

На правах рукописи



Петракова Елена Александровна

МАКРОФИТЫ В ФИТОРЕМЕДИАЦИИ И БИОИНДИКАЦИИ ВОД

03.02.08 – Экология (биология)

Автореферат диссертации на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Брянск – 2017

Работа выполнена в Федеральном государственном бюджетном образовательном учреждении высшего образования «Брянский государственный университет имени академика И.Г. Петровского»

Научный
руководитель: доктор сельскохозяйственных наук, доцент
Анищенко Лидия Николаевна

Официальные
оппоненты: **Мейсурова Александра Фёдоровна**
доктор биологических наук, доцент, ФГБОУ ВО
«Тверской государственный университет»,
профессор кафедры ботаники

Мельник Ирина Викторовна
кандидат биологических наук, доцент, ФГБОУ ВО
«Астраханский государственный технический университет»,
доцент кафедры гидробиологии и общей экологии

Ведущая
организация: Федеральное государственное бюджетное образовательное
учреждение высшего образования «Орловский
государственный университет имени И.С. Тургенева»

Защита состоится «16» марта 2018 г. в 11.00 ч. на заседании диссертационного совета Д 212.025.07 во Владимирском государственном университете имени Александра Григорьевича и Николая Григорьевича Столетовых по адресу: 600000, Владимир, ул. Горького, 87, корп.1, ауд.335.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке ВлГУ и на сайте <http://diss.vlsu.ru/>

Отзывы на автореферат в двух экземплярах, заверенные печатью, можно присылать по адресу: 60000, Владимир, ул. Горького, 87, ВлГУ, кафедра биологии и экологии.

Автореферат разослан « »

2018 г.

Ученый секретарь
диссертационного совета,
кандидат биологических наук



Кулагина Екатерина Юрьевна

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность темы. Разработка систем реабилитации природных вод – основное направление теоретических и прикладных исследований в экологии, природопользовании, экотоксикологии и мониторинге [Третьякова, 2004; Леонова, 2004; Абдрахманов, 2005; Волкова, 2006; Никифорова, Белопольский, 2007; Моисеенко, Оболдина, 2009]. Наиболее перспективно, малозатратно, в то же время наименее разработано направление фиторемедиации водных объектов с применением видов водной и прибрежно-водной растительности [Свидерский, 2002; Бактыбаева, 2009; Остроумов, 2009; Оспанова, 2010; Чан Куок Хоан, 2012; Елизарьева, 2016].

Использование макрофитов и других экологических групп водных растений в биоиндикации позволяет прогнозировать во времени уровень загрязнения, динамику качества окружающей среды, состояние компонентов водных сообществ, проводить крупномасштабное картирование территорий [Булохов, 2004, Уфимцева, 2005; Папченков, 2006; Анищенко, 2009]. За последние 15 лет в различных физико-географических условиях выявлены перспективные фиторемедиаторы, подобраны виды для биоплато в моновидовых комплексах, наиболее широко использующихся в южных регионах страны и зарубежья [Knight, 2000; Lloyd, Fletcher, 2001; Blankenberg, Braskerud, 2003; Бактыбаева, 2009; Борисова, 2011; Чачина, 2012; Чан Куок Хоан, 2012; Цаценко, 2014 и др.]. Совершенствование традиционных способов очистки природных и техногенных вод вызвано необходимостью учета региональных условий, дополнительных экологических факторов, влияющих на состояние фиторемедиантов, сочетания флористических, токсикологических и химических методик, а также анализ долговременных наблюдений.

Для водных объектов Нечерноземья РФ особо актуальны исследования поглотительных возможностей водной растительности как альтернативы существующей биологической очистки сточных и подсточных вод предприятий различных промышленных секторов. В этой связи определение фиторемедиаторов по отношению к наиболее распространённым поллютантам – элементам группы тяжёлых металлов (ТМ), подбор видов для поливидовых поглотительных комплексов в биоплато в Нечерноземье РФ открывает новые возможности в реабилитации природных и промышленных вод. Также выявление биоиндикаторов состояния водной среды из водных и прибрежно-водных растений позволит более детально вести мониторинг на химически опасных техногенных объектах и планировать мероприятия по восстановлению элементов ландшафтов после прекращения производственного цикла.

Цель и задачи исследования. Цель исследования – рассмотреть особенности использования водных макрофитов в фиторемедиационных и биоиндикационных мероприятиях в отношении содержания элементов группы тяжёлых металлов в водных объектах. Для достижения этой цели решались следующие **задачи**:

1. Определить виды макрофитов-сорбентов и их эффективность в отношении ионов элементов группы тяжёлых металлов (ТМ).
2. Выявить взаимосвязь в поглотительных способностях водных растений по отношению к ТМ в присутствии одного и нескольких ионов ТМ.
3. Составить и апробировать моно- и поликомпонентные системы (модели) макрофитов для биоконверсии ТМ в биотехнологиях доочистки и очистки сточных и подсточных вод.
4. Исследовать роль растительного компонента водных экосистем в миграциях ТМ на примере распространённых видов макрофитов.
5. Осуществить оценку общего состояния водотоков территории химически опасного техногенного объекта в Брянской области с использованием макрофитов.

6. Дать практические рекомендации по организации биоплато из водных растений на основе модельных экспериментов.

Научная новизна и теоретическая значимость работы заключается в том, что:

1. Проведен анализ сорбционных возможностей 8 видов макрофитов в отношении ионов Cu^{2+} , Ni^{2+} , Co^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} с выделением перспективных и наиболее эффективных биоаккумуляторов поллютантов.

2. Исследован характер поглощения нескольких ТМ водными макрофитами, показано влияние одного ТМ на степень сорбции другого, определены активаторы и ингибиторы фитоаккумуляции отдельных ионов ТМ.

3. На основе количественных показателей, отражающих динамику изменения остаточной концентрации ТМ в камеральных исследованиях с экспонированием водных растений, предложены моно- и поливидовые модели, состоящие из макрофитов, относящихся к различным экологическим группам.

4. Приведены рекомендации относительно оптимальных сроков экспозиции макрофитов для более эффективной очистки водных объектов от ТМ, концентрация которых превышает предельно допустимые концентрации ПДК (или ОДК).

5. В мониторинговом аспекте установлено значение водной и прибрежно-водной растительности в блоке биомониторинга химически опасного техногенного объекта (объект 1204, Почепский район, Брянская область).

Практическое значение. Результаты фиторемедиационных исследований макрофитов дополнили список ремедиантов вод и рекомендованы для использования в биоплато. Методики по биоиндикационной роли макрофитов, региональные значения коэффициентов накопления ТМ в биомассе водных растений рекомендованы и включены в Регламент биомониторинга по обследованию территорий опасных техногенных объектов (объект 1204 Почепского района Брянской области) для выявления общего состояния вод на реперных точках, как основа дальнейшего мониторинга после окончания производственного цикла. Полученные результаты биоиндикационного значения макрофитов использованы для уточнения экологии отдельных видов. Элементы биондикационных исследований апробированы в образовательных учебных заведениях г. Брянска и Брянской области.

Личный вклад автора. Диссертация является результатом многолетних исследований. Автор разработала программу и методику экспериментов, провела обработку материала, обобщила данные, сформулировала полученные выводы и осуществила публикацию результатов.

Апробация работы. Результаты работы были доложены на 12 международных научных конференциях: «Актуальность идей В.И. Вернадского в современной культурно-образовательной и природоохранной деятельности» (Великий Новгород, 2014), «Экологическая безопасность региона» (Брянск, 2014), «Среда, окружающая человека: природная, техногенная, социальная» (Брянск, 2014, 2015, 2017), «Инновационный направления в научной и образовательной деятельности» (Смоленск, 2015), «Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов» (Донецк, 2015), «Донецкие чтения 2016. Образование, наука и вызовы современности» (Донецк, 2016), «Теория и практика приоритетных научных исследований» (Смоленск, 2016), «Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов» (Донецк, 2017), «Современные проблемы обеспечения экологической безопасности» (Орел, 2017), «Биоразнообразие: подходы к изучению и сохранению» Тверь, 2017); 2 Всероссийских конференциях: «Биоразнообразие и антропогенная трансформация природных экосистем» (Балашов,

2014), «Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностика живых систем» (Киров, 2015).

Внедрение результатов исследования в практику. Результаты многолетних исследований используются в практике высших учебных заведений при чтении курсов «Общая экология», «Биоразнообразии», «Экологический мониторинг», «Оценка воздействия намечаемой хозяйственной деятельности на среду обитания и здоровье человека», «Экосистемное разнообразие», «Методы оценки биоразнообразия». Показатели водной растительности были использованы для диагностики качества среды обитания в районе объекта по утилизации химического оружия в Брянской области (объект 1204), что отражено в ежегодных отчётах (2011-2015 гг.), выполненного согласно техническому заданию.

Публикации. По теме диссертации опубликовано 23 работы, в том числе 22 печатная работа, 1 электронная, а также 4 статьи в изданиях, рекомендуемых Перечнем ... ВАК РФ.

Объем и структура диссертации. Диссертация изложена на 247 страницах компьютерного текста и включает общую характеристику работы, 4 главы, выводы, практические рекомендации, библиографический список и приложения. Основной текст диссертации изложен на 204 страницах, приложение – на 43 страницах. Список используемых литературных источников насчитывает 414 наименований, в том числе 99 – на иностранных языках. Текст иллюстрируют 38 таблиц и 48 рисунков.

Благодарности. Автор выражает глубокую благодарность сотрудникам экоаналитического отдела РЦЭК и М по Брянской области за помощь в проведении химических исследований образцов на содержание ТМ: О.Е. Суниной, Т.А. Рудаковой, также сотрудникам кафедры химии БГУ канд. хим. наук, доценту С.П. Белову, инженеру-технологу В.Н. Авдащенко.

1 АНАЛИТИЧЕСКИЙ ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

Рассмотрена роль растений в очистке сточных вод от различных загрязнителей, в том числе и ТМ. Доказана возможность использования высших водных растений в очистке сточных вод от азот- и фосфорсодержащих органических веществ [Карповский, 2002; Blankenberg, 2003; Калинина, 2007]. Исследована способность некоторых видов макрофитов поглощать неорганические вещества и взвеси [Короткевич, 1976; Кравец, 1999; Lloyd, Fletcher, 2001; Борисова, 2011]. Описано участие водной растительности в очистке и детоксикации загрязнителей нефтехимической природы [Морозов, 2001; Элиас, 2005; Смагина 2010; Оспанова, 2010; Собгайда, 2011]. Исследовано использование макрофитов для очистки вод, загрязненных представителем ПАВ из класса алкилсульфатов, додецилсульфатом натрия, а также смесевыми препаратами из группы синтетических моющих средств [Остроумов, 2009]. Рассмотрено использование симбиоза микробных ассоциаций для интенсификации биологической очистки сточных вод [Макаренко, 2003]. Доказана аккумуляционная возможность макрофитов по отношению к ТМ [Dunbabin, 1992, Samkaram Unni, 1992; Свидерский, 2002]. Исследованы изменения концентрации меди и хрома (VI) в воде в присутствии водных макрофитов в камеральных условиях [Чан Куок Хоан, 2012]. Дана характеристика ТМ в водной среде, освещены механизмы, лежащие в основе поглощения и накопления их водными растениями.

