

БИОГЕОХИМИЯ И ГИДРОЭКОЛОГИЯ НАЗЕМНЫХ И ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

ВЫПУСК 21





**СИРОТСКИЙ
СЕРГЕЙ ЕГОРОВИЧ**

***Светлой памяти
Друга, Коллеги и Учителя
посвящается***

Russian Academy of Sciences
Far Eastern Branch
Institute of Water and Ecology Problems

**BIOGEOCHEMISTRY AND HYDROECOLOGY
OF TERRESTRIAL AND AQUATIC
ECOSYSTEMS**

Issue 21

Electronic edition

**Khabarovsk
IWEP FEB RAS
2015**

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт водных и экологических проблем
Дальневосточного отделения РАН

БИОГЕОХИМИЯ И ГИДРОЭКОЛОГИЯ НАЗЕМНЫХ И ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Выпуск 21

Электронное издание

**Хабаровск
ИВЭП ДВО РАН
2015**

УДК 550.7

Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21.
[Электронный ресурс]. Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 2015. – 210 с.
ISBN 978-5-7442-1573-6

Приведены результаты изучения биогеохимии и гидроэкологии наземных и водных экосистем. Показано, что в условиях антропогенеза и техногенеза функционирование экосистем обусловлено биогеохимическими, гидроэкологическими, гидрохимическими и почвенными факторами. Изложены оригинальные сведения о содержании тяжелых металлов в почвах, растениях, в органическом веществе поверхностных и подземных вод. Описаны причины и особенности катастрофического наводнения на р. Амур 2013 г.

Для биогеохимиков, экологов, геоэкологов, гидрохимиков, почвоведов.

Ключевые слова: биогеохимия, гидроэкология, геоэкология, экосистемы, вода, органическое вещество, почвы, растения, тяжелые металлы.

Biogeochemistry and hydroecology of terrestrial and aquatic ecosystems. Is. 21.
[Electronic resource]. / Khabarovsk: IWER FEB RAS, 2015. – 210 p.
ISBN 978-5-7442-1573-6

The collected works discuss research results on biogeochemistry and hydroecology of terrestrial and aquatic ecosystems. Ecosystem functioning in conditions of anthropogenesis and technogenesis is shown to be impacted by biogeochemical, hydroecological, hydrochemical and soil factors. The papers provide original information on heavy metals content in soils, plants and organic matter in land and ground waters. The causes and specifics of Amur catastrophic floods in 2013 are also described.

For biogeochemists, ecologists, geoecologists, hydrologists, and soil scientists.

Keywords: biogeochemistry, ecosystems, geoecology, heavy metals, hydroecology, organic matter, plants, soil, water.

Ответственный редактор серии:
д-р геол.-мин. наук, проф. П.В. Ивашов

Ответственный редактор выпуска 21:
д-р. б. наук Г.В. Харитонова

Утверждено к печати Ученым советом ИВЭП ДВО РАН

ПРЕДИСЛОВИЕ

Вниманию читателей предлагается сборник научных трудов (вып. 21) Института водных и экологических проблем ДВО РАН (г. Хабаровск). Очередной сборник тематической серии «Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем» – продолжающееся с 1991 года издание ИВЭП ДВО РАН. Представленный выпуск 21 посвящен памяти Сергея Егоровича Сиротского, заведующего лабораторией гидроэкологии и биогеохимии ИВЭП ДВО РАН, руководителя Межрегионального центра экологического мониторинга гидроузлов Дальнего Востока и Сибири, скорпостижно скончавшегося 23 сентября 2014 года на 58 году жизни.

Сергей Егорович Сиротский (09.05.1957–23.09.2014) – известный дальневосточный ученый, один из ведущих научных сотрудников ИВЭП ДВО РАН, автор всех выпусков выше названной серии, ответственный редактор юбилейного сборника (Вып. 20, 2013 г.). В ИВЭП он прошел путь от стажера-исследователя до заведующего лабораторией. С.Е. Сиротский является автором многочисленных научных трудов – статей и монографий. Им разработаны гидробиологические критерии оценки трофического статуса водных объектов и качества воды водоемов и водотоков различной степени антропогенной нагрузки. Коллектив авторов настоящего выпуска серии «Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем» свои научные статьи посвящает памяти Сергея Егоровича Сиротского – большого ученого и замечательного человека.

В выпуске 21 представлены статьи, в которых изложены результаты изучения наземных и водных экосистем. Большое внимание уделено катастрофическому наводнению на р. Амур в 2013 году, описаны его характеристики, особенности и проблемы Амурского мегакомплекса в связи с этим редким по масштабу природным явлением.

Значительный интерес представляют материалы по проблеме тяжелых металлов в окружающей среде: биогеохимическая индикация загрязнения компонентов экосистем тяжелыми металлами, выявление уровней фоновых содержаний ртути в торфах российского Дальнего Востока, особенности миграции и накопления бора в системе «растения–опад–почва».

На примере крупных городов отражены результаты изучения урбанизированных почв. Показаны экологические последствия трансформации почвенного покрова при эксплуатации месторождений полезных ископаемых в северных районах Дальнего Востока России.

Большой интерес представляют статьи о покровных суглинках как о биогеохимическом барьере загрязнения подземных вод, о биотрансформации нефтепродуктов в подземных водах, о гидролизатах торфа из месторождений Приамурья, о донных беспозвоночных животных в бассейне р. Уссури Хабаровского края, о состоянии растительности в бассейне р. Бурея и др.

Изложенные в сборнике результаты отражают опыт совместных исследований. Авторами статей сборника являются не только ученые ИВЭП ДВО РАН, но и других учебных, научных и производственных организаций: это ведущие сотрудники Департамента Росгидромета по ДФО, Института тектоники и геофизики им. Ю.А. Косыгина ДВО РАН, Томского политехнического университета, ТомскНИПИнефть, факультета почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова. Тематический сборник вып. 21 имеет международное значение: в числе авторов сборника известные ученые Израиля (Технологический институт, г. Хайфа), Японии (Факультет прикладной химии и биотехнологии Университета Чиба, KJK Co., Takasaki) и Турции (Университет Сельджук, г. Конья).

Ответственные

редакторы: д-р геол.-мин. наук П.В. Ивашов,
д-р биол. наук Г.В. Харитонova

ПАМЯТИ
СЕРГЕЯ ЕГОРОВИЧА СИРОТСКОГО
(09.05.1957–23.09.2014)

Ивашов П.В.
ИВЭП ДВО РАН, г. Хабаровск

23 сентября 2014 г. на 58 году жизни ушел от нас Сергей Егорович Сиротский, выдающийся ученый-гидроэколог, кандидат биологических наук, заведующий лабораторией гидроэкологии и биохимии Института Водных и Экологических проблем ДВО РАН, руководитель Межрегионального центра экологического мониторинга гидроузлов ИВЭП ДВО РАН, член Ученого Совета института. Дальневосточная гидрологическая наука потеряла талантливого ученого, организатора науки, доброжелательного, отзывчивого человека, сумевшего сплотить вокруг себя большой коллектив ученых-единомышленников для решения научных проблем в области гидробиологии.

С.Е. Сиротский родился 9 мая 1957 г. в пос. Чегдомын Верхнебуреинского района Хабаровского края. После окончания школы в 1974 г. он поступил на химико-биологический факультет Хабаровского государственного педагогического института, а в 1976 г. перевелся в Дальневосточный государственный университет (г. Владивосток) на биолого-почвенный факультет, который закончил в 1979 г. по специальности «гидробиология». Будучи студентом (1974–1979 гг.) и в Хабаровске, и во Владивостоке он тесно сотрудничал с лабораторией гидробиологии Хабаровского КНИИ ДВНЦ АН СССР, руководителем которой был известный дальневосточный ученый, кандидат биологических наук, впоследствии доктор биологических наук Ю.М. Лебедев. В этой лаборатории студент С.Е. Сиротский под руководством Ю.М. Лебедева проходил учебно-производственные практики и получил большой опыт исследователя-гидробиолога. Поэтому после окончания ДВГУ он в должности стажера-исследователя был принят на работу в лабораторию гидробиологии Хабаровского комплексного НИИ ДВНЦ АН СССР. В те годы в этой же лаборатории под руководством Ю.М. Лебедева в должности младшего научного сотрудника работал коллега С.Е. Сиротского В.В. Богатов, ныне выдающийся ученый, доктор биологических наук, член-

корреспондент РАН. В ноябре 1980 г. С.Е. Сиротский был переведен на должность младшего научного сотрудника и приступил к работе в лаборатории гидробиологии по назначенной ему Ю.М. Лебедевым теме «Экология фотосинтеза пресноводного фитопланктона». В 1982–1984 гг. С.Е. Сиротский проходил военную службу в Советской Армии. Отслужив, он вернулся в ХабКНИИ и продолжил исследования по гидробиологической тематике.

В 1987 г. в ХабКНИИ, переименованном годом ранее в Институт Водных и Экологических Проблем, П.В. Ивашовым при поддержке директора института И.П. Дружинина была организована лаборатория биогеохимических оценок загрязнения окружающей среды (БОЗОС). С.Е. Сиротский был переведен в эту лабораторию, где работал по гидробиологической тематике, в частности по проблеме первичной продукции пресноводных экосистем.

