генезиса (минеральных, органических), в органических коллоидах, в донной массе, в организмах водной биоты. (В лучшем случае эта средняя – взвешенная, в худшем представлена только одной частной концентрацией, обычно соответствующей водной массе.)

В качестве наиболее характерного для природных вод поллютанта рассмотрим тяжелые металлы (ТМ). Возможная схема их распределения по разным фазам представлена на рисунке 1 [1].



Рис.1. Схема распределения тяжелых металлов между фазами в водном объекте

Между этими фазами происходят взаимодействия, причем основным из них является сорбция, т.е. поглощение содержащихся в одной из фаз молекул (ионов) вещества другой, контактирующей, фазой. Существует несколько конкретных механизмов сорбции: ионный обмен, физическая адсорбция (взаимодействие молекул через электронные оболочки – силы Ван-дер-Ваальса), хемосорбция, т.е. сорбция вследствие протекания химических реакций.

Непосредственные акты взаимодействия молекул вещества, содержащихся в разных фазах, происходят на поверхности раздела фаз. Для разных механизмов сорбции эти акты взаимодействия молекул имеют различную физико-химическую природу:

для ионного обмена – ион, закрепленный в матрице твердого вещества взвеси, обменивается на ион, содержащийся в воде;

для механизма физической адсорбции – фиксация молекулы, содержащейся в воде, на поверхности твердой частицы происходит за счет сил Ван-дер-Ваальса;

для механизма хемосорбции фиксация происходит за счет химической реакции, например, координационного взаимодействия иона с макромолекулой органического вещества коллоидной частицы.

Укажем характерные размеры «участников» гетерогенных взаимодействий разных фаз в природных водах:

водный объект – метры;

песчаные частицы, быстро оседающие на дно, – 10^{-3} м, т.е. миллиметры;

взвешенные частицы – $n \times 10^{-5} - 10^{-6}$ м, т.е. микроны;

толщина слоя сорбционного взаимодействия – $n \times 10^{-8} - 10^{-9}$ м, т.е. нанометры.

Наиболее существенная фаза физико-химических процессов в водных объектах, определяющих распределение компонентов состава, происходит в нанослое поверхностей разделов «вода – взвеси» и «вода – донные осадки». Остановимся на некоторых существенных особенностях процессов, происходящих в нанослое.

При всем различии механизмов сорбции существует несколько общих закономерностей **процесса поглощения [2]**:

термодинамическое равновесие концентраций сорбируемого вещества в контактирующих фазах. На рисунке 2 представлена общая схема массообмена в системе «вода – взвеси». Поскольку это равновесие устанавливается при постоянной температуре окружающей водной среды, зависимость между концентрациями в контактирующих фазах характеризуется изотермой;

диффузионный характер кинетики в нанослое поверхности раздела. Подвод сорбируемого вещества из водной массы к поверхности раздела фаз называется внешней диффузией, а из твердой фазы – внутренней диффузией.

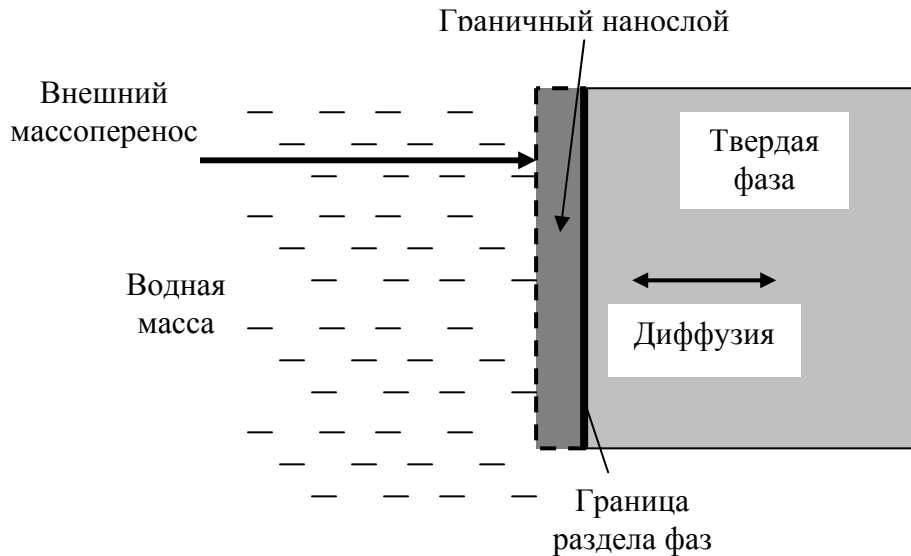


Рис.2. Схема массообмена в системе «водная масса – взвесь»