Для водных объектов в Брянской области (Нечерноземье РФ) при анализе работ по флоре водной и прибрежно-водной растительности отобраны фоновые виды для конструирования поглотительных комплексов в камеральных условиях [Булохов, Величкин, 1998; Анщенко, Буховец, 2007; Буховец, Анищенко, 2008, Буховец, 2010].

2 ПРИРОДНЫЕ УСЛОВИЯ РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЯ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ

В главе описаны климатические, гидрологические условия района исследования, а также растительность. Водотоки исследуемого района относятся к бассейну Днепра (99%). Постоянных водотоков – 2868, общей протяженностью 11615 км: крупных и средних рек 6 – рр. Десна, Ипуть, Беседь, Снов, Болва, Судость, малых рек – 283. На реках основная масса стока приходится на весну (46–69%). Озёра района исследования по происхождению озёрных котловин относятся к пойменным, карстовым и ледниковым. Самые крупные – Круглое, Бечино, Святое, Солька и др. Загрязнение вод производится со стоками более 80 предприятий области (210 выпусков сбрасываемых вод). В 2015 г. водопользователями Брянской области забрано из поверхностных природных водных объектов 38,496 млн м³ воды. Различными объектами области сброшено сточной, транзитной и другой воды 66,796 млн м³ [Природные ресурсы и окружающая среда Брянской области..., 2016]. Отчёты показали необходимость в организации действенной ремедиации сточных вод и организации биодиагностики состояния водных объектов.

3 ОБЪЕКТЫ, МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

При выполнении исследований в камеральных и натуральных условиях применялись маршрутные, флористические, лабораторно-химические (определение валового содержания ТМ в фитомассе водных и прибрежно-водных растений), статистические методы исследования. Собрано и обработано более 170 образцов водных и прибрежно-водных растений для определения концентрации ТМ, продуктивности фитомассы, а также 190 проб грунта непосредственно в месте произрастания объектов. Камеральные исследования закладывались для более чем 250 поглотительных экспериментальных комплексов. Для оценки накопительных и фиторемедиационных возможностей камерально исследовали макрофиты: *Lemna minor* L., *Lemna trisulca* L., *Hydrocharis morsus-ranae* L., *Utricularia vulgaris* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Leptodictyum riparium* (Hedw.) Warnst., *Elodea canadensis* Michx., *Riccia fluitans* L., *Potamogeton berchtoldii* Fieb., *Batrachium aquatile* L. Макрофиты выращивались в лабораторных условиях при искусственном освещении (11-часовом световом дне) и температурой воды от +22 до +25 °C). Для выращивания растений использовалась водопроводная отстоянная вода. Навеска макрофитов (2,5 ± 0,3 г.) помещалась в конические колбы ёмкостью 250 мл с раствором солей ТМ с определенной концентрацией. В течение 15-22 суток через определенные промежутки времени проводился отбор и измерение концентрации ионов ТМ в растворах. Для приготовления растворов использовали соли: $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{NiSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, $\text{ZnCl}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$. Модельные растворы готовили взятием точной навески, начальная концентрация ТМ – 1 мг/л, 2 мг/л и 4 мг/л.

Остаточную концентрацию ТМ оценивали методом спектрофотометрии с использованием спектрофотометра Спекс ССП 310 (Россия). Предварительно ионы ТМ переводили в окрашенные комплексы. Для меди использовали методику с аммиаком [Подчайнова, 1990], для кобальта – с 1-нитрозо-2-нафтол-3,6-дисульфокислотой [Jasinto, 1991, Pyrzynska K., 1994], для цинка – с дитизоном [Марченко, 2007], для никеля – с диметилглиоксимом (реактив Чугаева) [Марченко, 2007].

На реперных точках химически опасного техногенного объекта (1204, Почепский район, Брянская область) описывали флору водных и прибрежно-водных растений. Анализ ТМ производили для биомассы: I – свободноплавающих гидрофитов (*Hydrocharis morsus-ranae* L., *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid.); II – укореняющихся

гидрофитов с плавающими листьями (*Potamogeton natans* L., *Nuphar lutea* (L.) Smith); III – полностью погруженных гидрофитов (*Ceratophyllum demersum* L., *Potamogeton friesii* Rupr., *Hydrodictyon*); IV – укорененных надводных растений (*Sparganium erectum*, *Sagittaria sagittifolia* L., *Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Typha latifolia* L., *Rorippa amphibia* (L.) Bess. Номенклатура видов сосудистых растений указана по работе С.К. Черепанова [Черепанов, 1995]. Все натурные работы проводились на водных объектах Брянской области в течение полевых сезонов 2013-2016 гг. Применялись методы экологического профилирования [Папченков, 2001]. Для учета биомассы на пробных площадях закладывали от 2 до 4 укосных площадок по 0,25 м² каждая, производили расчёт чистой первичной продукции гидрофитов с учётом гидробиологических методик [Гидробиотаника: методология, методы..., 2003]. Флористическое разнообразие оценено как число видов на площадке стандартного размера, а также как среднее число видов в ценофлоре синтаксона [Уиттекер, 1980; Миркин и др., 1998]. Выравненность обилия видов определена с использованием индексов Симпсона и Шеннона, которые высчитывались по стандартным формулам [Миркин и др., 1989; Мэгарран, 1992; Krebs, 1999]. Статистическая обработка данных осуществлялась посредством корреляционного и регрессионного анализа с применением программы STATISTICA 6.0 и Microsoft Excel Workskeet. Полученные данные по содержанию ТМ представлены в виде $M \pm m$ (M – математическое ожидание, m – доверительный интервал). Достоверность различий средних величин оценивали по t-критерию Стьюдента. В работе обсуждаются величины, достоверные при $P \leq 0.05$. [Шмидт, 1980; Лакин, 1986].

4 РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

4.1 Поглотительные возможности водных макрофитов по отношению к модельным загрязнителям

4.1.1 Поглотительная способность макрофитов по отношению к ионам меди

Камеральные исследования по сорбционным возможностям в отношении ионов меди (2 мг/л и 4 мг/л) проводили для четырёх видов макрофитов: *Elodea canadensis*, *Lemna minor*, *Lemna trisulca*, *Riccia fluitans*. Динамика изменения концентрации в растворах с экспонированными макрофитами представлена на рис. 1, 2. В качестве контроля использовали дистиллированную воду без макрофитов. При начальной концентрации ионов Cu^{2+} 2 мг/л на третьи сутки эксперимента наблюдалось снижение остаточной концентрации ТМ в растворе в случае со всеми макрофитами, что согласуется с данными Куок Ч.Х. для элодеи канадской [Куок, 2012].

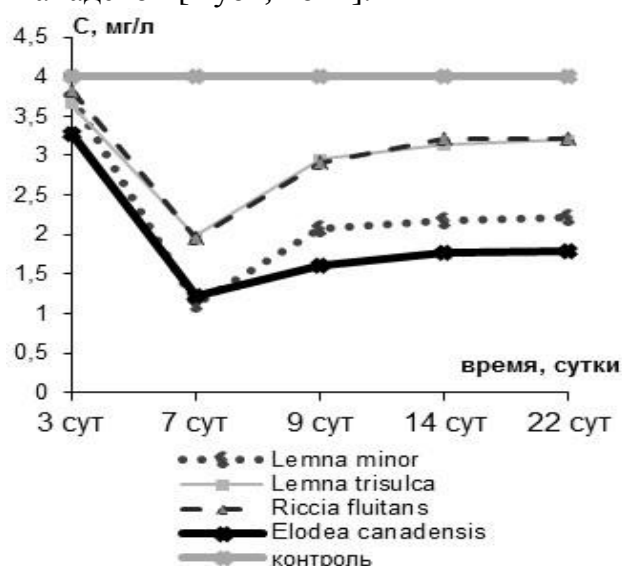
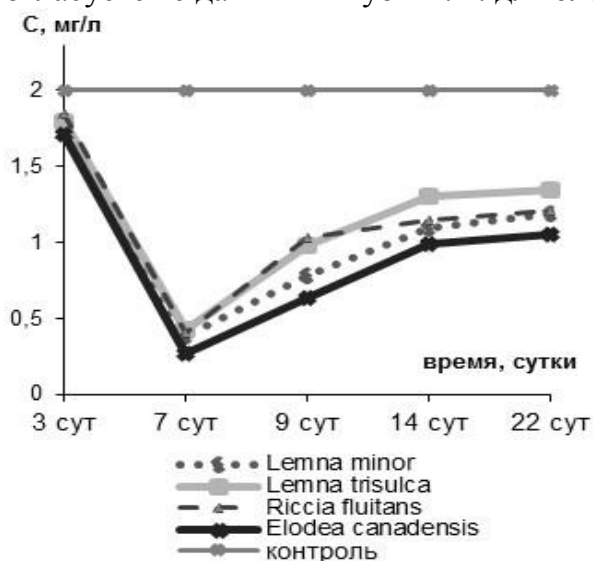


Рисунок 1 – Изменение концентрации ионов Рисунок 2 – Изменение концентрации ионов

Cu^{2+} в растворах с начальной концентрацией 2 мг/л в присутствии макрофитов Cu^{2+} в растворах с начальной концентрацией 4 мг/л в присутствии макрофитов

На 9 сутки наблюдали повышение концентрации меди в растворах, что говорит о начале процесса выведения меди макрофитами обратно в раствор (концентрация меди ниже ПДК). На 14 сутки концентрация ионов Cu^{2+} в растворах с риччией и ряской превысила ПДК, что зарегистрировано на 22 сутки экспонирования в растворах всех макрофитов. Выявлены морфологические изменения макрофитов: осветление и обесцвечивание листочков, затем их полное разъединение (на 9 сутки) ряски малой и ряски трёхдольной.

При начальной концентрации ионов Cu^{2+} 4 мг/л ни в одном из растворов с макрофитами концентрация меди не снижалась до уровня ПДК на протяжении всего эксперимента (рис. 2). Минимальная концентрация Cu^{2+} также регистрировалась для ряски малой и элодеи канадской на 7 сутки. На 9 и последующие сутки эксперимента выявлено значительное повышение концентрации ионов Cu^{2+} в растворах с макрофитами, вероятно, из-за значительной токсикации растений и десорбции макрофитами ионов в раствор, что согласуется с другими данными [Куок, 2009]. Наилучшие экстракторы меди – *Lemna minor*, *Elodea canadensis*. Время пребывания макрофитов в воде, загрязненной медью в биодоступной форме, не должно превышать 9 суток.