В 1988 г. по инициативе С.Е. Сиротского лаборатория БОЗОС совместно с другими лабораториями ИВЭП выполнила хоздоговорной проект «Гидроморфологические и гидрохимические характеристики озера Теплое» по заказу Амурского отделения Тихоокеанского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии. В этом проекте руководителем и ответственным исполнителем был м.н.с. лаборатории БОЗОС С.Е. Сиротский. По результатам выполнения проекта был составлен научный отчет, одобренный Ученым Советом ИВЭП, и предан заказчику в декабре 1988 г. На озере Теплое (Еврейская автономная область) находится один из заводов по разведению осенней кеты в Приамурье. В результате выполнения проекта были разработаны практические рекомендации для оптимизации рыборазведения: для улучшения кислородного режима вод озера, снижения концентрации сульфатов, аммиачного азота и тяжелых металлов, особенно в период инкубирования икры кеты, необходимо проведение гидромелиоративных работ, направленных на удаление из озера иловых отложений, и периодическое изъятие из озера основной массы водной растительности в виде водорослей спирогира, накапливающих тяжелые металлы, особенно свинец и стронций, в количествах в 21–10 раз превышающих кларк этих металлов в растениях. При выполнении этого проекта С.Е. Сиротский показал себя исключительно грамотным исследователем и вскоре был аттестован на должность научного сотрудника.

Оригинальный фактический материал в области гидробиологии, полученный С.Е. Сиротским по бассейну р. Амур, позволил ему

подготовить диссертацию на тему «Первичная продукция и деструкция органического вещества бассейна Нижнего Амура» на соискание ученой степени кандидата биологических наук (научный руководитель Ю.М. Лебедев), которую он блестяще защитил в 1991 г. в Институте гидробиологии АН УССР (г. Киев) по специальности 03.00.18 – гидробиология. В 1992 г. С.Е. Сиротский аттестован на должность с.н.с.

Работая в лаборатории БОЗОС, С.Е. Сиротский углубился в проблемы прикладной биогеохимии как нового научного направления по экологической оценке загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами. Это дало ему возможность проводить гидробиологические исследования биотических компонентов пресноводных экосистем. Эти разработки в области прикладной биогеохимии С.Е. Сиротский успешно применял в своих исследованиях в области гидроэкологии. Онигодились ему в тяжелое время для академической науки с точки зрения финансирования НИР после разрушения СССР в декабре 1991 г.

В 1992 г. С.Е. Сиротский организовал хоздоговор лаборатории БОЗОС с Ургальским шахтоуправлением по проблеме «Эколого-биогехимическая оценка отходов угольной энергетики на основе Ургальского месторождения». В выполнении этого проекта принимали участие другие сотрудники ИВЭП, в частности М.А. Климин. Была проведена санитарно-гигиеническая, биогехимическая и экологическая оценка золы и шлаков котелен шахтоуправления «Ургальское», т.е. исследованы отходы золоотвалов поселков Чегдомын, Ургал и др. В результате был изучен структурно-механический состав золы и шлаков, исследован биогехимический состав в виде количественного определения тяжелых металлов в золе, саже, шлаках, в первичных углях и вмещающих породах, определен радиационный состав золы, шлаков и других продуктов сжигания ургальского угля. Было доказано, что зола и шлаки не являются экологически опасными для населения и могут успешно применяться в качестве строительного материала, в частности для изготовления шлакоблоков при промышленном и гражданском строительстве зданий и сооружений.

С целью улучшения экологического состояния окружающей среды «малой родины» в 1993–1994 гг. С.Е. Сиротский выполнил ряд хоздоговорных работ по заказу Комитета по экологии и природопользованию Верхнебуреинского района Хабаровского края, в частности «Биогехимическая характеристика рек Чегдомын и Ургал

в районе пос. Чегдомын» (1993 г.), «Современное экологическое состояние водотоков Верхнебуреинского района» (1994 г.). В результате выполнения этих хозяйственных работ были разработаны практические рекомендации по оздоровлению окружающей среды названного региона.

С.Е. Сиротский принимал участие совместно с Биолого-почвенным институтом ДВО РАН в выполнении Международного Российско-Японского проекта на тему «Изучение структуры и функционирования речных экосистем Дальнего Востока» (1993–1996 гг.). Он дважды в 1993 и в 1994 гг. проводил полевые работы на территории Японии. В результате чего были выявлены закономерности миграции и накопления тяжелых металлов в биообъектах пресноводных экосистем Японии, выполнена биогеохимическая оценка качества природных вод, используемых для водоснабжения японских городов на главном острове Японии – Хонсю. Материалы этих исследований опубликованы в отечественных и зарубежных периодических рецензируемых журналах и доложены на Международной конференции «Современные проблемы гидроэкологии» в Санкт-Петербурге в 1995 г., где С.Е. Сиротский выступил с докладом «Биогеохимическая оценка природных вод, применяемых для водоснабжения г. Иокогама, с использованием в качестве тест-объекта водорослей перифитона и фитопланктона».

Установленные С.Е. Сиротским закономерности формирования первичной продукции в экосистемах р. Амур признаны мировым экологическим сообществом и опубликованы были на английском языке в капитальной международной монографии «Экосистемы мира», т. 22. Амстердам, 1995. 817 с. В этой книге опубликована статья С.Е. Сиротского в соавторстве с В.В. Богатовым и Д.Н. Юрьевым «Экосистемы Амура» (с. 601–613).

В 1993–1995 гг. С.Е. Сиротский принимал участие в выполнении проекта Российского фонда фундаментальных исследований под названием «Биогеохимическая индикация загрязнения тяжелыми металлами воды реки Амур на основе диатомовых водорослей» (руководитель П.В. Ивашов). В результате выполнения этого проекта был разработан новый, не имеющий зарубежных аналогов, высокочувствительный биогеохимический способ оценки качества с помощью диатомовых водорослей как тест-индикаторов количественного содержания в воде тяжелых металлов.

В 2001 г. С.Е. Сиротский организовал в ИВЭП ДВО РАН лабораторию гидроэкологии и таким образом стал руководителем, т.е.

заведующим самостоятельного структурного академического подразделения. С этого времени наиболее ярко проявились его способности и как организатора науки, и как ответственного исполнителя плановых разделов и тем НИР и хозяйственных работ.

В 2002–2003 гг. лаборатория С.Е. Сиротского приняла участие в выполнении совместного научно-технического проекта Института тектоники и геофизики им. Ю.А. Косыгина ДВО РАН и ИВЭП ДВО РАН под названием «Разработка в рамках создания Хабаровского инновационно-аналитического центра (ХИАЦ) научных основ и практических приемов биогеохимической и гидроэкологической экспертизы антропогенного загрязнения экосистем Приамурья с использованием ICP–MS анализа». В выполнении этого проекта, заказчиком которого было Министерство промышленности, науки и технологий Российской Федерации, со стороны ИВЭП принимала участие и лаборатория биогеохимии (руководитель П.В. Ивашов). В результате выполнения этого межинститутского научно-технического проекта с использованием современной аналитической базы в ХИАЦ по определению тяжелых металлов были выявлены высокочувствительные тест-индикаторы, оптимальные для биогеохимического и гидроэкологического мониторинга окружающей среды в составе перифитона, водорослей, водных мхов, наземных растений.

По планам НИР в 2001–2005 гг. лаборатория гидроэкологии С.Е. Сиротского провела исследования по разделам «Гидробионты как индикаторы качества воды», «Закономерности формирования химического состава поверхностных вод и гидробиоценозов под влиянием природных и антропогенных факторов». В 2006–2008 гг. исследования проводились по разделу «Структура и формирование природных и техногенно — изменённых водных экосистем» общеинститутской темы «Геоэкологические проблемы бассейнов крупных рек Востока Азии».

В результате выполнения вышеназванных разделов С.Е. Сиротским были получены фундаментальные результаты НИР в области гидробиологии и гидроэкологии.

1. Были разработаны гидробиологические критерии оценки трофического статуса водных объектов и классов качества их вод в бассейне р. Амур по величине первичной продукции и концентрации хлорофилла «а» в водорослях фитопланктона, перифитона (водоросли обрастания донных отложений) и криоперифитона (ледовые водоросли, развивающиеся на нижней поверхности льда). На их

основе проведена оценка качества вод водоёмов и водотоков различной степени антропогенного преобразования.

2. Впервые дана характеристика видового состава водорослей бассейна р. Амур на российской территории. Приведены флористические данные по основному течению реки, озёрам приамурской поймы, крупным притокам Амура. На конкретных примерах показано значение водорослей в качестве биогеохимических индикаторов состояния водных экосистем.

3. Впервые была изучена удельная эффективная активность естественно-радиоактивных нуклидов в водной экосистеме бассейна р. Амур (вода, ихтиофауна, донные отложения, макрофиты, наземные растения, растительный детрит)

4. Выявлен видовой состав зоопланктона водной экосистемы р. Амур, включающий 158 видов, дана оценка качества вод по показателям зоопланктона.

5. Проведена оценка состояния качества вод р. Амур по составу бентосных организмов.

6. Установлены уровни концентрации тяжёлых металлов в биотических компонентах экосистемы р. Амур – растениях, водорослях, мхах, перифитоне, гидробионтах, ихтиофауне, донных отложениях водотоков и водоёмов.

7. Разработаны новые подходы к оценке современного состояния рыбных ресурсов бассейна р. Амур в зависимости от качества воды.

В 2003 году С.Е. Сиротский впервые обосновал концепцию экологического мониторинга гидроузлов. Лаборатория гидроэкологии приступила к выполнению этой тематики на примере Бурейской ГЭС. Вскоре эта тематика была расширена за счет социально-экономического мониторинга гидроузлов. Поэтому к выполнению проекта по этой тематике привлекались не только сотрудники других лабораторий ИВЭП ДВО РАН, но и лаборатории Биолого-Почвенного института ДВО РАН, а также другие научные учреждения, в частности Дальневосточный НИИ рынка Министерства регионального развития Российской Федерации, Дальневосточная академия государственной службы и др. Работы финансировались РАО «ЕЭС России».

В 2005 году в РАО «ЕЭС России» был проработан вопрос о развёртывании программы экологического мониторинга не только на Зейском и Бурейском водохранилищах, но и на Богучанском, Саяно-Шушенском и Усть-Среднеканском водохранилищах в Сибири.