Характеристиками массообмена между фазами соответственно являются [2]:

отношение концентраций сорбируемого вещества в контактирующих фазах, называемое коэффициентом распределения Γ ;

коэффициент диффузии вещества в твердой фазе D_s и коэффициент массопереноса в водной массе к поверхности раздела β .

Массообмен в твердой фазе описывается уравнением Фика:

$$\partial a_s / \partial t = (D_s / r^2) \partial (r^2 \partial a_s / \partial r) / \partial r,$$

где $a_s(r, t)$ – локальная концентрация компонента в частице взвеси, r – координата в частице (предполагается сферическая форма частицы).

Внешняя диффузия описывается уравнением:

$$\partial a / \partial t = \beta (c - c_{\text{пов}}),$$

где a – концентрация в твердой фазе, усредненная по объему частицы взвеси, c – концентрация вещества в водной массе, $c_{\text{пов}}$ – концентрация на

поверхности раздела фаз, причем на границе раздела существует равновесие, которое в случае линейной изотермы описывается уравнением:

$$c_{\text{пов}} = a_{\text{пов}}/\Gamma,$$

где $a_{\text{пов}}$ – концентрация внутри сорбирующей частицы на границе раздела; Γ здесь представляет коэффициент динамического равновесия между твердой и жидкой фазами. Схема модели массообмена представлена на рисунке 3.

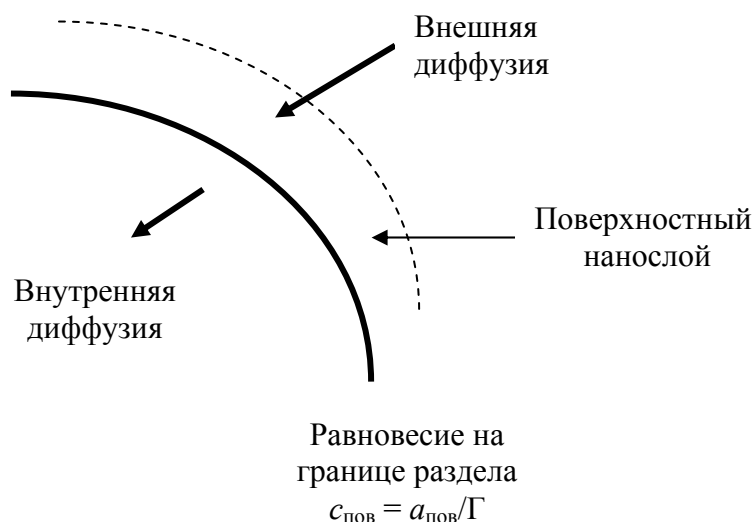


Рис. 3. Схема модели массообмена

Нанослой, регулирующий процесс перераспределения вещества между фазами «вода – взвешенная частица», имеет четыре основные характеристики:

коэффициент распределения Γ между твердой и жидкой фазами (обычно $\Gamma \gg 1$);

коэффициент массопереноса в нанослой;

коэффициент диффузии в веществе взвешенной частицы;

размер частицы взвеси.

Значения этих характеристик определяются экспериментально. Для этого нами были проведены опыты на различных водных объектах. Поскольку существует несколько механизмов сорбции и несколько типов

сорбирующих взвесей, необходимо было разработать многоступенчатую схему анализа. Опишем подробнее методологию экспериментального определения одной из характеристик нанослоя – коэффициента Γ .