4.1.2 Поглотительная способность макрофитов по отношению к ионам никеля

После экспонирования макрофитов наблюдали снижение концентрации никеля в растворах. На третьи сутки эксперимента, количество никеля было наименьшим в растворе с элодеей канадской, концентрация снизилась в 13,2 раза. На 6 сутки – лидером по поглотительной способности никеля оказалась ряска трёхдольная (снижение концентрации ТМ после суток эксперимента – в 16,4 раза). На 12 сутки фиксировали повышение концентрации никеля в растворах с элодеей и риччией (десорбция никеля в раствор). Морфологических изменений побегов у макрофитов на протяжении 12 дней не выявлено. Итак, *Lemna minor* и *Lemna trisulca* – лучшие поглотители ионов никеля, их ремедиационные возможности выше, чем у погруженных макрофитов.

4.1.3 Поглотительная способность макрофитов по отношению к ионам цинка

Анализ поглотительной способности макрофитов по отношению к цинку проводился для погруженных в воду и укореняющихся гидрофитов с плавающими листьями (табл. 1).

Таблица 1 – Изменение концентрации катионов цинка Zn^{2+} (2 мг/л) в контрольных и опытных растворах

Виды макрофитов	Концентрация Zn^{2+} (мг/л)			
	1 сутки	3 сутки	6 сутки	12 сутки
<i>Lemna minor</i>	2,050	0,275±0,006	0,157±0,098	0,148±0,024
<i>Lemna trisulca</i>	2,050	0,130±0,009	0,252±0,004	0,114±0,021
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2,050	0,159±0,015	0,051±0,006	0,043±0,007
<i>Elodea canadensis</i>	2,050	0,267±0,021	0,144±0,010	0,127±0,031
<i>Batrachium aquatile</i>	2,050	0,347±0,055	0,233±0,013	0,160±0,058

Вид *Ceratophyllum demersum* показал наибольшую поглотительную способность по отношению к цинку, снижение концентрации достигнуто в 46,7 раз. Преимущество в поглощении ТМ погруженных макрофитов согласуется с данными других авторов [Борисова, 2011; Куок, 2012]. Явления десорбции отмечено не было.

4.1.4 Поглощительная способность макрофитов по отношению к ионам свинца

Доказана высокая аккумулятивная способность макрофитов в отношении ионов свинца (таблица 2).

Таблица 2 – Изменение концентрации Pb^{2+} (4 мг/л) в контрольных и опытных растворах

Макрофиты	Концентрация свинца ($M \pm m$, мг/л)				
	1 сутки	3 сутки	6 сутки	12 сутки	15 сутки
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	3,850	2,405 $\pm$ 0,900	0,067 $\pm$ 0,021	0	0
<i>Lemna minor</i>	3,850	0,008 $\pm$ 0,006	0,009 $\pm$ 0,016	0,015 $\pm$ 0,060	-*
<i>Lemna trisulca</i>	3,850	0,058 $\pm$ 0,008	0,028 $\pm$ 0,039	0,032 $\pm$ 0,006	-
<i>Ceratophyllum demersum</i>	3,850	1,550 $\pm$ 2,101	0,020 $\pm$ 0,041	0,021 $\pm$ 0,017	0,012 $\pm$ 0,004
<i>Elodea canadensis</i>	3,850	0,055 $\pm$ 0,240	0,016 $\pm$ 0,009	0,009 $\pm$ 0,001	-
<i>Batrachium aquatile</i>	3,850	0,012 $\pm$ 0,056	0,034 $\pm$ 0,002	0,010 $\pm$ 0,004	-
<i>Utricularia vulgaris</i>	3,850	0,083 $\pm$ 0,069	0,040 $\pm$ 0,001	0,046 $\pm$ 0,009	0,029 $\pm$ 0,021

Примечание: - * в таблице означает отсутствие данных, в следствие элиминирования растений из растворов, в связи с полным отмиранием.

Экспонирование всех исследуемых видов макрофитов в растворах солей свинца привело к высокоэффективной очистке воды от ионов ТМ. Наименьшая остаточная концентрация свинца на 3 сутки эксперимента зарегистрирована в модели с шелковником водным, ряской малой и элодеей канадской. На 12 сутки в минимальных количествах свинец обнаружен в опыте с *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *Batrachium aquatile*. В комплексе с водокрасом весь свинец поглощен макрофитом. Десорбция ионов свинца наблюдалась на 12 сутки у всех видов, кроме элодеи и водокраса, что связано с потерей жизнеспособности макрофитов.

Высокая поглощительная способность в отношении ионов свинца наблюдается при достаточно сильных поражениях побегов у элодеи и шелковника: у видов рясок на третьи сутки количество листочков увеличилось почти в двое, что согласуется с литературными данными [Малюга, Цаценко, 1996; Лобкова, 2012]. На листьях водокраса на 6 сутки отмечены некротические пятна; наименьшие морфологические изменения произошли с роголистником и пузырчаткой, что говорит о широкой толерантности данных видов к загрязнению воды ионами свинца.

4.1.5 Поглощительная способность макрофитов по отношению к ионам кобальта

Камеральные исследования поглощительной способности водных макрофитов различных экологических групп по отношению к кобальту показали следующее (рис. 3). Аккумулятивные возможности всех видов дали положительные результаты, на третьи сутки прослеживалось снижение концентрации кобальта в 10 (лептодикциум береговой) – 50 раз (элодея канадская). На 12 сутки десорбция наблюдалась во всех образцах, но минимум концентрации кобальта зафиксирован у элодеи канадской.

Макрофиты показали высокую сорбцию в отношении кобальта при начальной концентрации 2 мг/л (рис 4): в растворах с элодеей и шелковником не зафиксировано присутствие данного иона. Листья элодеи приобрели яркую окраску, у других растений не зафиксировано видимых изменений. На 7 и последующие сутки эксперимента наблюдались существенные морфологические изменения у водокраса лягушачего, ряски малой и ряски трёхдольной, что повлияло на эффективность поглощения кобальта растениями и увеличение концентрации ТМ в растворе. На шестые сутки наблюдалось явление десорбции у видов: *Hydrocharis morsus-ranae*, *Lemna minor*, *Lemna trisulca* и *Elodea canadensis*. Немного меньшую, но всё же высокую поглощительную способность,

показал роголистник (нет десорбции). Монокомплексы из роголистника, шелковника и элодеи можно применять для фиторемедиационных мероприятий в отношении кобальта с учетом времени экспонирования: для роголистника – не менее 6 суток, для элодеи – не более 6 суток, для шелковника – не более 12 суток экспонирования.

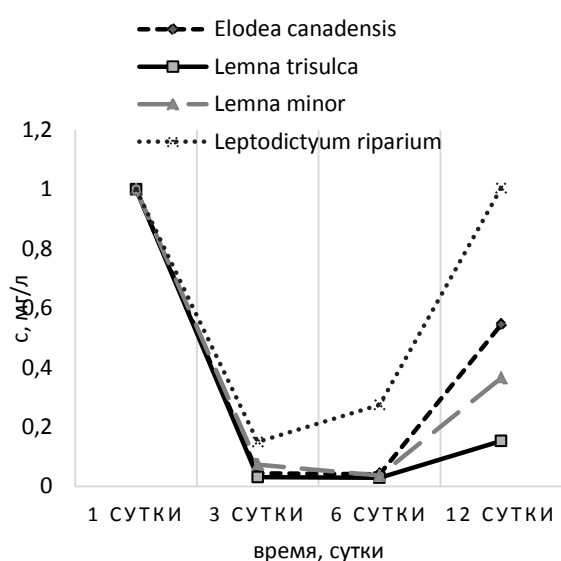


Рисунок 3 – Изменение концентрации ионов Co^{2+} (1 мг/л)

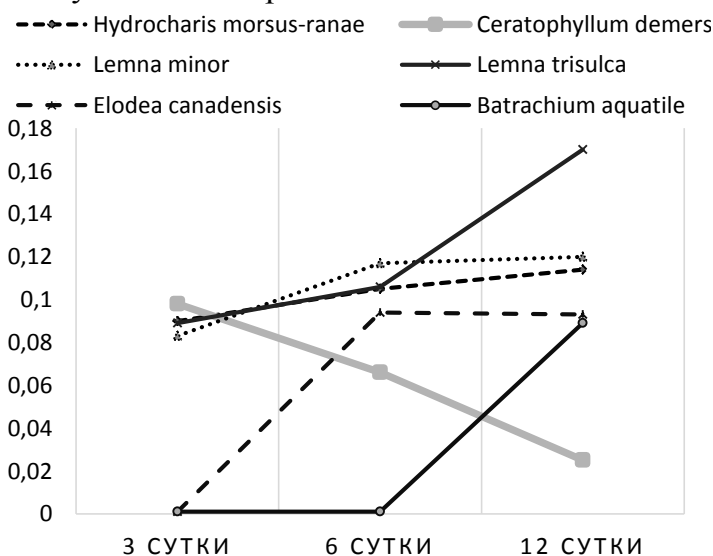


Рисунок 4 – Изменение концентрации ионов Co^{2+} в растворах с начальной концентрацией 2 мг/л в присутствии макрофитов

Нами рассмотрено поглощение ТМ растениями в камеральных условиях из воды, но в природных водных объектах немаловажную роль играет поступление ТМ из донных отложений укореняющимися гидрофитами. Перенос ТМ в клетки растений происходит посредством пассивной диффузии и активного транспорта с помощью белков-переносчиков, относящихся к более 10 семействам и подсемействам [Казнина, 2016]. Отмечается, что катион Zn^{2+} – более мягкий акцептор, чем Mg^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} [Шрайвер, 2004]. Следовательно, цинк более активно вступает в реакции с белками-переносчиками по донорно-акцепторному механизму, что объясняет его широкое распространение в биомассе многих видов растений.

4.1.6 Сорбционные возможности макрофитов в присутствии нескольких катионов тяжёлых металлов

Сточные воды редко содержат в качестве особо опасного поллютанта только один ТМ. Воздействуя на макрофиты, пара ТМ может проявлять синергизм токсического действия, ион одного ТМ может выступать антагонистом действия другого ТМ. В камеральных условиях нами смоделированы водные системы с растворёнными солями ионов ТМ точной концентрации с учётом процессов гидролиза, соосаждения и комплексообразования. Для вод Нечерноземья РФ эти данные представлены впервые.

Медь-кобальт. Результаты исследования остаточной концентрации меди и кобальта в модельных растворах отражены на рисунке 5.

Данные эксперимента свидетельствуют о превалирующем поглощении макрофитами ионов кобальта из раствора, содержащего кобальт и медь в концентрации приблизительно 2 мг/л (в первые 6 суток экспозиции). У погруженных макрофитов сорбционная способность по отношению как к меди, так и к кобальту выше, также зарегистрирована тенденция к накоплению водными растениями преимущественно кобальта. Самые низкие показатели остаточной концентрации ТМ наблюдались в случае с элодеей канадской.