В 2002–2006 году совместными усилиями РАО «ЕЭС России» и ИВЭП ДВО РАН был создан Межрегиональный центр экологического мониторинга гидроузлов Дальнего Востока и Сибири и руководителем его был назначен С.Е. Сиротский. Экологический мониторинг включал в себя разработку следующих блоков: мониторинг водных экосистем, метеорологический и гидрологический мониторинг, мониторинг флоры и почвенно-растительного покрова, мониторинг фауны и животного мира, социальный мониторинг, санитарно-гигиенический мониторинг. Были сформулированы задачи экологического мониторинга, среди которых основными были: организация систематических наблюдений на постоянно действующей стационарной или мобильной сети пунктов за состоянием природной и социальной среды, оценка тенденций изменения природной среды под влиянием гидростроительства; организация экоаналитической и информационной поддержки мероприятий по обеспечению экологической безопасности и др.

Созданный Межрегиональный центр экологического мониторинга гидроузлов под руководством С.Е. Сиротского приступил к широкомасштабной научно-исследовательской работе на действующих и строящихся ГЭС Дальнего Востока и Сибири с привлечением к этим проектам учёных и специалистов для вышеназванных блоков экологического мониторинга гидроузлов. Были проведены фундаментальные исследования по разработке научных основ и практических приёмов экологического мониторинга гидроузлов, результаты которых опубликованы в крупных монографиях коллективов авторов под редакцией С.Е. Сиротского, в частности «Социально-экологический мониторинг зоны влияния Бурейского гидроузла. Предварительные итоги. Социологические исследования». Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 2007, 128 с.; «Социально-экономический мониторинг зоны влияния Бурейского гидроузла». Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 2009, 159 с.; «Гидроэкологический мониторинг зоны влияния Бурейского гидроузла». Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 2007, 273 с.; «Гидроэкологический мониторинг зоны влияния Зейского гидроузла». Хабаровск: ДВО РАН, 2010, 354 с. и др.

Программа экологического, а точнее социально-экологического мониторинга, инициированная С.Е. Сиротским ИВЭП ДВО РАН и РАО «ЕЭС России», финансируемая из бюджета ОАО «Бурейская ГЭС», впервые в истории отечественного гидростроительства позволила получить комплексную оценку социальным и природным

изменениям, сопутствующим строительству и эксплуатации крупных гидроэнергетических объектов. Это естественно, поскольку целью создания Межрегионального центра экологического мониторинга гидроузлов была разработка методологических подходов на стадии проектирования, строительства и эксплуатации гидротехнических сооружений, разработка и осуществление мониторинговых программ применительно к вышеназванным и будущим ГЭС на территории Дальнего Востока и Сибири. И поэтому правомерно, что С.Е. Сиротский как научный руководитель и исполнитель этих работ являлся ответственным редактором вышеназванных коллективных монографий.

Межрегиональный центр экологического мониторинга гидроузлов Дальнего Востока и Сибири – конкретный и убедительный пример, характеризующий С.Е. Сиротского как талантливого организатора науки: от идеи до создания Центра, от проведения мониторинговых исследований большими коллективами учёных до публикации материалов в виде крупных коллективных монографий под редакцией этого выдающегося учёного-гидроэколога.

Глубоко и компетентно разбираясь в проблеме гидроэнергетики в бассейне р. Амур, С.Е. Сиротский считал, что ГЭС на притоках Амура достаточно эффективны в плане защиты от паводков. По его экспертным оценкам во время наводнения 2013 г. Бурейская ГЭС со своим водохранилищем сдержала 20 кубокилометров воды, в противном случае, т.е. без этой ГЭС, гг. Хабаровск и Комсомольск-на-Амуре подверглись бы большому затоплению. Поэтому С.Е. Сиротский всемерно поддерживал строительство ГЭС на притоках Амура, в частности Нижнезейской и Нижнебурейской как контррегуляторов функционирующих Зейской и Бурейской ГЭС.

Проблема строительства ГЭС на притоках р. Амур была подробно изложена С.Е. Сиротским в его последнем интервью, опубликованном в Хабаровской краевой газете «Тихоокеанская звезда» от 20 июня 2014 г.

С.Е. Сиротский оставил большое научное наследие в виде отчётов по темам и разделам НИР и научных публикаций. Он автор свыше 170 научных трудов, в том числе свыше 10 коллективных монографий, многочисленных статей в сборниках научных трудов и в рецензируемых периодических отечественных и зарубежных журналах. К примеру, коллективная монография Лаборатории БОЗОС ИВЭП ДВО РАН «Теоретические основы биогеохимической экспертизы окружающей среды» (Дальнаука, 1998, 157 с.) в конкурсе

фундаментальных работ ДВО РАН, посвящённом 275-летию Российской академии наук, заняла третье место, а авторы её, в том числе и С.Е. Сиротский были награждены денежной премией и Дипломами лауреатов этого конкурса. С.Е. Сиротский автор и соавтор продолжающегося с 1991 года издания ИВЭП ДВО РАН «Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем» всех 20-ти выпусков. Юбилейный 20-й выпуск вышел из печати в 2013 г. под его редакцией.

С.Е. Сиротский участвовал с докладами в работе многих научных конференций и совещаний, как Международных и Всероссийских, так и региональных. Он был участником в работе оргкомитетов проводимых в ИВЭП совещаний. Так, в 2010 году был ответственным и организовал в Институте 4-ые Дружининские чтения – Всероссийская научно-практическая конференция «Научные основы экологического мониторинга водохранилищ», г. Хабаровск, 26-29 октября 2010 г.

С.Е. Сиротский постоянно участвовал в работе Леонидовских чтений, систематически проводимых Биолого-почвенных институтом ДВО РАН, где его доклады всегда привлекали пристальное внимание и слушались с большим интересом, поскольку он был одним из ведущих дальневосточных учёных в области гидробиологии пресноводных экосистем.

С.Е. Сиротский пользовался глубоким уважением сотрудников ИВЭП ДВО РАН, поэтому не случайно коллектив Института дважды доверял ему в 1990-1991 и в 2012-2014 гг. пост руководителя профсоюзной организации – Председателя профсоюзного комитета. На этой общественной работе С.Е. Сиротский зарекомендовал себя принципиальным и ответственным по защите прав и обязанностей работников Института, особенно в части незаконного увольнения или наказания, при работе в Аттестационной комиссии по аттестации учёных на должности, при принятии Учёным советом института внутри институтских документов и решений и т.д.

С.Е. Сиротский оставил глубокий след не только как учёный-гидроэколог, но и как общественный профсоюзный деятель. Он много сделал в гидробиологической науке, но многое и не успел. Он не успел завершить работу над докторской диссертацией по теме «Гидроэкология и биогеохимия пресноводных экосистем юга Дальнего Востока России». К сожалению, он слишком рано ушёл из этой жизни, не дожив даже до пенсионного возраста. Своим уходом он только подтвердил известную истину: «Человек смертен, но

бессмертны его благородные дела». Поэтому память о С.Е. Сиротском – талантливом учёном – гидроэкологе, организаторе мониторинговых исследований в области гидробиологии и гидроузлов на Дальнем Востоке России, доброжелательном, отзывчивом и честном человеке будет всегда жить в кругу его друзей, коллег, единомышленников, учёных гидробиологов и биогеохимиков.

ВЫДАЮЩЕЕСЯ АМУРСКОЕ НАВОДНЕНИЕ 2013 ГОДА. ДВА ГОДА СПУСТЯ

*Дугина И.О.¹, Явкина Е.Н.¹, Дунаева И.М.², Сальников В.И.²,
Крамарева Л.С.³, Католиков В.М., Шалыгин А.Л.⁴, Махинов А.Н.⁵*

¹Департамент Росгидромета по ДФО, г. Хабаровск
e-mail: dugina@dvugms.khv.ru

²ФГБУ «Дальневосточное УГМС», г. Хабаровск

³Дальневосточный центр ФГБУ «НИЦ Планета», г. Хабаровск

⁴ФГБУ «Государственный гидрологический институт», г. С-Петербург

⁵ИВЭП ДВО РАН, г. Хабаровск

Ключевые слова: бассейн р. Амур, дождевой паводок, наводнение, уровень воды, расход воды

Введение

Два года прошло после выдающегося амурского наводнения 2013 года. Исследования его генезиса и последствий проводятся учёными и специалистами различных научно-исследовательских институтов, организаций как в России, так и в Китае. Подготовлен совместный российско-китайский отчёт о наводнении в рамках работы Совместной российско-китайской комиссии по рациональному использованию и охране трансграничных вод. Исторический паводок, приведший к масштабному наводнению, представляет и будет ещё долго представлять научный и практический интерес.

В рамках данной статьи кратко излагаются основные причины формирования катастрофического наводнения, его гидрологические характеристики и более подробно рассматриваются некоторые факторы, приведшие к аномально высоким уровням воды на участке Амура у Хабаровска в августе - сентябре 2013 года.

Итак, в 2013 году в бассейне Амура произошло выдающееся наводнение, по своим масштабам и последствиям существенно превосходящее наблюдавшиеся ранее. Наводнение охватило практически весь Амур, причем на участке Среднего и Нижнего Амура протяженностью более тысячи километров повсеместно наблюдались рекордные отметки уровня воды, на 1,5-2,1 метра превысившие исторические максимумы.

Основная особенность 2013 года заключалась в том, что высокие дождевые паводки сформировались на всех основных

притоках Амура (характеристика основных притоков и водосборных площадей приведена в таблице 1, бассейн Амура представлен на рисунке 1). Причём, если можно применить такую аналогию, не параллельно, а последовательно. Смещающийся паводок с западной части бассейна принимал практически на своём максимуме паводки рек восточной части водосбора. Ситуация усугублялась продолжающимися дождями. Кроме того, большую роль на начальном этапе формирования паводков в июле сыграло предшествующее увлажнение, так что потери были минимальными.