Используем данные, полученные при анализе загрязненности ТМ донных осадков реки Ички, левого притока реки Яузы, в пределах Национального парка «Лосиный остров» [3]. Река Ичка подвержена мощному автотранспортному загрязнению от МКАД, пересекающей ее водосборный бассейн. С полотна МКАД в реку поступают ТМ и другие поллютанты. Пробы донных отложений (ДО) были отобраны на расстоянии 300 м от автомагистрали (рисунок 4).

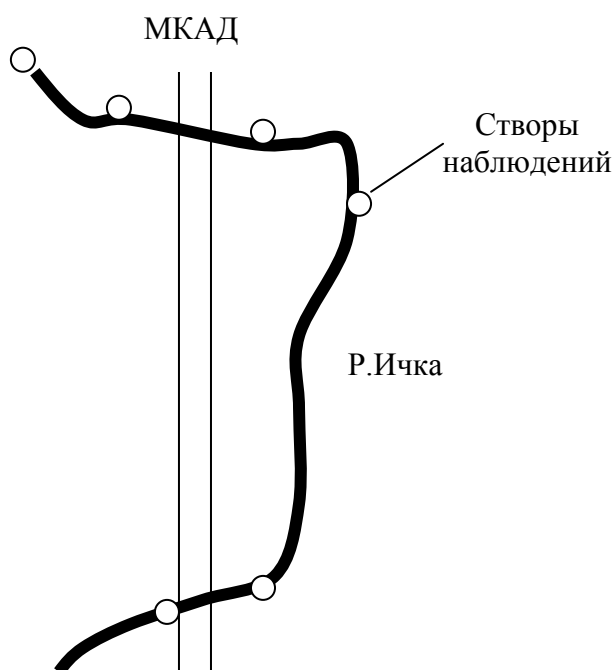


Рис. 4. Схема створов наблюдения реки Ички.

По классификации Н.А. Качинского [4] изученные ДО относятся к тяжелым суглинкам. Данные пипеточного гранулометрического анализа, приведенные в таблице 1, показывают, что основная масса частиц имеет микронные размеры: $n \times 10^{-5} - 10^{-6}$ м.

Таблица 1. Гранулометрический состав донных осадков р. Ички

Фракции, 10^{-3} м	Содержание фракций, %
1.0–0.5	2
0.5–0.25	7
0.25–0.10	8
0.10–0.05	1
0.05–0.01	36
0.01–0.005	13
0.005–0.001	17
<0.001	16

Поскольку ТМ находятся в воде в разных формах, необходимо осуществить последовательную экстракцию ДО несколькими различными реагентами. Использовались следующие реагенты:

1. вытяжки раствором хлорида магния (1 моль/л $MgCl_2$, pH = 7.0), позволяющие извлечь ионные формы ТМ;
2. ацетатно-аммонийные вытяжки – 2.8 мл CH_3COONH_4 с pH = 4.8, позволяющие извлечь карбонатные формы, а также формы, сорбированные по механизму физической адсорбции;
3. вытяжки водным раствором гидроксилamina ($NH_2OH \cdot HCl$) в 25%-ной уксусной кислоте, позволяющие извлечь формы, связанные с оксидами и гидроксидами Fe и Mn;
4. вытяжки водным раствором 0,02 моль/л HNO_3 и 5 мл 30% H_2O_2 (pH = 2), позволяющие извлечь формы, связанные с органическим веществом.

Эти четыре вида экстракции охватывают основную часть сорбционного поглощения металлов взвесьями. Значения Γ , оцененные после определенных химических манипуляций, представлены в таблице 2. Из этих данных следует, что для ионообменной и адсорбционной форм изученных компонентов коэффициент Γ имеет порядок $n \times 10^2 - 10^3$, для органических веществ (ОВ) и гидроксидов железа – $n \times 10^4$. Коэффициент $n \sim 1$.

