

- упрощение и упорядочение процедур, связанных с переходом прав собственности на жильё и землю;
- создание «прозрачной» информационной системы по объектам жилого фонда и имущественным правам.

Особую роль при этом играет вторичный рынок, через который осуществляется перераспределение жилого фонда. Кроме того, около 80% нового жилья в области (в первую очередь в городе Пскове) приобретается на встречной основе, т.е. с продажей имеющейся жилой площади.

Основным направлением усиления роли государственного регулирования функционирования инвестиционно-строительного комплекса является, как уже говорилось выше, установление системы инвестиционных конкурсов (торгов) как одного из главных критериев рыночной системы [2].

При использовании основных требований, вытекающих из организации и проведения подрядных торгов на объекты, работы и услуги в строительстве должны регламентироваться следующие факторы:

- стоимость (цена) выполнения подряда;
- продолжительность выполнения подряда;
- качество и надёжность выполнения подряда.

Кроме этого, при управлении инвестиционно-строительной деятельностью путём организации торгов должны учитываться особые условия заказчиков на каждый конкретный объект, работу или услуги.

Таким образом, система управления строительством в настоящее время должна быть направлена на решение следующих задач:

- определение общих принципов организации государственного и муниципального управления в сфере строительства, проектирования, градостроительства и архитектуры;
- помощь строительному комплексу в адаптации к функционированию в современных условиях;
- создание современных прогрессивных организационных структур управления строительным комплексом;
- разработка принципов и создание информационной инфраструктуры;
- совершенствование системы взаимодействия участников инвестиционных процессов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Васильев В. М., Панибратов Ю. П., Лапин Г. Н., Хитров В. А. «Управление в строительстве», С-Пб., ГАСУ, 2005.
2. Орт А. И. «Инвестиционно-строительный комплекс Санкт-Петербурга: проблемы и перспективы развития», С-Пб., Издательство МФИН, 2000.
3. Градостроительный кодекс Российской Федерации от 29.12.2004 № 190-ФЗ (с изменениями на 04.12.2006).
4. Земельный кодекс Российской Федерации от 25.10.2001 № 136-ФЗ (с изменениями на 16.10.2006)
5. Закон Псковской области от 29.12.2005 № 518-ОЗ «Об отдельных положениях регулирования земельных отношений на территории Псковской области» (с изменениями на 11.10.2006).

А.Н.РУМЯНЦЕВ
ПГПУ им. С.М. Кирова

ХИМИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ВТОРИЧНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Рассмотрены проблемы вторичного химического бактериального загрязнения природных водоемов. Показаны пути трансформации загрязняющих веществ и влияния внешних факторов на протекание процессов превращения веществ.

Процессы вторичного загрязнения водных объектов в связи с загрязнением донных осадков поллютантами широко обсуждаются в научной литературе. Однако количествен-

ные оценки данного процесса встречаются довольно редко, что связано с методическими трудностями в получении и интерпретации результатов.

Под вторичным загрязнением понимается процесс преимущественного выхода загрязняющих веществ из донных осадков в воду вследствие любого изменения гидро-, литодинамических, гидро- и геохимических условий, приводящих к нарушению квазиравновесного состояния на разделе «вода – донные отложения». К вторичному загрязнению воды следует подходить как к одному из видов вредного воздействия на водную среду, приводящему к загрязнению воды даже в отсутствие внешних источников загрязнения.

При этом поглощение загрязняющих веществ донными осадками и обратный выход в воду определяется свойствами самих веществ, гидродинамическим режимом, соотношениями концентраций загрязняющих веществ в воде и грунтах, буферными свойствами воды и донных осадков, величиной рН, окислительно-восстановительным потенциалом, скоростью осадконакопления, мощностью осадочного слоя и т. д.

Среди основных методических подходов к изучению процессов вторичного загрязнения и результатов его воздействия на биотический комплекс следует выделить:

- лабораторные исследования потенциальной подвижности форм тяжелых металлов и других загрязняющих веществ в донных осадках подбором химических вытяжек, позволяющих прогнозировать их поведение в разных геохимических ситуациях;
- экспериментальное изучение вторичного загрязнения, путем введения поллютанта в осадок и анализа его дальнейшего поведения и воздействия на биоту;
- пороведение биотестирования, то есть изучения уровня комплексного токсического воздействия водной вытяжки донных осадков на тест-объект;
- математическое моделирование обмена вещества на разделе «вода – донные отложения».

Развитие процессов вторичного загрязнения может быть обусловлено механическим, физико-химическим и биологическими факторами.