Таблица 1. Характеристика основных притоков и водосборных участков р.Амур в естественных условиях

Река (участок)	Площадь водосбора		Расход воды среднегодовой	
	км ²	% от Амура / % от Амура у Хабаровска	м ³ /с	% от Амура / % от Амура у Хабаровска
Амур	1 855 000		10 900 ¹	
Амур -Хабаровск	1 630 000		8 370 ²	
Верхний Амур (РФ, КНР)	493 000	26.6/30.2	1 580 ³	14.4/18.9
Зея (левобережный приток –РФ)	233 000	12.6/14.3	1 820 ⁴	16.7/21.7
Зея (участок выше плотины)	82 700*	4.5/5.1	(780)	7.1/9.3
Бурея (левобережный приток –РФ)	70 700	3.8/4.3	915 ⁵	8.4/10.9
Бурея (участок выше плотины)	65 200*	3.5/4.0	(880)	8.1/10.5
Сунгари (правобережный приток –КНР)	532 000	28.7/32.6	(2 110)	19.4/25.2
Уссури (правобережный приток–РФ, КНР)	193 000	10.4/11.8	(1 070)	9.8/12.8

1- величина среднегодового расхода за период 1963-2013гг. по ГП-1 р.Амур-с.Богородское передана по модулю стока в расчетный створ р.Амур-г.Николаевск-на-Амуре;

2- за период 1897-2013гг.; 3 - расход воды участка Верхнего Амура вычислен по разности среднегодового расхода р.Амур-с.Гродеково (по многолетней кривой $Q=f(H)$) и среднегодового расхода р.Зея-г.Благовещенск; 4- величина среднегодового расхода за период 1932-2013гг. по ГП-1 р.Зея-с.Белогорье передана по модулю стока в расчетный створ р.Зея-г.Благовещенск (устье)

5- величина среднегодового расхода за период 1910-2013гг. по ГП-1 р.Бурея-с.Малиновка передана по модулю стока в расчетный створ р.Бурея-устье; * - включая площадь водохранилища



Рисунок 1. Бассейн р.Амур

1. Краткая характеристика паводка

1.1. Предшествующие условия

Осенью 2012 года (сентябрь-октябрь) количество осадков в бассейне превышало норму в полтора, местами в два раза. Таким образом, практически вся водосборная площадь Амура была переувлажнена.

Летне-осенние паводки были поздними, и Амур в основном ушел в зиму с высокой водностью (рисунок 2).

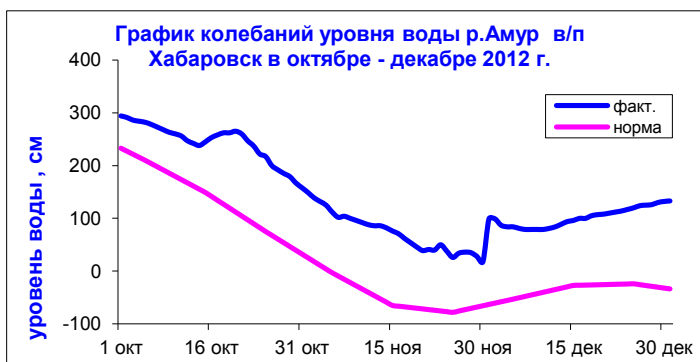
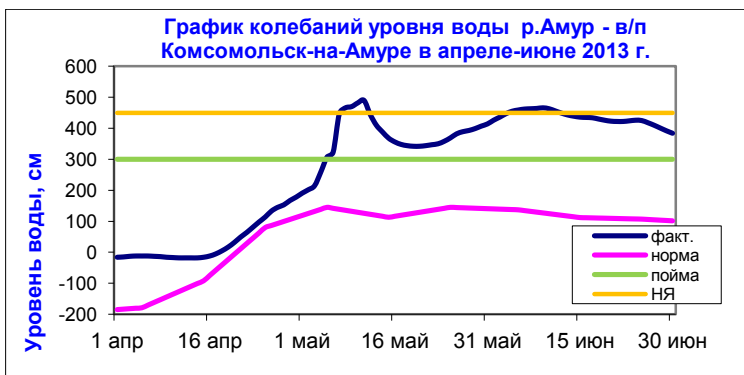
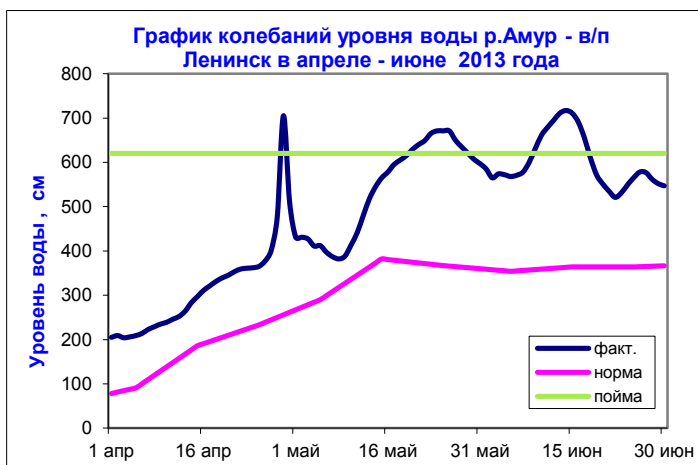


Рисунок 2. Характеристика уровней осенью - начале зимы 2012 г. Уровни – над нулями графика постов

Запасы воды в снеге в Приамурье к началу снеготаяния 2013 года существенно (местами в 3 раза) превышали норму.

Эти факторы, а также значительное количество осадков весной 2013 года (превышающих норму до полутора раз), привели к тому, что снего-дождевой паводок на Амуре был продолжительным и высоким (рисунки 3-4). Видно, что уровни были выше нормы, пойма длительное время оставалась подтопленной и затопленной, местами уровни достигали неблагоприятных отметок. Соответственно, фаза летней межени, которая на Амуре наблюдается в конце июня - первой половине июля, не была выражена, и начавшиеся в июле дожди формировали сток практически без потерь.



Рисунки 3-4. Характеристика уровней весной – в начале лета 2013 г. Уровни – над нулями графика постов

1.2. Особенности синоптических процессов в июле–августе 2013 года

Характер погоды в июле–августе в Приамурье определял ярко выраженный барический гребень, который располагался над северо-западной частью Тихого океана и Охотским морем, обеспечивая меридиональную циркуляцию атмосферы (рисунок 5). Подъем влажного тропического воздуха (так называемого полярного фронта) в умеренные широты, который в принципе характерен для муссонного климата, в этом году начался необычно рано (в июне). И над районами Приамурья, как следствие, отмечалась продолжительная активная циклоническая деятельность, вызванная большими контрастами на полярном фронте с участием холодных масс воздуха, поступающих с севера континента.

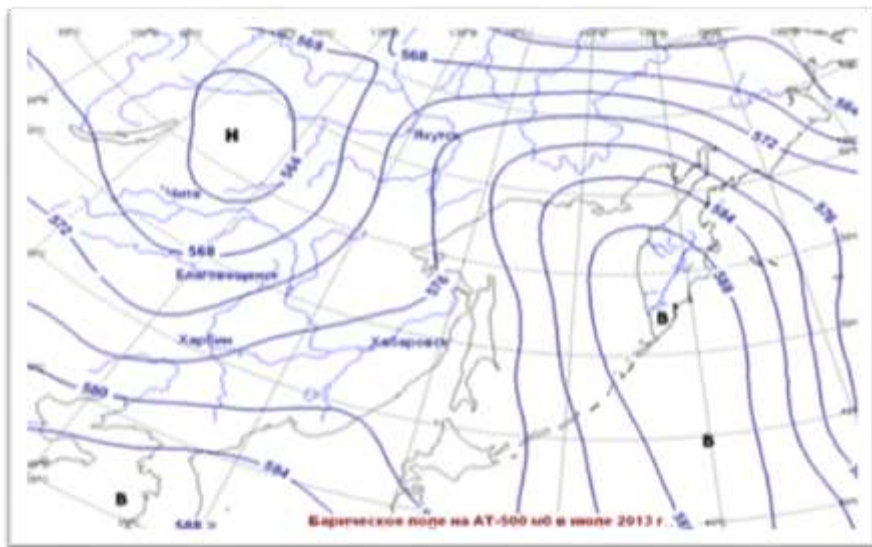


Рисунок 5. Барическое поле в тропосфере (около 5 км над поверхностью) в июле 2013 года

В результате дожди различной интенсивности шли практически по всему бассейну Амура. Суммы осадков, выпавших как на российской, так и на китайской территориях бассейна за июнь–август 2013 г., достигали 700–800 мм. Особенно интенсивными дожди были сначала на западе бассейна. Количество осадков за период май–август

местами в Амурской области превышало даже годовую норму в полтора раза (рисунк 6).

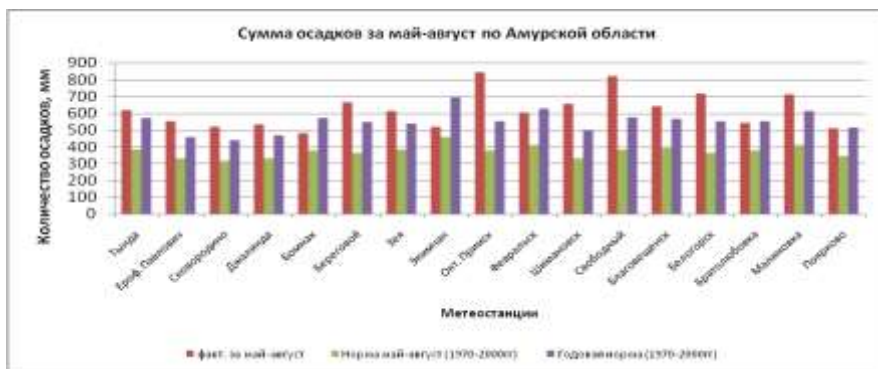


Рисунок 6. Осадки за май-август в западной части бассейна Амура на территории РФ

1.3. Начало формирования паводка

Таким образом, основной амурский паводок, который привел к масштабному наводнению, начинался в середине июля в западной части бассейна, где основные зоны осадков располагались над западной частью водосбора Зейского водохранилища, р. Зея в нижнем бьефе ГЭС, над равнинной частью Верхнего и Среднего Амура в Амурской области и КНР, над верховьями р. Нонни (бассейн Сунгари).