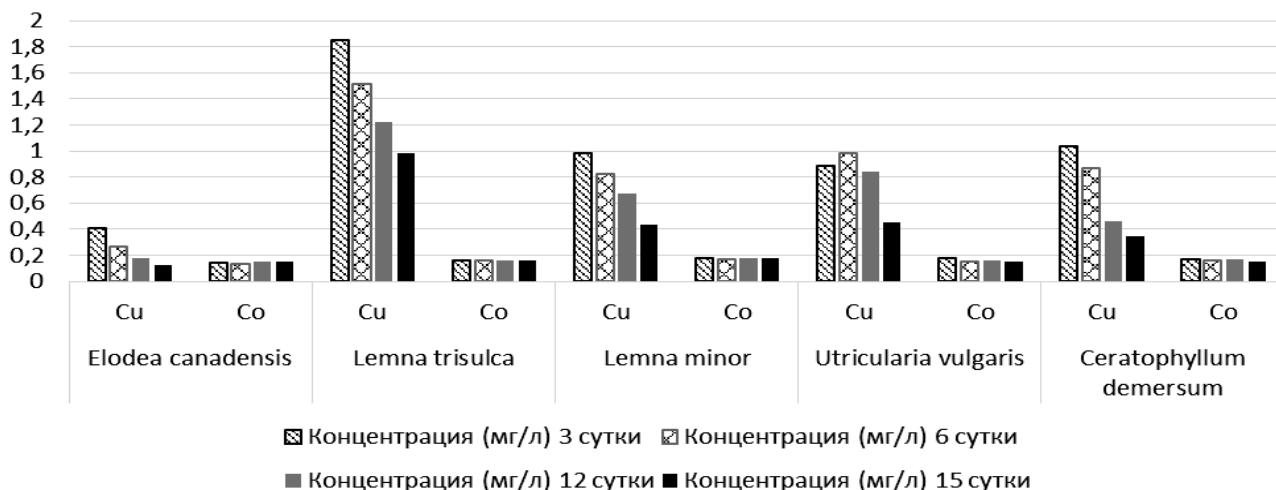


Рисунок 5 – Изменение концентрации ионов тяжелых металлов Cu : Co

Медь-никель. Анализ поглотительной способности опытных макрофитов по отношению к меди и никелю при одновременном присутствии этих ионов в растворе с начальной концентрацией 2 мг/л (рис. 6) показал сорбцию в первую очередь никеля, а не меди. В присутствии никеля поглощение меди макрофитами из раствора идёт значительно больше, чем в присутствии кобальта. Скорее всего, это объясняется большим химическим сходством меди с никелем. Поглотительная способность в первые 3-6 суток экспозиции выше у роголистника как по отношению к катиону меди (концентрация металла снизилась в модельном растворе в 30 раз), так и к катиону никеля (снижение остаточной концентрации в 38 раз). Начиная с 12 суток эксперимента, наблюдалось явление десорбции ТМ обратно в раствор (незначительное увеличение концентрации меди и кобальта).

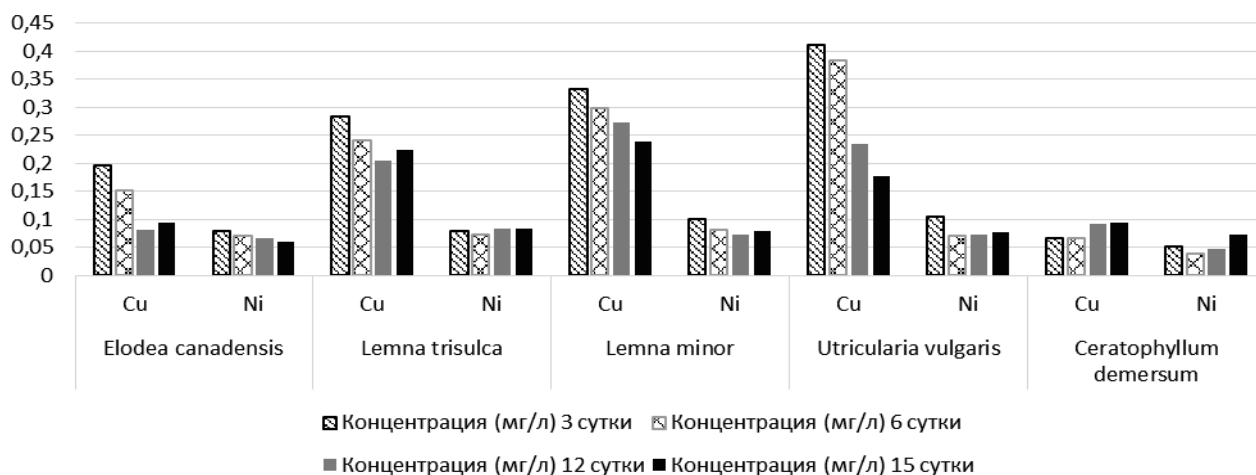


Рисунок 6 – Изменение концентрации ионов Cu : Ni

Медь-цинк. Исследования фитопоглощения меди в присутствии цинка привели к предположению, что процесс сорбции растениями цинка ускоряется и протекает более полно в присутствии меди, концентрация которой в свою очередь также снижается (рис. 7). В случае с одновременным присутствием цинка и меди, концентрация меди уменьшилась в 24 раза. Аналогично в случае с экспонированием ряски малой: в растворе, где в качестве ТМ выступает только катион Cu^{2+} отмечено максимальное снижение концентрации в 4,7 раза, в случае с цинком, содержание меди снизилось в 11,4 раза. Максимальный сорбционный эффект в отношении Cu^{2+} выявлен у роголистника: на 15 сутки – в 37 раз, явления десорбции Cu^{2+} нет. Высокую поглотительную способность в отношении Cu^{2+} продемонстрировала пузырчатка, на 12 сутки уменьшение в 31 раз, далее фиксировали увеличение концентрации Cu^{2+} в растворе.

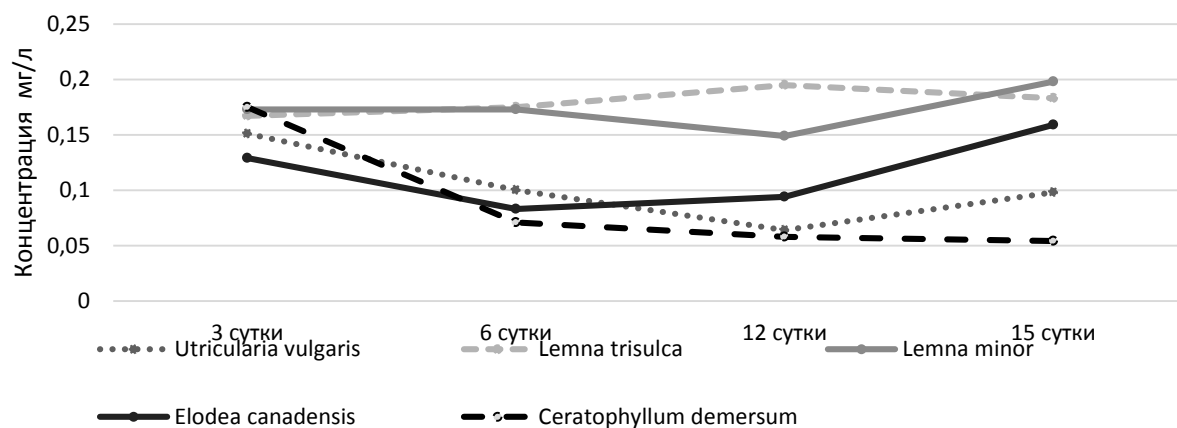


Рисунок 7 – Поглощение макрофитами меди в растворе с одновременным присутствием цинка

Более эффективно растения поглощают цинк (таблица 3).

Таблица 3 – Изменение концентрации ионов цинка в присутствии ионов меди при экспонировании макрофитов

Взятие пробы	Концентрация ионов цинка ($M \pm m$, мг/л)				
	<i>Utricularia vulgaris</i>	<i>Lemna trisulca</i>	<i>Lemna minor</i>	<i>Elodea canadensis</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>
3 сутки	0,058±0,003	0,001±0,0002	0,058±0,009	0,04±0,013	0,08±0,004
6 сутки	0,015±0,006	0	0	0,04±0,007	0,06±0,014
12 сутки	0,023±0,011	0	0	0	0
15 сутки	0,032±0,003	0	0	0	0

Растения избирательно поглощают из растворов катион Zn^{2+} : на 12-е и последующие сутки в пробах растворов концентрация иона ниже пределов обнаружения приборов (кроме раствора с *Utricularia vulgaris*), полное очищение от ТМ наблюдалось даже в случае с плейстофитами. Несмотря на одинаковую мягкость акцепторных свойств, в отличие от Zn^{2+} , катион Cu^{2+} способен восстанавливаться до катиона Cu^{+} , что сказывается на поглощении.

Никель-цинк. Для экспериментальной модели соли и pH раствора подбирались во избежание процессов соосаждения и необратимого гидролиза. Результаты поглотительной способности макрофитов различных экологических групп представлены в таблице 4.

Таблица 4 – Изменение концентрации ионов тяжелых металлов Ni : Zn в присутствии макрофитов

Макрофиты	Металлы	Концентрация (мг/л)				
		3 сутки	6 сутки	12 сутки	15 сутки	Контроль
<i>Utricularia vulgaris</i>	Ni	0,069± 0,004	0,095± 0,009	0,087± 0,006	0,080± 0,001	1,96
	Zn	0,078± 0,011	0,059± 0,017	0,054± 0,004	0,008± 0,002	2,15
<i>Lemna trisulca</i>	Ni	0,060± 0,009	0,052± 0,006	0,040± 0,006	0,045± 0,014	1,96
	Zn	0,063± 0,004	0,038± 0,007	0,038± 0,006	0,037± 0,011	2,15
<i>Lemna minor</i>	Ni	0,088± 0,019	0,070± 0,016	0,070± 0,014	0,094± 0,008	1,96
	Zn	0,067± 0,077	0,037± 0,008	0,050± 0,009	0,062± 0,021	2,15
<i>Elodea canadensis</i>	Ni	0,072± 0,009	0,070± 0,007	0,059± 0,011	0,051± 0,004	1,96
	Zn	0	0	0	0	2,15
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Ni	0,093± 0,003	0,084± 0,001	0,044± 0,001	0,083± 0,011	1,96
	Zn	0,021± 0,001	0	0	0	2,15

Подтверждён факт лучшей поглотительной способности в отношении ионов Ni^{2+} у представителей подсемейства *Lemnoideae*. Макрофиты мало сорбируют ионы Ni^{2+} . Из пары ТМ преимущественно поглощается цинк (эффективные поглотители элодея и роголистник). В растворе с роголистником концентрация цинка снизилась более чем в 100 раз (на 3-и сутки). У плейстофитов на 15 сутки концентрация цинка несколько увеличилась, что говорит о начале десорбции. Очевидное преимущество поглощения цинка в присутствии меди и никеля погруженными макрофитами объясняется большей химической активностью, незначительно большим относительно пары атомным весом цинка с одной стороны, с другой – большей толерантностью рассматриваемых растений к повышению концентрации цинка, нежели меди и никеля.