Таблица 2. Значения коэффициента распределения Γ (г поровой воды)/(г сорбирующей формы) для Cu и Zn по трем сорбированным формам (ионная+адсорбционная, органическая, поглощенная аморфным Fe) в ДО реки Ички

ТМ	Ионная+адсорбционная	Органический комплекс	Сорбция аморфным Fe
	Γ	Γ	Γ
Cu	256	2.2×10^4	0.82×10^4
Zn	1715	1.25×10^4	4.0×10^4

Для многих рек гумидной зоны характерны все перечисленные виды взвесей. В водной массе они, в основном, представлены глинистыми и коллоидными органическими частицами (фульво- и гуминовые кислоты). Кроме того, частицами-сорбентами являются органические взвеси, гидроксиды, прежде всего, Fe и Mn.

Таким образом, наиболее распространенной фазой ТМ в природных водах являются **органические и неорганические** комплексы, на порядок меньше концентрация **ионообменных и адсорбционных** форм, и на три порядка меньше – концентрация в свободной (ионной) форме. Этот вывод имеет важное экологическое значение: наиболее токсичными, как правило, являются ионные формы ТМ. Но изначально в природных водах они присутствуют в незначительных количествах. Наиболее распространены связанные (сорбированные) формы металлов. ТМ попадают в природные воды, в основном, с промышленными сточными водами, где они содержатся преимущественно в ионной форме. Несомненно важным является следующий вопрос: долго ли ТМ находятся в наиболее токсичной ионной форме?

Оценить время поглощения (сорбции) можно, привлекая характерные времена сорбции, которые определяются размерами нанослоев на поверхности раздела фаз.

Скорость сорбции определяется скоростью массопереноса иона к поверхности раздела фаз и зависит от скорости подвода вещества в нанослое и скорости диффузии вещества в частице. Скорость диффузии в твердом теле определяется подвижностью иона (или молекулы) поглощенного вещества и структурой поглощающего вещества. Природные материалы обычно имеют пористую структуру, которая классифицируется по характерным размерам пор.

Макропоры имеют размеры порядка микронов, т.е. 10^{-6} м, микропоры – порядка десятков нанометров, т.е. $n \times 10^{-8}$. Это различие весьма существенно. В макропорах формирующиеся нанослои разделены значительной массой воды и подвижность ионов в водной массе аналогична их подвижности в свободной воде, т.е. имеет порядок $n \times 10^{-5}$ см²/с (рисунок 5.). В микропорах происходит перекрытие нанослоев, и перемещение ионов происходит с коэффициентами диффузии, которые на три порядка меньше, чем в макропорах (рисунок 6). Таким образом, **нанослои в порах регулируют скорость** диффузии поглощенного вещества.

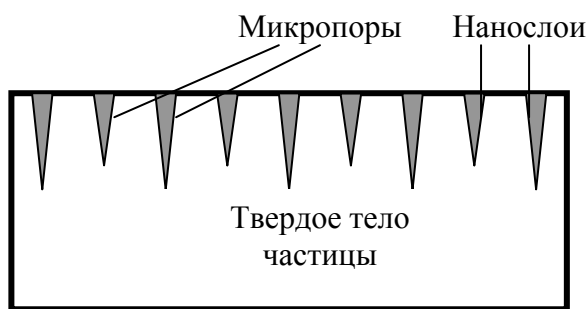


Рис. 5. Структура нанослоев в микропористой

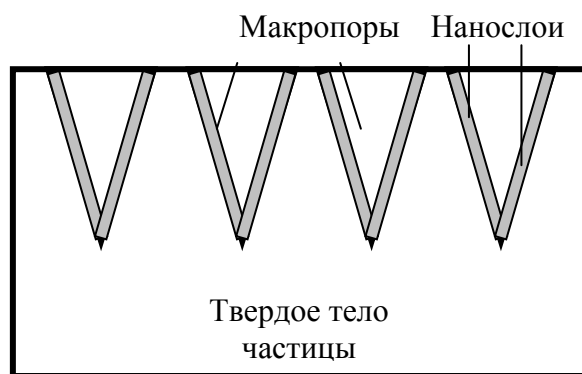


Рис. 6 Структура нанослоев в макропористой

Кроме того, для оценки величины коэффициента диффузии следует учесть, что поверхность пор, как и поверхность сорбирующей частицы, обладает сорбционными свойствами и имеет такой же коэффициент

распределения. Поскольку коэффициент распределения Γ между твердой и жидкой фазами является характеристикой динамического равновесия, он характеризует отношение времён пребывания иона в сорбированном и свободном состоянии, т.е. в водной фазе ион пребывает времени в Γ раз меньше, чем в сорбированном состоянии. Поэтому диффузия иона в воде замедляется в Γ раз и равна [5]

$$D_l = D_i/\Gamma, \quad (3)$$

где D_i – коэффициент диффузии иона в воде без влияния сорбции,

D_l – коэффициент диффузии иона в поре с учетом сорбции.