Сначала разлились малые реки бассейна Зея. И дожди здесь продолжались, в отдельные дни их количество за полсуток составляло 80-140 мм. В таблице 2 представлена информация только лишь о метеорологических явлениях, достигших опасного критерия в июле-августе в западной части бассейна.

Из-за сложной паводковой ситуации на территории Амурской области Распоряжением Губернатора области был введен режим ЧС регионального уровня. Затем протоколом Правительственной КЧС от 07.08.2013 на всей территории Приамурья был введен режим ЧС федерального уровня функционирования органов управления и сил подсистем РСЧС, который был снят только 27 сентября соответствующим решением Правительственной комиссии по предупреждению ЧС.

Таблица 2. Опасные метеорологические явления в июле–августе в западной части бассейна

Дата	Характеристика явления	Территория распространения - Амурская область
Метеорологические явления		
07-08.07	Очень сильный дождь: - 62,3 мм за 10 ч 40 мин, - 77,7 мм за 11 ч, - 53,0 мм за 12 ч, - 81,3 мм за 12 ч, - 53,3 мм за 12 ч.	Шимановск Саскаль Свободный Дугда Ивановка
16-17.07	Очень сильный дождь: - 52,0 мм за 12 ч, - 58,0 мм за 9 ч, - 56,4 мм за 11 ч 45 мин.	Ерофей Павлович Усть-Нюкжа Свободный
20.07	Очень сильный дождь: - 90,0 мм за 12 ч,	Ивановка
22.07	Сильный ливень: - 38,7 мм за 1 час, Очень сильный дождь: - 62,6 мм за 5 ч 49 мин,	Благовещенск Благовещенск
30.07	Очень сильные дожди и сильные ливни: - 71,0 мм за 11 ч 45 мин. - 54,0 мм за 1 ч 48 мин. и - 33 мм за 48 мин.	Тында Малиновка
08-10.08	Очень сильные дожди и сильные ливни 08-09.08: - 82,1 мм за 7 ч 14 мин. - 76,8 мм за 10 ч 40 мин. - 139,8 мм за 6 ч 5 мин. - 93,4 мм за 12 ч и 34 мм за 1 ч. - 85,4 мм за 12 ч. - 78,8 мм за 7 ч 40 мин. Сильный ливень: 08.08 - 30,2 мм за 1 ч. 09-10.08: - 61,7 мм за 10 ч, - 56,9 мм за 12 ч, - 52,0 мм за 7 ч 32 мин. - 58,3 мм за 12 ч.	Константиновка Свободный Екатеринославка Белогорск Серышево Ивановка Братолюбовка Нижние Бузули Нижние Бузули Тында Шимановск
13.08	Очень сильные дожди и сильные ливни: - 30 мм за 1 ч, - 52 мм за 12 ч, - 55,2 мм за 12 ч, - 78,8 мм за 12 ч, - 51,4 мм за 12 ч, - 61,1 мм за 12 ч	Завитинск Серышево Усть-Ульма Ивановка Нижние Бузули Мазаново

1.4. Регулирование стока Зейским водохранилищем

В Амурской области находится Зейское водохранилище (многолетнего регулирования), одно из крупнейших в бассейне Амура. Во втором квартале приток воды в водохранилище был больше нормы в полтора раза, и к началу июля средний уровень водохранилища составлял 313,9 м БС (при нормальном подпорном уровне 315 м).

Сильные дожди в дальнейшем сформировали гораздо более значительный приток воды. Отметка НПУ была превышена уже 20 июля. Среднемесячный приток в июле составил $4150 \text{ м}^3/\text{с}$ (обеспеченностью около 5%), а в августе среднемесячный приток воды в водохранилище был самым большим за период наблюдений – $5380 \text{ м}^3/\text{с}$ (обеспеченностью около 0.5%). Объем притока в водохранилище в третьем квартале был больше нормы почти в два с половиной раза (составил 31.3 км^3 - 236 % нормы). В связи с высоким уровнем водохранилища согласно «Основным правилам использования водных ресурсов Зейского водохранилища на р.Зея» Амурское БВУ Федерального агентства водных ресурсов, в соответствии со своими полномочиями, с учётом рекомендаций Межведомственной рабочей группы, с 1 августа установило режим сбросов со среднесуточным расходом $3500 \text{ м}^3/\text{с}$ с открытием водосливной части плотины. При принятии решения учитывался и прогноз развития паводка в нижнем течении Зеи. В дальнейшем режим сбросов устанавливался Правительственной комиссией по предупреждению и ликвидации чрезвычайных ситуаций и противопожарной безопасности с учётом гидрологической ситуации на Амуре и Зее. Аккумуляция стока водохранилищем в июле составила около 8 км^3 , в августе – около 3 км^3 . Эти величины говорят о выполнении одной из основных задач регулирования стока Зеи – снижении ущерба при формировании наводнений.

1.5. Вклад Верхнего Амура в основной паводок

Сток Верхнего Амура не был экстремальным. Водность Шилки и Аргуни в июле и первой половине августа была повышенной, особенно – р. Аргунь, где в начале августа у с. Олочи Нерчинско-Заводского района Забайкальского края были превышены отметки ОЯ на 133 см. Пойма р. Аргунь в Приаргунском районе была подтоплена на 2 метра, в Нерчинско-Заводском – почти на 4 метра, в Газимуро-Заводском районе – на полтора метра. Истоки Аргуни расположены близко к истокам р. Нонни – главного притока р. Сунгари, именно на

этой территории осадки были особенно интенсивными. Значительную часть бассейна Аргуни занимают лесостепные и степные зоны с бессточными и полубессточными районами, и без дополнительной подпитки ее сток при слиянии с Шилкой уже не был таким большим. В бассейне Шилки периодически также формировались паводки с выходом воды из берегов на отдельных участках, не достигавшие критериев опасных. В результате максимальные уровни Верхнего Амура в Амурской области, наблюдавшиеся 16-18 августа, были значительно ниже опасных отметок (таблица 3) с глубиной затопления поймы около 0,5-1,0 м. Лишь на участке Верхнего Амура ниже впадения р. Хумархэ (КНР) глубина затопления поймы в середине августа составляла более трёх метров.

1.6. Характеристики паводков рек Амурской области

Осадки, охватывавшие бассейн Зеи в целом, формировали паводки практически на всех ее притоках – крупных, как Селемджа, и небольших. Именно эти паводки, вливаясь в зарегулированный водохранилищем сток Верхней Зеи, от с. Мазаново на Зее сформировали паводок с максимальными отметками, превышающими опасные на 0,82-1,12 м. Паводки частично зарегулированной Зеи и Верхнего Амура смещались синхронно, максимальные уровни воды Зеи и Амура у Благовещенска наблюдались 16 августа, и на Среднем Амуре в Амурской области уровни воды были уже выше опасных на 0,22-1,74 м. Но превышения исторических максимумов (в сравнении с отметками всего периода наблюдений) здесь не отмечалось.

1.7. Нарастание масштабов наводнения (Еврейская автономная область и Хабаровский край)

Основной амурский паводок, смещаясь вниз по течению, принимал в себя большую воду главных южных притоков – Сунгари (КНР), Уссури, а также многочисленных небольших притоков. На рисунке 7 представлена сравнительная характеристика наводнений 1984 г. (последнего из наблюдавшихся катастрофических по принятой в гидрологии градации) и 2013 г.

Видно, что на участке Среднего Амура от г. Благовещенск до с. Екатерино-Никольское паводок шёл, практически совпадая с паводком 1984 года. Ниже по течению уровни Амура в 2013 году были существенно выше. Как крупные, так и небольшие притоки Амура с российской, и с китайской стороны в 2013 году были более многоводными, так как зоны осадков при хорошей предшествующей

увлажнённости продолжали охватывать бассейн при смещении основного паводка.

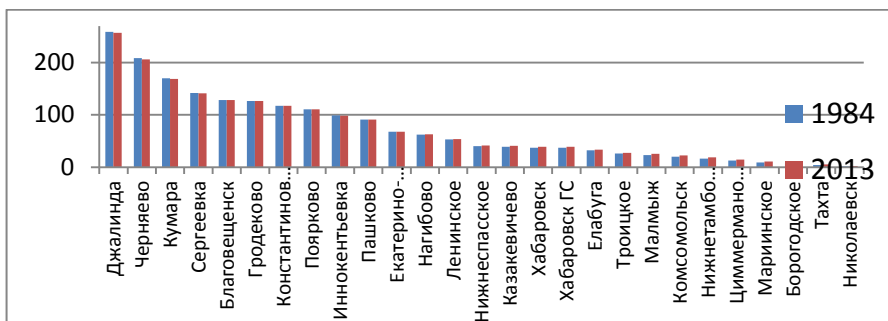


Рисунок 7. Сравнительная характеристика уровней Амура в 1984 и 2013 гг. Уровни - в метрах в Балтийской системе высот (БС)

1.8. Регулирование стока Бурейским водохранилищем

Сток одного из многоводных (в бассейне Амура с самым большим модулем стока) притоков – р.Бурей – практически полностью (92 % площади) зарегулирован. Бурейское водохранилище, в отличие от Зейского – сезонного (полного годовичного) регулирования, его ёмкость не позволяет принимать большие объёмы воды. Тем не менее, до 19 августа оно наполнялось. В целом за паводок Бурейское водохранилище снизило приток в Амур почти на 5 км³, выполняя задачу по аккумуляции паводка с целью снижения ущерба от затоплений.