Кобальт – цинк. Определяли остаточную концентрацию ионов кобальта и цинка в растворах с макрофитами (растворы подкисляли во избежание коагуляции гидроксида цинка) с начальной концентрацией 2 мг/л. Изменение концентрации на протяжении 15 суток носило дифференцированный характер (рис. 8). Растения активно поглощают ионы ТМ, однако, преимущественно, сорбируют Zn^{2+} . На 3-и сутки эксперимента концентрация цинка максимально снизилась в растворе с ряской малой (в 55 раз). На 6-е сутки меньшее количество цинка зафиксировано в растворе с элодеей канадской – падение в 105 раз. В опыте с роголистником на 15 сутки прибором не зафиксировано следовых количеств цинка. В случае с остальными макрофитами на 15 сутки отмечалось незначительное увеличение концентрации цинка. Цинк поглощается эффективнее в присутствии кобальта в 2,4 раза для роголистника и в 7 раз – для элодеи.

Для кобальта наиболее лучшим поглотителем выявлена элодея. Однако в случае с однокомпонентным раствором поглощение кобальта элодеей идет эффективнее уже на 3 сутки (таблица 4). Таким образом, биоочистка вод с использованием макрофитов, загрязненных Co^{2+} и Zn^{2+} , эффективна только в отношении цинка.

Кобальт-никель. В случае двухкомпонентного относительно ТМ раствора солей Co^{2+} и Ni^{2+} исследовалась динамика поглощения макрофитами ТМ с начальной концентрацией 4 мг/л. Практически у всех макрофитов на 3 сутки фиксировались необратимые изменения окраски и целостности листьев и побегов. Несмотря на сильное токсическое поражение и потерю жизнеспособности, растения поглощают ТМ, содержание которых в несколько раз превышает ПДК. В паре Co-Ni преимущественно поглощается Co^{2+} (рис. 9). Максимальное снижение концентрации в 25,6 раз отмечено на 12 сутки эксперимента в растворе с роголистником.

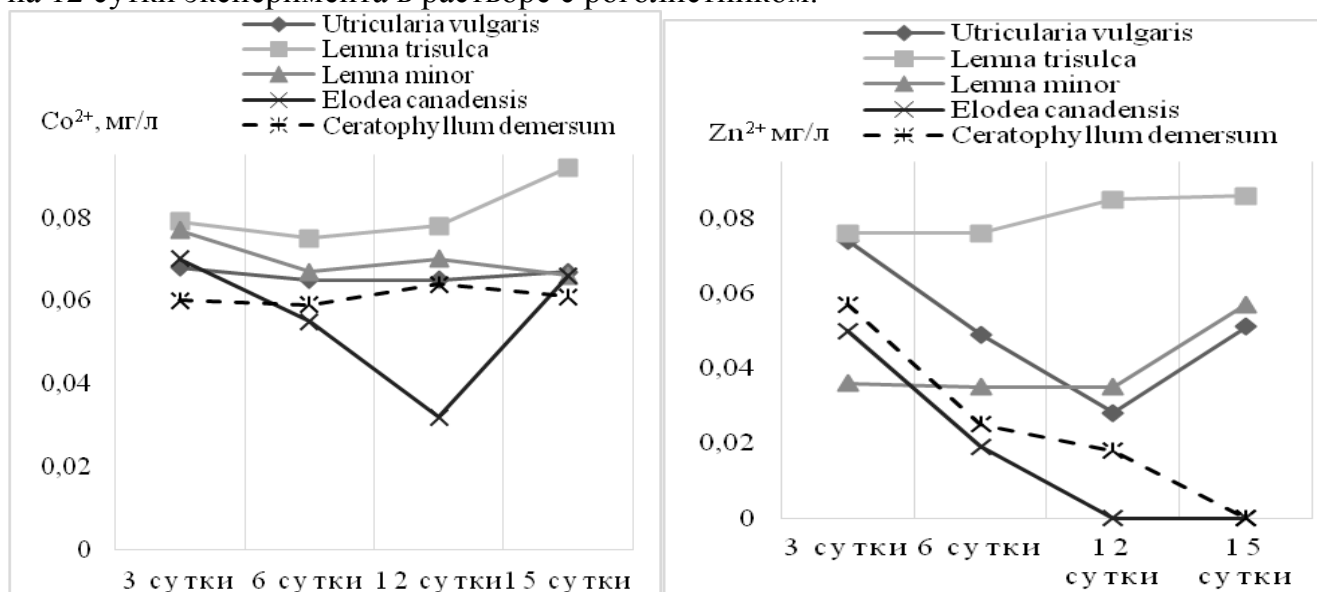


Рисунок 8 – Изменение концентрации ионов Co^{2+} (слева) и Zn^{2+} (справа) в присутствии макрофитов

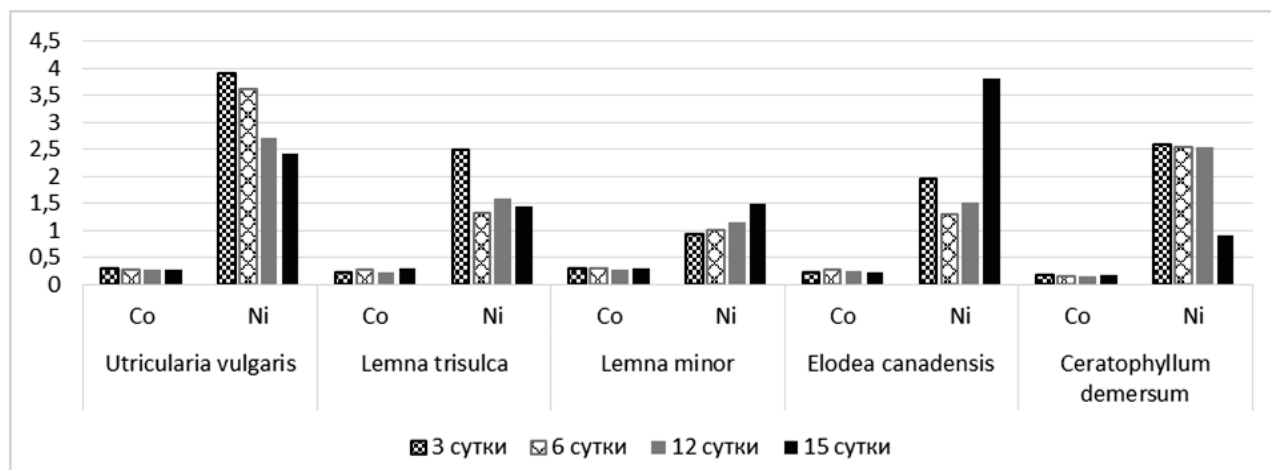


Рисунок 9 – Изменение концентрации ионов кобальта и никеля в растворе с макрофитами

Высокую поглотительную способность при сильном хлорозе листочков показывает ряска трёхдольная. На 12-е сутки макрофитом снижается концентрация кобальта в растворе в 17,8 раз, тогда как элодеей – в 16,7 раза. На 15-е сутки концентрация в растворе с элодеей ниже, чем с ряской. Самая высокая остаточная концентрация ТМ в растворе с ряской малой.

Особенность поглощения ТМ высоких концентраций – периодический характер данного процесса, что обусловлено физиологическими процессами, вызванными влиянием высокой концентрации ТМ. На 6-е сутки срабатывают механизмы защиты растений от поражения ТМ: часть Co^{2+} выводится в раствор. После же продолжительного воздействия на растения, токсикант встраивается в биохимические процессы, разрушая клетки, при этом наблюдается диффузия ТМ (12- сутки), далее, спустя трое суток, после отмирания растения, часть металла выходит в раствор.

В отличие от Co^{2+} , концентрация Ni^{2+} снижается слабо. Можно говорить об ингибировании процесса поглощения никеля макрофитами в присутствии ионов Co^{2+} .

Различия степени поглощения тех или иных ТМ макрофитами, вероятно, обоснованы действием нескольких факторов: с одной стороны, на процесс сорбции влияет природа атомов ТМ (размеры восстановленных ионов, поляризуемость связи с органическими лигандами, влияющая на устойчивость комплексов ТМ с данными аддендами), сила катиона ТМ (как кислоты Льюиса) при взаимодействии с белками-переносчиками клеточных мембран; с другой – разница констант устойчивости (β) гидратных комплексов ТМ (активнее сорбция того металла, константа устойчивости комплексов которого ниже) [Krämer et al., 2007; Bertini, Gray, 2007]. Этим объясняется преимущество поглощения цинка, никеля, кобальта в сравнении с медью, устойчивость комплекса с OH^- ионами которой выше, чем у других ТМ. Итак, порядок сорбции ионов ТМ согласуется с увеличением значений констант устойчивости и уменьшением величин эффективного ионного радиуса: $\text{Co}^{2+} < \text{Zn}^{2+} < \text{Ni}^{2+} < \text{Cu}^{2+}$, что подтверждено и другими работами [Барашков, 2011; Соколова, 2013]. Аналогичные данные получены для ряда устойчивости хелатов Ирвинга–Вильямса: $\text{Mg}^{2+} < \text{Ca}^{2+} < \text{Cd}^{2+} < \text{Mn}^{2+} < \text{Co}^{2+} < \text{Zn}^{2+} < \text{Ni}^{2+} < \text{Cu}^{2+} < \text{Hg}^{2+}$ [Mantoura, 1978; Соколова, 2013].

4.1.7 Разработка моделей моно- и поликомпонентных фитосистем для очистки вод, и оценка эффективности работы моделей

Модели эффективного биоконкомпекса апробировались из одного и двух видов макрофитов из разных экологических групп (для никеля, кобальта). На 3-и сутки наименьшая остаточная концентрация Ni^{2+} установлена в растворе с *Lemna trisulca*, наибольшая концентрация – в растворе с водокрасом лягушачим и роголистником.

Падение концентрации никеля (в среднем в 8 раз) отмечено в растворах с двувидовым комплексом: *Ceratophyllum demersum* и *Lemna minor*, *Ceratophyllum demersum* и *Hydrocharis morsus-ranae*. На 12 сутки зафиксирована лучшая сорбционная активность у *Lemna minor*, а также у двувидовых комплексов *Ceratophyllum demersum* и *Lemna minor*, *Ceratophyllum demersum* и *Lemna trisulca* (рис 10).

В зависимости от времени, выделяемого на фиторемедиацию, необходимо подбирать фитоочистные модели: для экспресс очистки сточных вод не более 3 суток, достаточно использования ряски трёхдольной, при возможности более длительного экспонирования растений в сточной воде – использовании поливидовых поглотительных комплексов роголистника (погружённого вида) и плейстофитного – ряски малой, полупогруженного гидрофита водокраса лягушачьего и ряски трёхдольной. При эксплуатации растений более чем 2 недели, двувидовые комплексы теряют свою сорбционную способность, в таком случае есть возможность применения монокомплекса из роголистника погруженного.