Механическое воздействие (перемешивание, перемещение или взмучивание донных осадков) возникает в процессе дноочистных или дноуглубительных работ. При этом высокое содержание взвешанных частиц, насыщенных поллютантами минерального и органического происхождения всегда является существенной предпосылкой загрязнения водной среды. В дополнение к этому активизируются процессы десорбции загрязняющих веществ и их поступление из иловых вод.

Изменение окислительно-восстановительных и кислотно-щелочных условий поверхностного слоя донных осадков, вследствие механического воздействия на него (особенно при перемещении), может также активизировать процессы растворения химических веществ и их переход в воду. При сборе грунтов с отрицательным редокс-потенциалом в акваторию, насыщенную растворенным кислородом, увеличивается растворимость солей тяжелых металлов, гидроксидов и органоминеральных комплексов и тем самым усиливается эффект вторичного загрязнения воды тяжелыми металлами и биогенными компонентами.

В этих процессах активно участвуют гидрофобные органические поллютанты. При механическом воздействии на поверхностный слой осадков происходит их выход в водную среду. Так при появлении нефтяных углеводородов в донных отложениях с содержанием порядка 300-500 мг/кг нарушение верхнего слоя осадков приводит к всплытию фрагментов нефтепродуктов и образованию пленки на поверхности воды.

Физико-химический фактор вторичного загрязнения воды выражен через процессы деструкции органического вещества и химического извлечения связанных форм элементов, процесса десорбции обменного комплекса металлов и диффузию химических веществ из иловых вод.

При этом следует иметь в виду, что природные воды обычно способны противостоять поступающим загрязняющим веществам и вновь осаждают их в твердую фазу благодаря *буферности* водной экосистемы, которая обуславливается определенной емкостью Eh-pH. Система является забуференной, если в ней присутствуют Eh- и рН, за-

дающие вещества, способные противостоять внешним воздействиям и сохранять общую Eh-pH устойчивость системы.

И разнообразных видов pH-буферности природных вод наиболее важное значение имеет карбонатная щелочная, которая находится из реакции $\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ = \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$ по соотношению

$$a_{\text{H}^+} = a_{\text{CO}_2} / K - a_{\text{HCO}_3^-} \text{ или } \text{pH} = \text{lg}K + \text{lg}a_{\text{HCO}_3^-} - \text{lg} a_{\text{CO}_2}.$$

Окислительно-восстановительная буферность зависит от соотношения окисленных и восстановленных форм переменновалентных элементов ($\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$, $\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}$ и др.), причем чем ниже концентрации Eh- и pH-задающих компонентов, тем меньше буферные способности природных вод, поскольку в этих условиях уже небольшие содержания загрязняющих веществ способны изменить Eh-pH состояния водной экосистемы. Отсюда более точно буферность определяется, как способность Eh-pH в водных системах сохранять такие оптимальные соотношения между Eh- и pH-задающими компонентами, которые препятствуют накоплению в них загрязняющих веществ.

Процессы деструкции органического вещества с мобилизацией в раствор большинства тяжелых металлов (Cu, Cd, Zn и др.) сильнее проявляются в аэробной (окислительной) среде. В отношении органических веществ буферность природных вод оказывается всегда меньше. Геохимическое обоснование этого положения следующее: количество органических веществ, которые может окислить природная вода, всегда незначительно. Причина в том, что природные воды, взаимодействующие с атмосферой, могут содержать максимум 14-15 мг/л кислорода. Между тем химическое потребление кислорода (ХПК) многих техногенных органических веществ весьма велико. Для окисления одного миллиграмма таких органических веществ необходимы многие миллиграммы кислорода. Это означает, что поступление многих неокисленных органических веществ в природные воды должно быстро снижать Eh природных вод. Это и происходит в реальных гидрогеохимических ситуациях. Eh подземных вод, в которые поступают органические вещества, быстро уменьшается до 100-150 мВ и менее.

Органические вещества в водных экосистемах находятся в различных стадиях окисления и приближения к равновесным состояниям. При постоянном поступлении неокисленных органических веществ в природные воды релаксация гидрогеохимических систем к равновесным состояниям оказывается невозможной, поскольку тех концентраций кислорода, которые обычно содержатся в природных водах, всегда недостаточно для окисления органических веществ. Поэтому в таких случаях буферность не проявляется, воды не самоочищаются и, следовательно, качество их прогрессивно ухудшается.