1.9. Характеристика амурского паводка в Еврейской автономной области и Хабаровском крае

Ниже впадения Сунгари (у с.Ленинское) уровень Амура был уже более чем на метр выше, чем в 1984 году. Как Сунгари, так и Усури в 2013 году были более многоводными. Максимальный расход Сунгари у с. Цзямусы составил 13300 м³/с 31 августа (информационные данные КНР). Из последних лет большая водность Сунгари наблюдалась лишь в 1998 году (с максимальным расходом 16200 м³/с), а самый многоводный в низовьях Сунгари 1960 год характеризовался расходом 18400 м³/с [3]. В таблице 3 представлена сравнительная характеристика вклада рр. Буреи, Сунгари и Усури в сток Амура у Хабаровска.

Таблица 3. Сравнительная характеристика вклада притоков восточной части бассейна в сток Амура у Хабаровска

Приток Амура	Вклад в максимальный сток Амура у Хабаровска (%)	
	1984 год	2013 год
Буряя	5-8	5-6
Сунгари	17-19	28-30
Уссури	8-10	15-17

Паводки этих рек также смещались, накладываясь практически своими максимумами на гребень основного амурского паводка. Масштабы затоплений становились все более значительными.

Нельзя не сказать здесь и о сотрудничестве с КНР. В 1985 году Росгидромет и Минводхоз КНР подписали соглашение, по которому все эти годы осуществляется взаимный обмен данными об уровнях, расходах воды, осадках, ледовых явлениях, а при достижении критических отметок – прогнозами опасных уровней воды. Выбраны необходимые для каждой стороны пункты обмена. В 2013 году китайские коллеги дали хороший прогноз максимального расхода р. Сунгари в ее низовьях. Кроме того, в дополнение к регулярному обмену данными, по оперативным просьбам китайской стороны в период наводнения российская сторона предоставляла дополнительно данные о режимах Зейского и Бурейского водохранилищ, китайские гидрологи передавали оперативную информацию о режимах водохранилищ Ниэрцзи на р. Нонни и Гирином (Феньманском). В соответствии с Протоколом V заседания Совместной российско-китайской комиссии по рациональному использованию и охране трансграничных вод от 13 декабря 2012 года, разработан упрощенный порядок перехода государственной границы, и китайская сторона измеряла расходы воды на трансграничных водных объектах. Безусловно, в ситуации исторических паводков это очень ценные данные. По нашей просьбе китайские коллеги частично эти оперативные данные предоставляли. (В 2014 году российская сторона также провела комплекс гидрометрических работ на 7 створах Амура и Уссури).

На участке более чем 1000 км (от с. Нагибово в ЕАО до с. Тахта в Хабаровском крае) максимальные отметки превысили исторические максимумы на 0.40-2.11м.

Продолжительность стояния таких высоких уровней (с превышением исторических максимумов и опасных отметок) составила у крупных городов около и более месяца (рисунок 8), а продолжительность затопления поймы на глубины 2-4 метра - до двух и местами более месяцев.

Во время прохождения гребня паводка на трёх створах Нижнего Амура гидрологами Дальневосточного УГМС совместно со специалистами Государственного гидрологического института были измерены расходы воды.

Практически сразу началась работа по проектированию защитных сооружений, появилась оперативная необходимость внесения изменений в существующие проекты, очень актуально это для Хабаровска, где активно застраиваются прибрежные территории, а также для Комсомольска-на-Амуре. В связи с этим в Государственном гидрологическом институте Росгидромета были пересчитаны значения уровней 1% и 0,1% обеспеченностей по постам Хабаровск и Комсомольск-на-Амуре, разница между прежними и с учётом паводка 2013 года составила 0,74-1,33 м в сторону повышения. Объем стока за этот выдающийся паводок (около 300 км³ [1]) близок к годовому объёму стока Амура в средний по водности год.

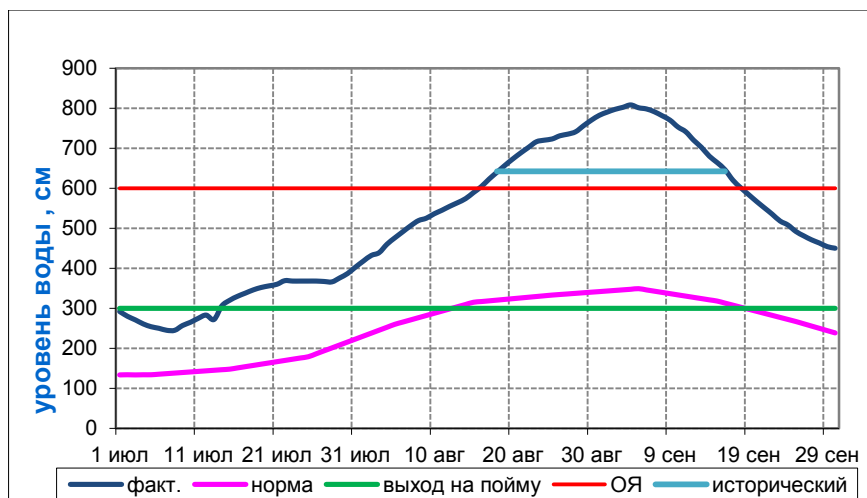


Рисунок 8. Хронологический график уровней воды р. Амур-г. Хабаровск (над нулем графика поста) в период прохождения паводка

2. Восстановленные расходы воды на трансграничных участках в результате обследования зон затопления в 2014 году

Выполненные в 2014 году гидрологические, гидрометрические работы по обследованию зон затопления позволили получить дополнительные результаты для оценки выдающегося амурского паводка 2013 года и подтвердить изложенные выше оценки. По основному руслу трансграничной части Амура от участка в Амурской области выше впадения р. Зеи до участка Амура и Амурской протоки выше г. Хабаровск получены расчётные значения максимальных расходов воды в период наводнения 2013 года (таблица 4).

На участке выше впадения р. Сунгари пойма не так развита и перераспределения стока практически не наблюдалось: расчётные значения максимального расхода воды по морфоствору р. Амур - с. Пашково (28 782 куб.м/с) коррелируются с полученными расходами воды по Верхнему Амуру и Зее.

Как следует из таблицы 4, на участке Амура ниже впадения р. Сунгари русловой сток прослеживается с большими потерями на пойменных участках и на перераспределение стока между протоками. Максимальный расход воды у с. Владимировка (р. Амур – 16 км выше г. Хабаровск), полученный по морфоствору, практически совпал с измеренным расходом и составил 33 400 куб.м/с. Максимальный расход р. Амур-г. Хабаровск (ниже моста), суммирующий сток всех притоков, составил 46 100 куб.м/с. Существенная часть стока Амура выше г. Хабаровск, перераспределившись по пойме и протокам, сместилась к городу через Фуюаньскую (Казакевичеву), Амурскую протоку и острова Тарабаров и Большой Уссурийский. Об этом свидетельствует и максимальный расчётный расход Амурская протока – с. Казакевичево, почти половину которого составлял сток Амура (по оперативным оценкам, так как измерение расходов воды трансграничного участка р. Усури на территории Хабаровского края в 2013 году российской стороной не проводились). Различные характеристики шероховатости русла и поймы, перераспределение стока, застройка и защитные сооружения привели и к изменению времени добегания паводка, и к нарушениям существующих прогностических зависимостей.

Таблица 4. Расчётные значения максимальных расходов воды в период наводнения 2013 года

№	Река-пункт	Дата	Уровни, над нулём графика поста, см	Пост	Максимальный расход воды, м³/с	Способ вычисления
Расходы воды, полученные по морфостворам на Н тах 2013 года						
1	р. Зея - г. Благовещенск	16.08.13	819	Благовещенск	14120	морфоствор
2	р. Амур - г. Благовещенск	16.08.13	822	Благовещенск	12625	морфоствор
3	р. Амур - с. Пашково	24.08.13	1802	Пашково	28782	морфоствор
4	р. Амур - с. Ленинское	29-31.08.13	1044	Ленинск	29902	морфоствор
5	р. Амур - с. Владимировка	2-3.09.13	710	Нижнеспасское	33281	морфоствор
6	Амурская протока - с. Казакевичево	3-4.09.13	1296	Казакевичево	13657	морфоствор

3. Прохождение гребня паводка и особенности изменения пропускной способности русла и поймы на Амуре у Хабаровска

Амур на участке ниже впадения Сунгари представляет собой сложнейшую пойменную систему, и распределение стока в периоды формирования таких высоких паводков, когда глубина затопления поймы составляет 3-6 метров – это предмет отдельных научных исследований.

Русловые процессы и характеристики поймы на отдельных участках, особенно у Хабаровска, представляющего самый сложный в гидрологическом отношении узел, уже активно изучаются с различными целями, но необходим комплекс работ, возможно, с физическим моделированием отдельных, самых заселённых участков. Специалисты на практике 2013 года убедились в том, что продвижение паводочной волны по широкопойменным участкам при различных типах руслового процесса (незавершённом меандрировании, пойменной многорукавности и других) – сложнейший для прогнозирования процесс.

Кроме того, пойма Среднего Амура с российской и с китайской стороны достаточно плотно заселена и осваивается в хозяйственном отношении: последние годы активно ведутся берегоукрепительные работы, возводятся защитные дамбы, набережные.

В период наводнения прогнозирование максимальных уровней воды было одной из важнейших задач, которая была успешно решена. Сложность прогнозирования исторических максимумов у Хабаровска в отсутствие эмпирических закономерностей усугублялась морфологическими особенностями в месте слияния Амура и Уссури, перераспределением стока между протоками, между руслом и поймой.

Практически вся низкая, средняя и высокая пойма в районе Хабаровска была затоплена, исключение даже при прохождении пика паводка составил польдерный участок Большого Уссурийского острова на российской территории, защищённый дамбой (рисунок 9). Из рисунка видно, что обширная часть поймы, прилегающей к основному руслу Амура, протокам Нижнеспасской, Фуяоаньской (Казакевичевой) и Амурской была полностью затоплена на большую глубину. На участках пойм наблюдалось достаточно быстрое течение.