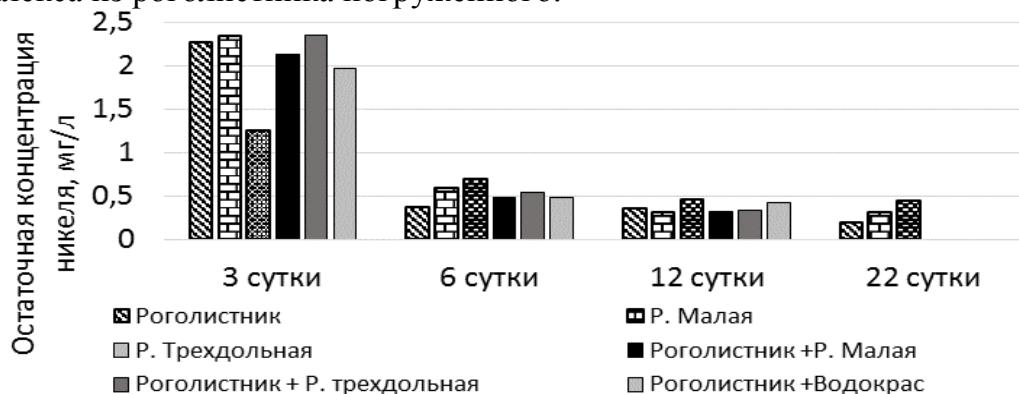


Рисунок 10 – Изменение концентрации никеля в растворах макрофитов (первые три столбца монокомплексы, следующие три столбца – бикомплексы)

Исследовалась сорбционная способность комплексов погруженных макрофитов в противовес двувидовым моделям погруженных и укореняющихся гидрофитов на примере *Potamogeton berchtoldii*, в отношении растворов Ni^{2+} (2 мг/л). Элодея канадская лучше рдеста Берхтольда сорбирует ТМ. На 11-е сутки экспонирования отмечена минимальная концентрация никеля в опытах со всеми макрофитами. На 18-е сутки наблюдалась десорбция Ni^{2+} макрофитами в раствор, данный процесс у рдеста более интенсивный. Итак, поглощение у погруженных макрофитов зависит от таксономической принадлежности растений. Погружённые макрофиты не рекомендуется использовать в монокомплексах для очистки вод от ионов Ni^{2+} . Двувидовые комплексы с плейстофитами более эффективны в фиторемедиационных мероприятиях (по Ni^{2+}).

Аккумулятивные возможности моно- и поликомпонентных систем в отношении Co^{2+} представлены в таблице 5.

Плейстофиты, представленные Рясковыми, показали высокую сорбционную активность в отношении Co^{2+} (преимущество использования комплекса «ряска + роголистник»). Роголистник проявляет высокие аккумулятивные свойства, остаточная концентрация Co^{2+} в растворе с роголистником и комплексе «роголистник + ряска трёхдольная» на 12-е сутки одинакова: выявлены альтернативы применения одно и двувидовой модели. Кобальт не обнаружен в растворе с шелковником до 6 суток эксперимента, на 12 сутки отмечен рост концентрации иона. Укореняющийся гидрофит – *Potamogeton berchtoldii* – малоэффективен в очищении воды от Co^{2+} . Двувидовой комплекс элодеи и роголистника, наоборот, показал высокую степень сорбции Co^{2+} : уже на 3 сутки в растворе не обнаружены ионы ТМ. На 18 сутки в опыте с роголистником, а

также с комплексами «роголистник + элодея», «роголистник + рдест + элодея» Co^{2+} не обнаружен. Очень низкое содержание ТМ в растворе с одновременным присутствием рдеста и элодей. Таким образом, применение фитокомплексов «роголистник – рдест» и «элодея – рдест» для фиторемедиационных работ по очистке вод от ТМ нерационально. Обосновано использование модели погруженных макрофитов «элодея-роголистник».

Таблица 5 – Изменение концентрации ионов Co^{2+} в растворах с начальной концентрацией 2 мг/л в присутствии макрофитов

Видовой состав поглотительных комплексов	Изменение концентрации ($M \pm m$, мг/л)			
	1 сутки	3 сутки	6 сутки	12 сутки
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	2,000	0,011±0,003	0,021±0,008	0,044±0,005
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2,000	0,018±0,008	0,007±0,002	0,003 (0)*
<i>Lemna minor</i>	2,000	0,013±0,004	0,012±0,001	0,015±0,005
<i>Lemna trisulca</i>	2,000	0,019±0,017	0,011±0,001	0,021±0,001
<i>Elodea canadensis</i>	2,000	0,000	0,014±0,001	0,013±0,001
<i>Ceratophyllum demersum</i> и <i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	2,000	0,018±0,014	0,010±0,003	0,071±0,014
<i>Ceratophyllum demersum</i> и <i>Lemna trisulca</i>	2,000	0,017±0,005	0,019±0,001	0,005±0,001
<i>Batrachium aquatile</i>	2,000	0	0	0,019±0,009
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	2,000	0,585±0,098	0,501±0,027	0,637 ±0,017 (0,637±0,0021)
<i>Potamogeton berchtoldii</i> и <i>Elodea canadensis</i>	2,000	0,702±0,061	0,402±0,101	0,071±0,008 (0,01±0,0013)
<i>Elodea canadensis</i> и <i>Ceratophyllum demersum</i>	2,000	0	0	0(0)
<i>Potamogeton berchtoldii</i> и <i>Ceratophyllum demersum</i>	2,000	0,504±0,012	0,393±0,021	0,103±0,015 (0,048±0,002)
<i>Ceratophyllum demersum</i> и <i>Potamogeton berchtoldii</i> и <i>Elodea can.</i>	2,000	0	0	0 (0)

Примечание: (*) в скобках приведены данные на 18 сутки эксперимента.

Отсутствие ионов Co^{2+} в модельных растворах с экспонированным трёхвидовым комплексом, состоящим из рдеста, роголистника и элодеи, говорит о высокой поглотительной способности последних. Так как сорбция ТМ эффективна в случае с двухвидовым комплексом, трёхвидовой фитокомплекс применять также не рационально.

Изучение динамики изменения концентрации свинца в растворах с моно- и поликомпонентными системами макрофитов показало, что для фиторемедиационных мероприятий по очистке сточных вод от ионов свинца можно использовать *Ceratophyllum demersum* и двухвидовых комплексов с ним: «рдест Берхтольда + роголистник», «роголистник + ряска трёхдольная», а также трёхвидовой модели – «роголистник + ряска малая + водокрас лягушачий».

Для моделирования поглотительных фитосистем использовали макрофиты с максимальной сорбционной способностью в отношении цинка, а также *Potamogeton berchtoldii* (серия растворов хлорида цинка, концентрацией 4 мг/л). Все макрофиты активно поглощали цинк, уже на 3-и сутки экспозиции, концентрация ТМ резко снижалась (рис.11). В растворах с одним видом макрофитов остаточная концентрация цинка значительно выше, чем в случае использования двухвидовых моделей: с применением комплекса «рдест + роголистник» наблюдали падение концентрации цинка в 38,5 раз, «элодея + роголистник» – в 71,4 раза. На 11-е сутки в растворе с комплексом «рдест + роголистник» несколько повышается содержание цинка, в растворах с другими биокомплексами отмечено снижение концентрации: минимум

цинка обнаружено в растворе с элодеей и роголистником, только роголистником и «рдестом+элодеей». Минимальна концентрация в данных растворах и на 18 сутки эксперимента.

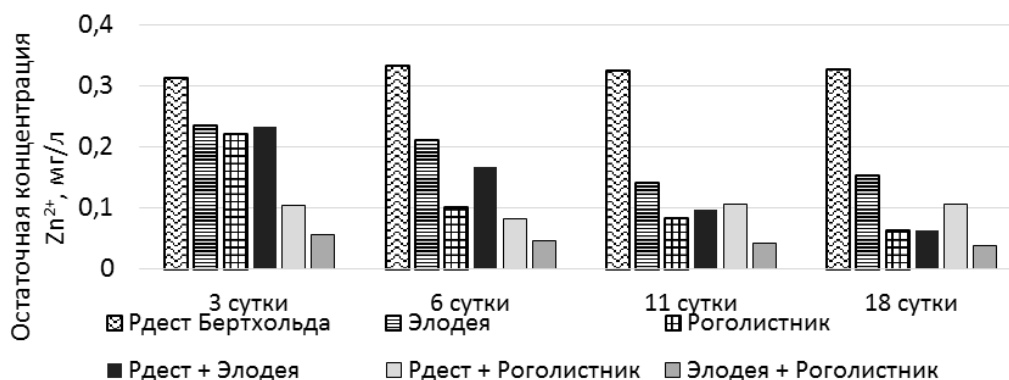


Рисунок 11 – Динамика изменения концентрации Zn^{2+} в моделях с макрофитами

4.2 Мониторинговые показатели состояния водных макрофитов и индексы сапробности

Дано описание растительных сообществ, исследуемых на реперных точках, для оценки воздействия объекта 1204 по уничтожению химического оружия (ОУХО) на окружающую среду: в точках 110 (р. Коста), 142 (р. Семчанка), 78 (р. Рожок). Установлено преобладание сообществ ассоциаций *Lemno-Spirodeletum polyrhizae*, *Lemno-Hydrocharitetum morsus-ranae*, *Potamogetonetum natantis*, *Polygonetum natantis*, *Polygonetum natantis*. Прибрежно-водные сообщества в основном сформированы следующими сообществами ассоциаций: *Typhetum latifoliae*, *Phragmitetum australis*, *Sagittario sagittifoliae-Sparganietum emersi*, *Rorippo-Phalaridetum arundinaceae*.

Для диагностики закономерных смен растительности составлены схемы микросукцессионных смен видов в экологических рядах. Наиболее распространены:

- 1) рогоз широколистный и осока острая → стрелолист стрелолистный → рдест гребенчатый. Плейстофитное сообщество представлено многокоренником обыкновенным (рис.12 а),
- 2) камыш озёрный → элодея канадская → рдест гребенчатый. Плейстофитное сообщество представлено ряской малой и многокоренником обыкновенным (рис. 12 б),
- 3) камыш лесной → ситник жабий → рогоз широколистный → рдест гребенчатый. Повсюду встречаются элодея канадская и роголистник обыкновенный (рис.12 в).

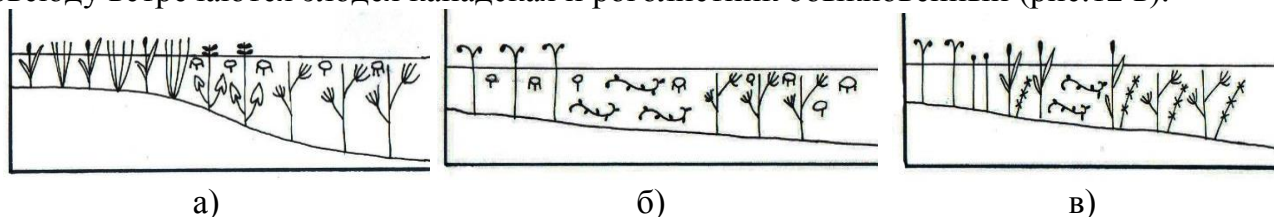


Рисунок 12 – Микросукцессионные ряды р. Коста

Рассчитаны следующие показатели водных макрофитов на пробных площадках реперных точек за период 2011-2016 гг. (табл.6).