С учетом этих особенностей диффузии в частице взвеси можно оценить характерные времена сорбции для типичной ситуации поступления загрязняющих веществ в водный объект [6].

Кинетика процесса сорбции определяется временем, необходимым для достижения равновесия между концентрациями сорбируемого компонента в твердой и жидкой фазах. От соотношения кинетических и равновесных параметров зависит общий уровень снижения ионной концентрации ТМ в водной массе при сорбции и скорость достижения равновесия.

Как уже отмечалось, скорость сорбционного поглощения зависит от четырех параметров: β , D , R и Γ , которые определяют скорость внешней и внутренней диффузии. Введем характерные масштабы времени этих двух кинетических стадий, пользуясь теорией размерностей [6]:

$$\begin{aligned} \tau_e &= \Gamma R/\beta - \text{для внешней диффузии,} \\ \tau_i &= R^2/D - \text{для внутренней диффузии} \end{aligned} \quad (4)$$

Концентрация ионов ТМ в объеме сточной воды снижается как вследствие разбавления, так и при сорбции взвешенными частицами. Насколько велик вклад процесса сорбции? Если поглощение иона происходит медленно, то можно считать, что решающую роль в изменении концентрации ионной формы $c(t)$ будет играть разбавление сточной воды.

Если же сорбционное поглощение происходит мгновенно с коэффициентом распределения Γ , то в этом случае концентрация ионной фазы в воде $c_{см}$ описывается уравнением:

$$c_{см}(t) = c_0 / \{V_c(t)/V_0 + C_{вз} \Gamma [V_c(t)/V_0 - 1]\}, \quad (5),$$

где c_0 – концентрация загрязняющего вещества в сточной воде при сбросе в водный поток, V_0 – начальный объем сточной воды (т.е. расход в единицу времени), $V_c(t)$ – этот же объем в момент времени $t > 0$, который больше V_0 за счет турбулентного смешения, $C_{вз}$ – концентрация сорбирующей взвеси.

Из формулы (5) следует, что первое слагаемое в знаменателе описывает снижение концентрации загрязняющего вещества за счет разбавления, а второе слагаемое – за счет сорбционного поглощения, причем это второе слагаемое тем больше, чем больше концентрация взвеси $C_{вз}$ и коэффициент распределения Γ . Следовательно, при оценке разбавления загрязняющего вещества необходимо учитывать присутствие в водной массе сорбирующей взвеси, которая также влияет на снижение концентрации поллютанта.

Критическое значение концентрации сорбирующей взвеси можно оценить, когда вклад сорбции окажется соизмерим с разбавлением сточной воды (таблица 3).

Таблица 3. Значения критических концентраций $C_{вз}^{крит}$ по трем сорбированным формам

ТМ	Ионная+адсорбционная	Органический комплекс	Сорбция аморфным Fe
	$C_{вз}^{кр}$	$C_{вз}^{кр}$	$C_{вз}^{кр}$
Cu	4 г/л	45 мг/л	120 мг/л
Zn	0.6 г/л	80 мг/л	25 мг/л

Из данных этой таблицы следует, что для глинистых взвесей основную роль в снижении ионной концентрации ТМ играет разбавление, так как для типичных водных объектов концентрации минеральных взвесей намного

меньше $C_{вз}^{кр}$. Критические значения для растворенных органических веществ и гидроксидов, как правило, также ниже $C_{вз}^{кр}$. Таким образом, ключевым фактором, препятствующим снижению ионной концентрации ТМ в водной массе, является **недостаток сорбционной емкости взвесей** в водной массе. Однако в случае высокоцветных вод, характерных для гумидной зоны, вклад сорбции в снижение ионной концентрации поллютанта становится преобладающим.