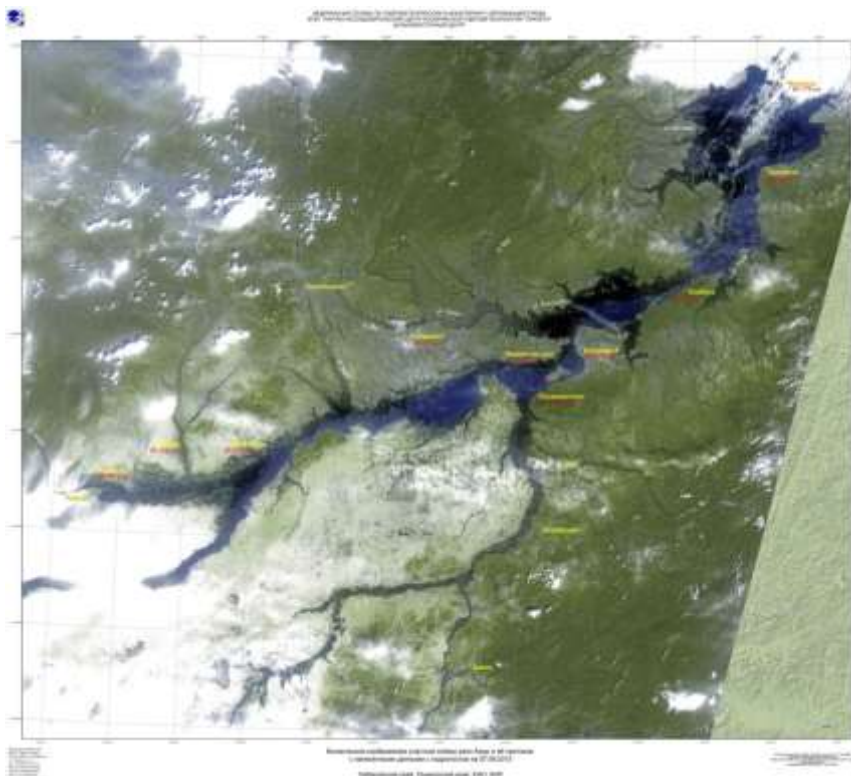


Рисунок 9. Космическое изображение участка Среднего и Нижнего Амура, низовьев рр. Сунгари и Уссури 07.09.2013 г.

Рисунок 9 иллюстрирует также динамику быстрого заполнения поймы на участке выше Хабаровска, видны существенные масштабы затоплений китайской территории.

Вода интенсивно затопляла обширную пойму правого (китайского) берега Амура выше поста Нижнеспасское и острова Тарабаров и Большой Уссурийский в период 23-27 августа (рисунок 10). Также в этот период сформировались паводки на притоках нижнего течения Уссури. Как отмечено выше, наблюдалось перераспределение стока между основным руслом и поймой и между протоками. Увеличение интенсивности подъема уровней воды у Хабаровска после 27 августа (рисунок 11) может быть обусловлено подходом уссурийской волны с сочетанием перераспределенного стока из Амура в Амурскую протоку через затопленные острова. Это вполне вероятно, тем более с учетом того, что на Большом

Уссурийском острове значительная часть территории защищена дамбой. Перераспределение стока связано и с изменениями пропускной способности русел и прирусловых участков Амура, его проток, низовьев Усури.

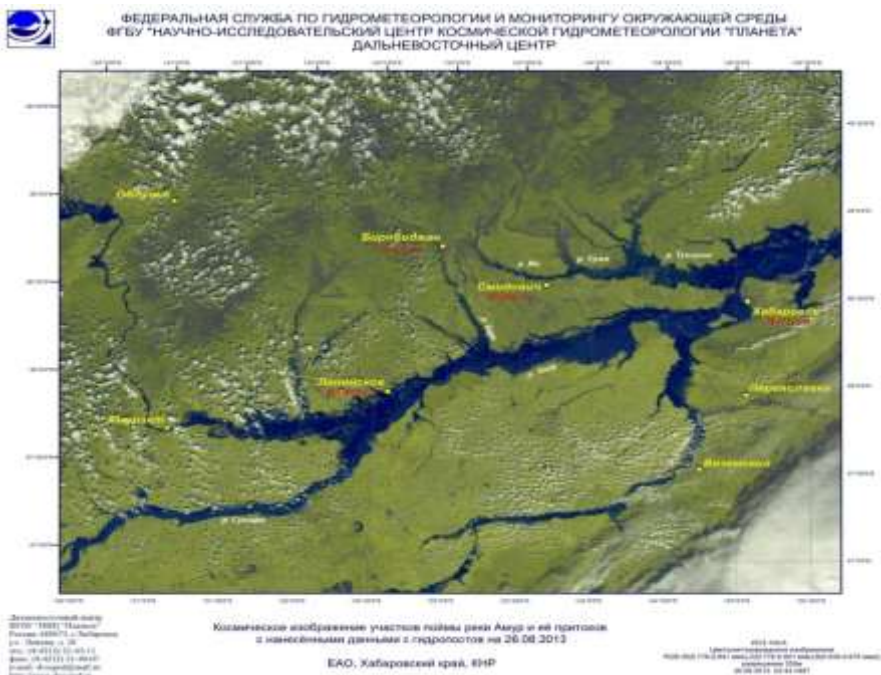


Рисунок 10 . ИСЗ участка Амура у Хабаровска 26.08.2013 г.

Паводок на Амуре 2013 года обострил множество проблем, связанных с обеспечением безопасного пропуска редких и катастрофических паводков. Некоторые из этих проблем носят инженерно-технический или организационный характер, некоторые – научный и нормативно-методический. Одной из таких научных и нормативно-методических проблем является проблема изменения пропускной способности речных русел и пойм при естественных процессах руслоформирования или при осуществлении инженерной гидротехнической деятельности в руслах и на речных поймах. Решение этой проблемы важно не только при обеспечении безопасного пропуска редких и катастрофических паводков, но и при оценке гидравлических условий прохождения более низких и частых половодий и паводков.

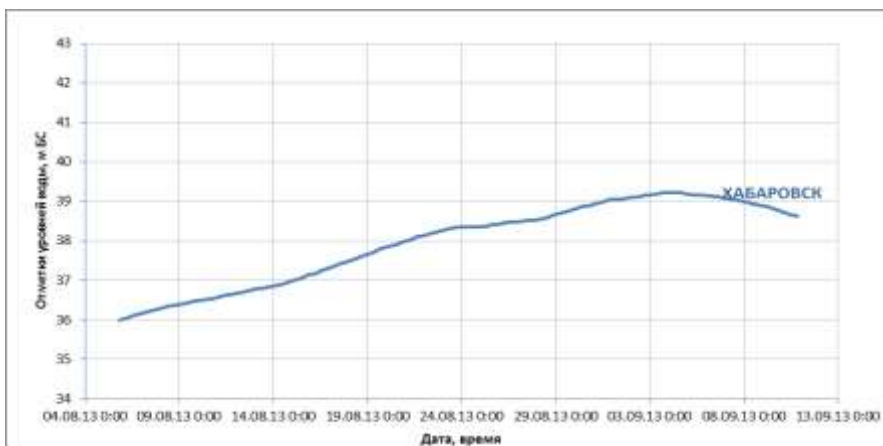


Рисунок 11. Срочные уровни воды (м БС) с учащёнными наблюдениями (р. Амур-г. Хабаровск)

Известно, что пропускная способность речных русел и пойм определяется гидравлическими сопротивлениями движению потока, которые зависят от гидравлических и морфометрических характеристик русла не только в створе измерений, но на всем морфологически однородном участке реки – морфологическом элементе речного русла. Таким образом, анализ причин изменения гидравлических сопротивлений движению потока – причин изменения пропускной способности речного русла требует анализа динамики морфологического строения речного русла и поймы и гидротехнической деятельности на достаточно протяженных речных участках.

В гидрометрической практике гидравлические условия протекания речного потока через гидрометрический створ принято отображать в виде графической зависимости между расходами и уровнями воды, которая используется для определения ежедневных расходов воды по ежедневно измеряемым уровням. При этом многолетняя стационарность (устойчивость) этой зависимости свидетельствует об устойчивости пропускной способности русла и поймы реки на нижерасположенном морфологически однородном участке, а ее ежегодные изменения – об изменении пропускной способности на этом участке по каким-либо причинам.

На рисунке 12 представлена графическая зависимость между расходами и уровнями воды для г/п Амур-Хабаровск за весь период

наблюдений, построенная только по измеренным расходами и уровням воды.