Исследования в биомониторинге вод реперных точек методом биоиндикации свидетельствует о благоприятном, соответствующем фоновому состоянию среды. Видовое разнообразие макрофитов и прибрежно-водной растительности высокое, индекс Шеннона значительный. Видовой состав представлен типично речными видами 6-и экологических групп. Техногенная составляющая влияния на водотоки минимальна. Определение сапробности показали отсутствие кислородного голодания, значительного

зарастания участков реки; вода – чистая. Качество воды и состояние водного объекта, оцениваемое по биомассе и продуктивности доминантов, благоприятное, характерное для естественных гидроценозов.

Таблица 6 – Основные показатели водных макрофитов на пробных площадках реперных точек объекта 1204 (Брянская область)

Биопоказатель	рп 78, р. Рожок			рп 110, р. Коста			рп 142, р. Семчанка		
	2014	2015	2016	2014	2015	2016	2014	2015	2016
Число видов растений (α -разнообразие) / индекс видового разнообразия	74 /1,28	74 /1,28	73 /1,28	63 /1,06	63 /1,06	63 /1,06	65 /1,04	65 /1,04	65 /1,04
Биомасса доминантов, кг/м ² сухого вещества	2,3	2,9	2,7	2,25	3,5	3,5	2,9	3,5	3,9
Первичная продукция доминантов, тонн в год	0,023	0,031	0,027	0,019	0,024	0,024	0,032	0,039	0,032
Степень зарастания исследуемого участка % / класс зарастания	9 % / 1	11 % / 1	9,0 % / 1	8 % / 1	11 % / 1	11 % / 1	10,2 % / 1	11 % / 1	10,2 % / 1
Индекс сапробности	2,5	2,4	2,4	1,9	2,2	2,0	2,5	2,7	2,7

Результаты исследований не выявили воздействия ОУХО на водотоки реперных точек. Рассчитанные за тот же период индексы сапробности для водотоков реперных точек показали отсутствие кислородного голодания, значительного зарастания всех участков реки; вода – чистая.

4.3 Валовое содержание элементов группы тяжёлых металлов в пробах растительного материала и грунта реперных точек техногенного объекта

Отбор проб растительного материала (водных макрофитов – побеговая биомасса, прибрежно-водных видов – побеговая биомасса и корневища, для определения валового содержания элементов группы тяжелых металлов (ТМ) осуществлялось в двух типах водных объектов: реке Судость (реперная точка (рп) 119), малых реках: Рожок (рп 78), Семчанка (рп 142). Анализ валовой концентрации ТМ проведен для четырех экологических групп видов растений. Наибольшая концентрация ТМ отмечена в растительной биомассе видов, собранных в р. Семчанка (рис.13). При проведении импактного мониторинга с использованием водных и прибрежно-водных видов растений показано, что для малых рек и реки второго порядка различна аккумулятивная способность по отношению к ТМ видов гидрофитных и гидро-мезофитных.

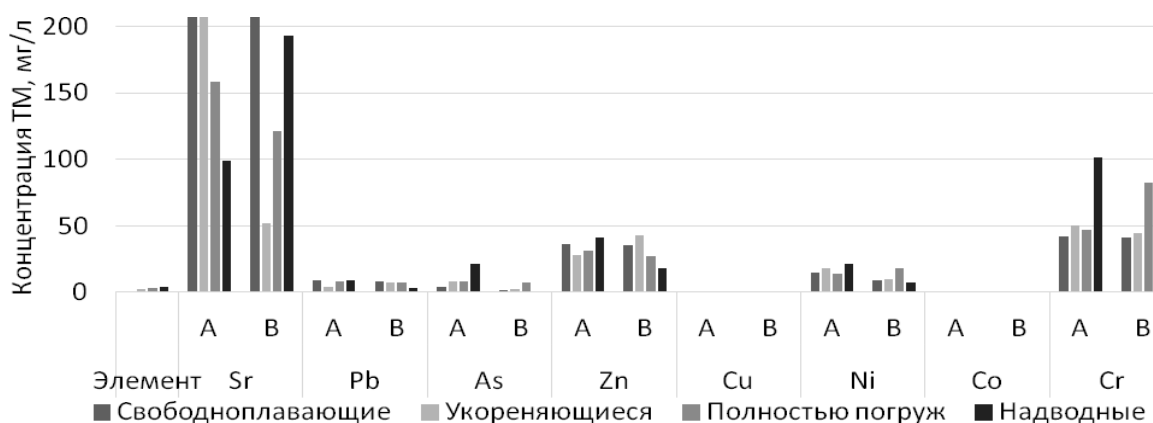


Рисунок 13 – Среднее содержание ТМ в биомассе растений реперных точек:
А – р. Судость, В – р. Семчанка

Определен возможный спектр накопителей ТМ для использования в экоаналитическом мониторинге района опасного техногенного объекта. Зависимость биологических показателей сообществ макрофитов от гидрохимических показателей вод ($C(NH_4^+)$, $C(NO_3^-)$, $C(PO_4^{3-})$, мг/л) представлена следующими зависимостями (табл. 7).

Таблица 7 – Регрессивная зависимость и коэффициент корреляции биологических показателей сообществ макрофитов от гидрохимических показателей вод

Показатель	Концентрация ионов (X)					
	$C NH_4^+$, мг/л		$C NO_3^-$, мг/л		$C PO_4^{3-}$, мг/л	
Индекс Шеннона	$y=1,512x+0,522$	$r = 0,74$	$y=0,0833x + 0,8704$	$r = 0,64$	-	-
α -разнообразие	$y=79,07x+35,705$	$r = 0,88$	$y=4,6267x + 53,099$	$r = 0,81$	-	-
Биомасса доминантов	-*	-	-	-	$y=1,0334x + 2,1913$	$r = 0,97$
Индекс сапробности	$y=3,593x+0,9295$	$r = 0,74$	$y=0,2581x + 1,5726$	$r = 0,83$	$y=0,2581x + 1,5726$	$r = 0,85$

Примечание: -* уравнения не составлены, вследствие отсутствия корреляции величин.

Тесная зависимость биологических показателей: α -разнообразия, индекса Шеннона, индекса сапробности выявлена для концентрации катиона аммония и нитрат-ионов, биомасса доминантов и индекс сапробности связаны с концентрацией фосфат-ионов.

Выводы

1 Определены лучшие экстракторы элементов группы тяжёлых металлов (ТМ) среди восьми исследованных макрофитов. Для меди наилучший адсорбент – *Lemna minor*, *Elodea canadensis* (снижение концентрации в 3,6 и 3,3 раза соответственно); для никеля – *Lemna minor* и *Lemna trisulca* (снижение концентрации в 250 раз); для цинка – *Ceratophyllum demersum* (максимальное снижение концентрации в 46,5 раз); для свинца – *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*, *Batrachium aquatile* (снижение концентрации в 330 раз, в 440 раз соответственно); для кобальта – *Ceratophyllum demersum* (снижение в 80 раз), *Elodea canadensis* и *Batrachium aquatile*.

2 Обнаружено взаимное влияние ионов ТМ на процесс их поглощения исследуемыми макрофитами. Медь активирует поглощение цинка и ингибирует сорбцию никеля и кобальта, цинк активирует поглощение меди и также ингибирует экстракцию никеля и кобальта макрофитами, никель активирует поглощение цинка и меди, снижает сорбцию кобальта, в свою очередь, кобальт снижает экстракцию никеля, а поглощение меди и цинка активирует.

3 Определено преимущество экстракции макрофитами в растворе солей нескольких ТМ только ионов одного химического элемента: $Zn > Cu$, $Zn > Co$, $Zn > Ni$, $Co > Ni$, $Co > Cu$, $Ni > Cu$.

4 Установлен видовой состав одно-, двух- и трёхвидовых поглотительных комплексов для эффективной очистки и доочистки сточных вод: *Ceratophyllum demersum* + *Hydrocharis morsus-ranae*, *Ceratophyllum demersum* + *Lemna minor*, *Elodea canadensis* + *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton berchtoldii* + *Ceratophyllum demersum*, *Ceratophyllum demersum* + *Lemna trisulca*, *Ceratophyllum demersum* + *Lemna minor* + *Hydrocharis morsus-ranae*, *Elodea canadensis* + *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton berchtoldii* + *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton berchtoldii* + *Elodea canadensis*.

5 Анализ техногенного воздействия на водные экосистемы химически опасного техногенного объекта в Брянской области методом биоиндикации (оценка видового разнообразия, расчет индекса Шеннона, индекс сапробности вод) выявил, что техногенная составляющая влияния на водотоки минимальна, состояние водных объектов соответствует естественным гидроценозам, качество воды – чистая.

6 Представлен анализ валовой концентрации ТМ для четырёх экологических групп видов растений: свободноплавающих гидрофитов, укореняющихся гидрофитов с плавающими листьями, полностью погруженных гидрофитов и укорененных надводных растений, отобранных в реперных точках (реке Судость (реперная точка (рп) 119), малых реках: Рожок (рп 78), Семчанка (рп 142)). Наибольшее валовое содержание Sr^{2+} обнаружено в биомассе *Hydrocharis morsus-ranae*, Pb^{2+} – *Phragmites australis*, Ni^{2+} и As^{3+} – *Sagittaria sagittifolia*, Zn^{2+} – *Typha latifolia*, Fe^{3+} – *Nuphar lutea*, Mn^{2+} – *Spirodela polyrrhiza*, Cr^{3+} – *Ceratophyllum demersum*.

Практические рекомендации

1 Для фиторемедиационных работ по очистке и доочистке сточных вод от ТМ рекомендованы следующие биоконструкции: при загрязнении соединениями Ni^{2+} – составление биоплато с *Lemna trisulca* (экспонирование 3-е суток), или биоконструкции *Ceratophyllum demersum* и *Hydrocharis morsus-ranae*, *Ceratophyllum demersum* и *Lemna minor* (12 суток). При загрязнении Co^{2+} – комплекс *Ceratophyllum demersum* и *Lemna minor* (12 суток), *Batrachium circinatum* (6 суток), *Elodea canadensis* + *Ceratophyllum demersum* (18 суток). При загрязнении свинцом можно использовать *Ceratophyllum demersum* и двувидовые комплексы: «*Potamogeton berchtoldii* + *Ceratophyllum demersum*», «*Ceratophyllum demersum* + *Lemna trisulca*», а также трёхвидовой модели – «*Ceratophyllum demersum* + *Lemna minor* + *Hydrocharis morsus-ranae*». Для поглощения цинка рекомендовано применение двувидовой модели «*Elodea canadensis* + *Ceratophyllum demersum*» (срок экспонирования – более двух недель), «*Potamogeton berchtoldii* + *Ceratophyllum demersum*» (до 7 дней использования биомассы), «*Potamogeton berchtoldii* + *Elodea canadensis*» (эффект очищения 10-18 суток).