Кроме равновесного фактора, характеризующегося коэффициентом распределения Γ , важную роль играет кинетика поглощения.

Количественные оценки параметров τ_e и τ_i приведены в таблице 4.

Таблица 4. Характерные времена внешне- τ_e и внутридиффузионной кинетики τ_i для глинистых частиц размера R . Для расчета принята величина $\Gamma = 10^3$, $D_s \sim 10^{-8} - 10^{-11} \text{ см}^2/\text{с}$

R, см	1 мкм = 10^{-4} см	10 мкм = 10^{-3} см	31.6 мкм = 3.16×10^{-3} см	100 мкм = 10^{-2} см
τ_i , с, для макропор $D_s = 10^{-8} \text{ см}^2/\text{с}$	1.0	10^2	10^3	10^4
τ_i , с, для микропор $D_s = 10^{-11} \text{ см}^2/\text{с}$	10^4	10^5	10^6	10^7
τ_e , с	1.5	32.2	160	714

Коэффициент τ_e внешнего массопереноса β в нанослое определяется, в основном, гидродинамическими условиями в потоке, который для природных водных объектов, как правило, является турбулизированным, а коэффициент τ_i внутренней диффузии, как говорилось выше, определяется размерами пор и коэффициентом распределения Γ .

Для глинистых частиц и детрита, т.е. для механизма ионного обмена и адсорбции, учтем типичный диапазон размеров частиц, представленный в таблице 1, т.е. 1-100 мкм, и значения Γ порядка $n \times 10^2 - 10^3$. Рассчитанные

значения τ_e и τ_i представлены в таблице 4. При этом коэффициент внутренней диффузии D_s в твердой фазе, т.е. микропористом сорбенте, как показывают тщательные измерения, $\sim 10^{-8}$ – 10^{-11} см²/с. Для макропористых водонасыщенных глин (монтмориллонит) $\sim 10^{-8}$ см²/с, для гидроксидов железа $\sim 10^{-9}$ см²/с.

Величина характерного времени внешней диффузии τ_e – порядка 1÷100 с. В то же время величина характерного времени внутренней диффузии τ_i на три порядка больше.

Таким образом, для глинистых частиц лимитирующая стадия – **внутренняя диффузия**, причем с увеличением размера частиц влияние внешней диффузии становится пренебрежимо малым. Наименьшее характерное время сорбции, равное 1 с, достигается для частиц размером 1 мкм = 10^{-4} см при максимальном значении коэффициента внутренней диффузии 10^{-8} см²/с, которое характерно для макропористых глин. Для более крупных частиц характерный масштаб времени растет и достигает для микропористых глин и частиц размером 10 мкм величин $\sim 10^5$ с, т.е. порядка суток.

Лимитирующей стадией кинетики при сорбции ТМ в глинистые **взвеси** является внутренняя диффузия, а характерное время сорбции достигает суток. Следовательно, для глинистых взвесей основным механизмом снижения ионной концентрации ТМ является разбавление, а сорбция не имеет влияния на концентрацию ионной фазы.

Для **органических коллоидных частиц** (фульво- и гуминовых кислот) $R < 10^{-6}$ см, $\Gamma \sim n10^4$. Следовательно, $\tau_e < 0.03$ с. Коэффициент внутренней диффузии для сорбирующих водонасыщенных частиц D_s следует рассчитывать по формуле (3). По формуле (4) находим: $\tau_i < 0.001$ с.

Следовательно, для органических комплексов кинетику поглощения ионов можно считать **мгновенной**. Для типичных размеров частиц $R \sim 3.1 \times 10^{-4}$ см характерные времена τ_i и $\tau_e \sim 1$ с, т.е. фактически **сорбция является мгновенной** не только для коллоидных частиц, но и для минеральных водонасыщенных частиц (гидроксидов), а также для органических пленок на поверхности более крупных минеральных частиц.