Важными экологическими последствиями вторичного потока химических элементов в условиях загрязненных природных вод является изменение их миграционных форм и приобретение ими в связи с этим новых биохимических свойств. Происходящие в загрязненных водах трансформации миграционных форм элементов имеют не только геохимические, но и экологические последствия, поскольку при этом могут происходить преобразования менее токсичных форм элементов в более токсичные. Так, в условиях пониженных Eh водных экосистем менее токсичные соединения NO_3^- и As(V) трансформируются в более токсичные NO_2^- , NH_4^+ , As(III). Но такие трансформации в загрязненных природных водах наиболее просты. К более сложным и экологически опасным относятся процессы метилирования многих химических элементов в загрязненных природных водах, такие, как метилированные соединения ртути $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$, мышьяка $(\text{CH}_3)_3\text{As}$, свинца $(\text{CH}_3)_2\text{Pb}$, олова $(\text{CH}_3)_4\text{Sn}$, германия $(\text{CH}_3)_4\text{Ge}$ и др., растворимость которых, достигая 10-100 мг/л, и определяет возможность их накопления в водных экосистемах.

Кроме того, в условиях вторичного потока химических элементов из донных отложений может происходить расширение геохимических диапазонов миграции этих и других элементов, вследствие увеличения их возможностей для комплексобразования, особенно с органическими веществами, которые являются преобладающими компонентами различных видов загрязняющих стоков поступающих в водоемы. Видовое число органических веществ, установленных в загрязненных водах, уже достигает нескольких десятков тысяч. Идентифицированно очень большое число органических карбоновых кислот

(уксусная, лимонная, салициловая, тартратная и др.), выявлены аминокислоты (аспарагиновая, глутаминовая, глициновая, аланиновая, лизиновая и др.). Многие из них активно участвуют в процессах комплексообразования, важнейшим следствием которого является расширение границ Eh-pH водной миграции элементов-комплексообразователей, таких, как Fe^{3+} , Hg^{2+} , Be^{2+} , Cr(III) и др. В последнее время в таких водах выявлены повышенные (десятки миллиграммов на литр) концентрации Fe^{3+} в кислородсодержащих околонеитральных природных водах при Eh, значительно превышающих пределы его нахождения в природных водах, исходя из Eh-pH диаграммы Fe-H₂O. В присутствии органических веществ Fe^{3+} удерживается в этих водах при pH=5 до значений Eh порядка +400-450 мВ. Одновременно расширяются и нижние Eh-границы нахождения Fe^{3+} в природных водах, поскольку в присутствии органических веществ, участвующих в комплексообразовании, стандартные потенциалы системы Fe(III)– Fe(II) основательно снижаются.

Десорбция загрязняющих веществ из донных осадков развивается при снижении их содержания в воде, однако сами процессы характеризуются длительным периодом действия. При перемешивании поверхностного слоя загрязненных донных осадков интенсивность процессов десорбции многократно усиливается. Так, при контакте пресных и соленых вод активируется десорбция из взвеси Zn, Mn, Co, Ba. Выход тяжелых металлов в раствор может быть реализован при десорбирующем воздействии ионов аммонийного азота, щелочных элементов, синтетических поверхностноактивных веществ. Результаты экспериментов по десорбции тяжелых металлов (Zn, Cu, Cd, Pb) донных осадков свидетельствует, что при наличии в воде органических лигандов отмечается практически полный выход в воду поглощенных ранее металлов.

Донные осадки как открытая система находятся в непрерывном массоэнергетическом обмене с внешней средой. Этот процесс в обычных условиях (без внешнего воздействия) протекает в основном за счет молекулярной диффузии растворенных химических соединений в иловой воде. Коэффициент обогащения донных отложений по отношению к воде для некоторых веществ может достигать 10^5 – 10^6 . Коэффициент обогащения иловых вод к придонным горизонтам воды нередко составляет 10^1 – 10^2 . Такие условия определяют наличие диффузного градиента, являющегося механизмом молекулярной диффузии вещества в водную среду. В техногенных илах и переходных типах отложений этот градиент может достигать еще больших значений, что благоприятствует более интенсивному протеканию указанных процессов.

Среди внешних фактов, ответственность за скорость диффузии, следует выделить:

- процессы турбулентности и биотурбулентности, увеличивающие интенсивность массообмена между средами;
- скорость осадка накопления, рост которой снижает эффективность диффузии;
- уплотнение осадка, которое приводит к интенсификации этого обмена химическими элементами и их соединениями между контактирующими средами;
- химические и физико-химические процессы высвобождения вещества.

Таким образом, процессы вторичного загрязнения являются одним из видов вредных воздействий на водную среду. Значение основных факторов и механизмов вторичного загрязнения позволяет выполнять количественную оценку интенсивности этих процессов и прогнозировать их развитие при разных нагрузках на водную экосистему.