2 В индикации состояния водной среды обитания Брянской области рекомендованы фоновые виды – *Hydrocharis morsus-ranae*, *Spirodela polyrrhiza*, *Potamogeton natans*, *Nuphar lutea*, *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton friesii*, *Hydrodictyon*, *Sparganium erectum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Glyceria maxima*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Rorippa amphibia*.

3 Целесообразно осуществлять фиторемедиационные и биоиндикационные мероприятия для водотоков 2 порядка с использованием следующих аккумуляторов: *Ceratophyllum demersum* по отношению к свинцу, мышьяку, марганцу и железу, никелю, хрому; *Spirodela polyrrhiza* – к стронцию, свинцу; *Hydrocharis morsus-ranae* – к свинцу, цинку, никелю, хрому; *Hydrodictyon* – к стронцию, свинцу, марганцу. Для малых рек по отношению к стронцию рекомендуется использовать *Potamogeton natans*, мышьяку – *Typha latifolia*, цинку – *Phragmites australis*, меди – *Phragmites australis* и *Typha latifolia*, никелю и хрому, железу и марганцу – *Sagittaria sagittifolia*, марганцу – *Hydrodictyon* и *Spirodela polyrrhiza*.

СПИСОК РАБОТ, ОПУБЛИКОВАННЫХ ПО ТЕМЕ ДИССЕРТАЦИИ

Статьи в научных журналах, включенных в перечень ВАК РФ

1 Анищенко Л.Н. Накопительная и фиторемедиационная возможность водных растений по отношению к ионам меди / Л.Н. Анищенко, С.П. Белов, Е.А. Петракова // Вода: химия и экология. 2014 – № 6. – С. 60–67.

2 **Петракова Е.А.** Методики определения цинка в пробах сточных, подсточных вод и растительной биомассе// Вестник Брянского государственного университета. №4 (2014): Точные и естественные науки. – Брянск: Изд-во РИО БГУ, 2014. – С.148-151.

3 **Петракова Е.А.** Биоконверсия свинца и кобальта макрофитами в биотехнологии очистки и доочистки сточных вод// Вестник Брянского государственного университета. – № 6 (2015): Точные и естественные науки. – Брянск: Изд-во РИО БГУ, 2015. – С. 429-432.

4 **Петракова Е.А.** Аккумуляция и фиторемедиационные возможности макрофитов различных экологических групп по отношению к ионам никеля/ Е.А. Петракова, Л.Н. Анищенко, Ю.А. Ворочай // Вода: химия и экология. – 2016. – № 1. – С. 81–91.

Статьи в других научных изданиях

5 **Петракова Е.А.** Бионакопление никеля водными макрофитами и перспективы фиторемедиации сточных вод / Е.А. Петракова// Биоразнообразие и антропогенная трансформация природных экосистем: матер. Всерос. науч.-практич. конф. (г. Балашов, 16—17 октября 2014 г.) / Под ред. А. И. Золотухина. – Саратов: Саратовский источник, 2014. – С. 99-102.

6 **Петракова Е.А.** Поглотительная способность макрофитов в очистке сточных вод / Е.А. Петракова // Актуальность идей В.И. Вернадского в современной культурно-образовательной и природоохранной деятельности: матер. Всерос. конф. с междунар. участием, посвящ. 150-летию со дня рожд. В.И. Вернадского, г. Великий Новгород, Новгородский ун-т им. Ярослава Мудрого / Под ред. проф. Н.Н. Максимюка: Новгород: «Новгородский технопарк», 2014. – С. 150-153.

7 **Петракова Е.А.** Плейстофиты и гидатофиты в очистке сточных вод от цинка и свинца / Е.А. Петракова // Экологическая безопасность региона: Сборник статей VII Международной научно-практической конференции естественно-географического факультета (Россия, г. Брянск, 23 – 24 октября 2014 г.). – Брянск: Изд-во «РИО БГУ», 2014. – С. 157-160.

8 **Петракова Е.А.** Накопительная способность водных макрофитов по отношению к поллютантам как основа фиторемедиационных и биоиндикационных мероприятий Нечерноземья России / Е.А. Петракова, Ю.А. Ворочай // Биоразнообразие и антропогенная трансформация природных экосистем: матер. Всерос. науч.-практич. конф. (г. Балашов, 16-17 октября 2014 г.) / Под ред. А. И. Золотухина. – Саратов: Саратовский источник, 2014. – С. 102 - 109.

9 **Петракова Е.А.** Биоиндикаторная, биоаккумулятивная и фиторемедиационная роль макрофитов в водных объектах Брянской области / Е.А. Петракова, Ю.В. Жмакина, Л.Н. Анищенко // Среда, окружающая человека: природная, техногенная, социальная. Матер. III Междунар. научно-практ. конф. студентов, аспирантов и молодых ученых. Брянск, 14-16 мая 2014 г. – Брянск: Изд-во БГИТА, 2014. - С. 47-50.

10 **Петракова Е.А.** Сравнительный анализ поглотительной способности моно- и поликомпонентных фитосистем для очистки вод / Е.А. Петракова // Сборник научных трудов по материалам Междунар. научно-практ. конф. «Инновационный направления в научной и образовательной деятельности» г. Смоленск, 30 ноября 2015 г. Часть 1. – Смоленск: ООО «НОВАЛЕНКО», 2015. – С. 16-19.

11 **Petrakova E.A.** Bioconversion of heavy metals in phytoremediation technologies post-treatment and purification of waste water / Е.А. Петракова, Л.Н. Анищенко // Society for Cultural and Scientific Progress in Central and Eastern Europe. Natural, Mathematical and Technical science NaMaTech 2015. Held in Budapest on 6th of December, 2015. – С. 44-48.

12 **Петракова Е.А.** Биоконверсия тяжелых металлов в биотехнологиях доочистки и очистки сточных вод с использованием водных и прибрежно-водных растений / Е.А.

Петракова // Охрана окр. среды и рациональное использование природных ресурсов: сб. докладов IX Междунар. научно-практ. конф. аспирантов и студентов, ДонНУ. – Донецк: ГВУЗ «ДонНТУ», 2015. – С. 257-260.

13 **Петракова Е.А.** Фиторемедиационная возможность водных растений по отношению к ионам кобальта / Е.А. Петракова // Охрана окр. среды и рациональное использование природных ресурсов: сб. докладов IX Междунар. научно-практ. конф. аспирантов и студентов, ДонНУ. – Донецк: ГВУЗ «ДонНТУ», 2015. – С. 429-432.

14 **Петракова Е.А.** Выбор биологических поглотителей тяжелых металлов в модельных водных растворах // Е.А. Петракова, Л.Н. Анищенко // Актуальные пробл. регион. экологии и биодиагностики живых систем: Матер. XIII Всерос. научно-практической конф. с междунар. участием. Книга 2. (г. Киров, 1–2 декабря 2015 г.). – Киров: Изд-во ООО «Веси». – 2015. – С. 99-102.

15 **Петракова Е.А.** Аккумуляция макрофитами различных экологических групп ионов / Е.А. Петракова, Ю.А. Ворочай // Среда, окружающая человека: природная, техногенная, социальная. Матер. IV Междунар. научно-практ. конф. студентов, аспирантов и молодых ученых, посвященной 85-летию БГИТА. – Брянск, 03–05 июня 2015 г. – Брянск: Изд-во БГИТА, 2015. – С. 74-78.

16 **Петракова Е.А.** Поглощительная способность макрофитов в отношении групп тяжелых металлов / Е.А. Петракова // Донецкие чтения 2016. Образование, наука и вызовы современности: Матер. I Межд. науч. конф. (16-18 мая 2016 г.). – Том 1. Физико-математические, технические науки и экология. – Ростов-на-Дону: Изд-во Южного федерального университета, 2016. – С. 282-285.

17 **Petrakova E.F.** The absorbing capacity of macrophytes in regard to copper, cobalt and nickel / Е.А. Петракова, Л.Н. Анищенко [Электронный ресурс] // International journal of applied and fundamental research, № 4, 2016. – Режим доступа: <http://science-sd.com/466>.

18 **Петракова Е.А.** Биоконверсия тяжелых металлов в фиторемедиационных технологиях доочистки и очистки сточных вод / Е.А. Петракова, Л.Н. Анищенко // Нижневолжский экоцентр. Астраханский вестник экологического образования. – № 1 (35). – Астрахань, 2016. – С. 46-50.

19 **Петракова Е.А.** Сравнительный анализ поглощительной способности макрофитов в отношении групп тяжелых металлов / Е.А. Петракова, Л.Н. Анищенко // Сб. научных трудов по матер. по материалам Междунар. научно-практ. конф. «Теория и практика приоритетных научных исследований» г. Смоленск, 31 марта 2016 г. Часть 1. – Смоленск: ООО «НОВАЛЕНСО», 2016. – С. 21-23.

20 **Петракова Е.А.** Поглощительная способность макрофитов по отношению к кобальту и цинку / Е.А. Петракова // Научное обозрение. Биологические науки. – №1. – 2017. – С. 131-134.

21 **Петракова Е.А.** Исследование фиторемедиационной возможности погруженных макрофитов в отношении ионов свинца и никеля / Е.А. Петракова // Среда, окружающая человека: природная, техногенная, социальная. Матер. VI Междунар. научно-практ. конф. студентов, аспирантов и молодых ученых, приуроченной к проведению Года экологии в России. Брянск, 26–28 апреля 2017 г. – Брянск, Изд-во БГИТУ, 2017. – С. 134-137.

22 **Петракова Е.А.** Результаты исследования поглощительной способности макрофитов по отношению к тяжелым металлам / Е.А. Петракова // Соврем. проблемы обеспечения эколог. безопасности: сб. матер. Всерос. очно-заочной научно-практ. конф. с междунар. участием. г. Орёл, 16 мая 2017 г. – Орёл: РИО ФГБОУ ВО «ОГУ имени И.С. Тургенева», 2017. – С. 263-267.

23 **Петракова Е.А.** Растительность крупных озёр юго-западного Нечерноземья РФ (в пределах Брянской области) / Е.А. Петракова, Л.Н. Анищенко, Ю.А. Ворочай // Биоразнообразие: подходы к изучению и сохранению. Матер. Междунар. науч. конф., посвящ. 100-летию каф. ботаники Тверского государственного университета. Тверь: Тверской гос. ун-тет, 2017. – С. 17-20.

Автореферат диссертации на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Подписано в печать . . . г. Формат 60х84 1/16.

Печать офсетная. Бумага офсетная.

Усл. печ. л. – 1,1. Тираж – 100 экз. Заказ № 373.

РИО Брянского государственного университета

имени академика И. Г. Петровского

241036, Брянск, Бежицкая, 14. Отпечатано в цехе РИО БГУ