Итак, отметим **решающую роль кинетики поглощения ионов различными взвесями:**

для органических коллоидных частиц и для микронных макропористых (например, монтмориллонитовых) глинистых частиц сорбция происходит практически мгновенно,

для микропористых глин (большинство глинистых материалов) время сорбции исчисляется часами и сутками, т.е. при разбавлении сбросов механизм сорбции практически можно не учитывать.

Принципиальное значение имеет наличие в водной массе достаточного количества взвешенных частиц, способных сорбировать (посредством разных механизмов) поллютанты (в нашем случае – ионы ТМ). Нами введено понятие **сорбционной емкости взвесей** водной массы природной воды. Рассчитаны критические значения концентраций основных сорбирующих форм взвесей, когда влияние сорбции на снижение концентраций ТМ в сбросе соизмеримо с влиянием турбулентного перемешивания сбросной и природной воды (см. таблицу 3).

ВЫВОДЫ

1. Теоретические и экспериментальные исследования свидетельствуют о важной роли физико-химических процессов, происходящих в слоях с размерами порядка единиц – десятков нанометров. Эти слои формируются на поверхности раздела водной массы и коллоидных или дисперсных взвесей, всегда имеющих в природных водных объектах.

2. Дисперсную фазу водной массы водных объектов формируют твердые минеральные или органические взвешенные частицы, коллоидная органическая гидрофобная фаза и гидробиологическая фаза (планктон, рыбы, водные растения), а также донные осадки. Во взвешенном состоянии находятся частицы, имеющие микронный размер (10^{-6} м). Однако их разделяет от водной массы нанослой, физико-химические свойства которого специфичны и регулируют качество воды в водном объекте.

3. Между водной массой и веществом взвесей для большинства загрязняющих веществ в водном объекте происходит массообмен, регулируемый механизмом сорбции. С течением времени устанавливается термодинамическое равновесие между фазами.

4. Скорость поглощения загрязняющего компонента зависит от соотношения характерного времени массопереноса во внешнем нанослое частицы и нанослоях пор. Для органических веществ она имеет порядок секунд, для микропористых глинистых частиц – порядок суток.

5. Доля поглощения загрязняющего компонента зависит также от суммарной сорбционной емкости взвеси, которая в свою очередь зависит от общей емкости дисперсной фазы, т.е. концентрации взвесей и органического вещества. Чем выше суммарная сорбционная емкость взвеси, тем меньшая доля загрязняющего компонента находится в токсичной ионной форме.

6. Оценка скорости поглощения токсикантов разными взвесями приводит к выводу, что для органических коллоидных частиц и микронных макропористых (например монтмориллонитовых) глинистых частиц сорбция происходит практически мгновенно; для микропористых глин (большинство глинистых материалов) – время сорбции исчисляется часами и сутками, т.е. при разбавлении сбросов механизм сорбции практически можно не учитывать.

ЛИТЕРАТУРА

1. Веницианов Е.В., Лепихин А.П. Физико-химические основы моделирования миграции и трансформации тяжелых металлов в природных водах / [Под науч. ред. Черняева А.М.] Екатеринбург: РосНИИВХ, 2002. 236 с.
2. Веницианов Е.В., Рубинштейн Р.Н. Динамика сорбции из жидких сред. М.: Наука, 1983. 240 с.
3. Веницианов Е.В., Соколова О.В. Сорбция ионных форм металлов на взвесьях при залповых сбросах сточных вод в русловый поток // Водные ресурсы. 2008. Т. 35. № 4. С. 1–6.
4. Качинский Н.А. Физика почвы. – Ч.2. Водно-физические свойства и режимы почв / М.: Высшая школа, 1970. 358 с.
5. Долгоносков А.М., Гарбар А.М. Расчет коэффициентов диффузии внутрь полимерных ионитов // Журн. физ. химии. 1986. Т. 60. №1. С.199–200.
6. Веницианов Е.В. Метод лимитирующей стадии в динамике сорбционных процессов. Сообщение 1 // Изв. АН СССР. Сер. хим. 1980. № 8. С. 1709–1713.