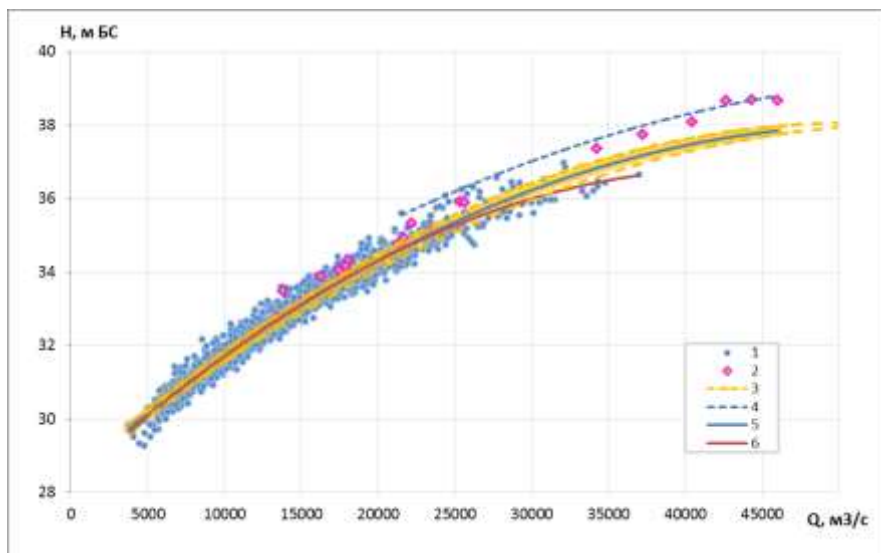


Рисунок 12. Кривая связи между расходам и уровнями воды в створе Амур-Хабаровск (г/ст 2) за период 1948-2013 гг.: 1 – 1948-2012 гг., 2 – 2013 г., 3 – граница средних значений, 4 – верхняя огибающая, 5 – осредненная за период 1948-2013, 6 – осредненная за период 1948-2012

Из приведённого рисунка следует, что в створе поста Хабаровск (г/ст.) амплитуда многолетних изменений уровней воды при прохождении одних и тех же расходов во всем их диапазоне составляет от 1 до 2 метров, что при глубинах потока в паводки от 10 до 30 метров представляет собой значимую величину. При этом важным обстоятельством является то, что точки, соответствующие максимальным расходам воды в паводок 2013 года, лежат на верхней огибающей всего поля точек, а точки 2013 года, соответствующие меньшим расходам воды, лежат близко, но ниже верхней огибающей, т.е. в пределах многолетнего поля точек. Это позволяет сделать крайне важный вывод о том, что ничего противоестественного и экстраординарного с пропускной способностью русла и поймы реки Амур на участке расположения города Хабаровск ни в 2013 году, ни в предшествующие годы не произошло.

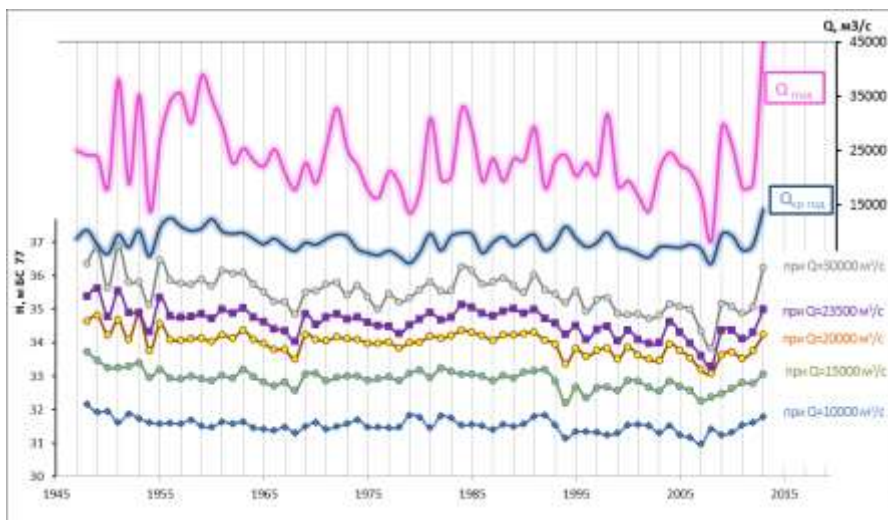


Рисунок 13. Многолетние колебания уровней воды при прохождении фиксированных расходов воды в створе Амур-Хабаровск (г/ств 2)

На рисунке 13 представлены многолетние изменения уровней прохождения нескольких зафиксированных измеренных (из диапазона максимальных) расходов воды для анализа возможных изменений пропускной способности русла Амура. Как мы видим, изменения пропускной способности речного русла и поймы в районе Хабаровска носят циклический характер и не имеют однонаправленной тенденции. При этом не прослеживается какой-либо значимой связи изменений пропускной способности русла ни со среднегодовым расходом воды, ни с максимальным. В то же время в течение всего периода наблюдений проявляется цикличность резких изменений пропускной способности с периодичностью 11-15 лет.

Отсутствие связи изменений пропускной способности русла реки с ее водным режимом свидетельствует о том, что причиной этих изменений является динамика (естественная или антропогенно обусловленная) морфологического строения русла и поймы реки на нижерасположенном морфологически однородном участке, а также взаимодействие речного потока с подвижным аллювиальным дном, т.е. с теми факторами, которые определяют гидравлические сопротивления движения речного потока во все фазы водного режима.

Высокое (от 40% до 100%) содержание в составе донных наносов песчаных фракций обуславливает активный транспорт донных наносов во все фазы водного режима [4, 5]. При этом

движение донных наносов осуществляется преимущественно в грядовой форме, обуславливающей соответствующие гидравлические сопротивления движению потока, которые в соответствии с формулой Б.Ф. Сنيщенко [6] прямопропорциональны крутизне гряд. При этом известно, что гряды являются малоинерционными формами и, следовательно, их параметры всегда соответствуют гидравлическим характеристикам потока над грядой, т.е. находятся в состоянии равновесия с гидравликой потока и не могут оказывать «унаследованного» влияния на режим гидравлических сопротивлений. Из этого следует, что грядовое сопротивление (параметры гряд) определяет положение средней линии на графике связи расходов и уровней воды, в то время как разброс точек вокруг средней линии является отражением влияния инерционных факторов, влияющих как на гидравлику потока, так и на режим гидравлических сопротивлений.

Иными словами, грядовое движение наносов не определяет многолетние изменения пропускной способности речного русла, т.е. не определяет 1,5-2,0 метровую амплитуду разброса точек на многолетней зависимости $Q = f(H)$. Мезоформы же, как более инерционные, чаще не соответствующие водности года, создают «неожиданные» для паводка сопротивления, т.е. определяют отклонение кривой от среднего значения.

Далее, ещё одним из существенных факторов, который может обусловить пропускную способность русла в паводок, является форма затопляемого дна долины.

Сужения и расширения поймы наблюдаются в пределах г. Хабаровск, где из многих озер, проток и староречий, расположенных на широкой 25-километровой пойме, воды Амура собираются в одно русло, а через 15 км (на 911 км судового хода) снова разливаются по широкой 23-километровой пойме.

Такие сужения и расширения поймы, безусловно, влияют на гидравлические параметры речного потока в периоды половодий и паводков, определяя ощутимые депрессии уровней воды на выходе из сужений на широкопойменные участки. Так, по данным И.А. Соловьева, величина депрессии уровней воды между Хабаровском и селом Воронежское 3-е, выраженная в разностях амплитуд уровня воды в паводки 1953 и 1954 годов, составила 104 см. Такое уменьшение амплитуды уровней воды в паводок на протяжении 15 км увеличивает продольные уклоны на этом участке выше перекатов до 0,069‰ [4].

Такие депрессии уровней воды на участках сужения и расширения дна долины реки определяют продольные уклоны и форму продольного профиля водной поверхности воды в периоды прохождения половодий и паводков и, следовательно, степень затопляемости прибрежных территорий. Но эти характеристики являются относительно стационарными в многолетнем разрезе и не могут обуславливать ежегодную динамику зависимости $Q = f(H)$.

Таким образом, из факторов, которые определяют многолетние изменения пропускной способности русла Амура на рассматриваемом участке, зернистая и грядовая шероховатости, а также форма затопляемого дна долины должны быть исключены. В этих условиях значимыми остаются только изменения формы речного русла (отношения ширины к глубине потока, т.е. параметра B/H) и изменения рельефа дна, связанные с естественными процессами руслоформирования или с антропогенной деятельностью в русле реки.

Из всех видов антропогенной деятельности, способных повлиять на пропускную способность речного русла на протяжённых морфологических однородных участках, в пределах участка реки у Хабаровска в течение длительного периода осуществлялась карьерная добыча нерудных строительных материалов из русла реки, были построены мостовые переходы, дорожные дамбы которых в некоторой степени стеснили пойму.

Качественно влияние мостовых переходов с их дорожными дамбами на пойме может быть приравнено к такому фактору, как сужения и расширения дна долины, с аналогичным отсутствием влияния на многолетние изменения кривой зависимости $Q = f(H)$ на гидрологических постах Росгидромета. Более того, как было видно выше на рисунке 15, значительная амплитуда разброса точек наблюдается не только при прохождении редких и катастрофических паводков, но и при среднегодовых расходах воды, когда пойма практически не затоплена и влияние мостовых переходов должно полностью отсутствовать.

Что же касается карьерной добычи ПГС из речных русел, то, судя по имеющимся проектным материалам, общая технология ее осуществления ориентирована на добычу ПГС продольными русловыми карьерами, малыми относительно параметров Амура и его годового стока донных наносов, для обеспечения их занесения в течение одного или двух паводков. Изъятие больших объёмов ПГС происходит за счёт изъятия аллювия с частей русловых островов и крупных аккумулятивных пляжей, что существенно минимизирует

влияние больших карьеров на процессы руслоформирования, гидравлику потока и режим гидравлических сопротивлений. [5].

Следовательно, из всех факторов, способных повлиять на ежегодные изменения пропускной способности русла реки Амур в районе Хабаровска, остаётся только один – многолетние изменения морфологического строения речного русла и поймы реки в ходе естественных процессов руслоформирования.

Исследованию русловых процессов реки Амур в районе г. Хабаровск посвящено достаточно много научных публикаций, отчётов по НИР и проектных материалов. Однако подавляющее большинство из них посвящено русловым процессам на реке в пределах широкопойменного участка с протоками Казакевичевой, Амурской, Пензенской и Бешеной. Этот широкопойменный участок расположен выше по течению от города Хабаровска и выше по течению от створа гидрологического поста и не может определять пропускную способность однорукавного русла на участке между мостом и Воронежскими перекатами.

Русловой процесс на этом участке реки между мостом и Воронежскими перекатами достаточно подробно описан в отчёте по НИР ГТИ [8]. Из материалов этого отчёта, а также на основе выполненного совмещения топографических карт масштаба 1:100000 за 1984 и 2000 годы и космических снимков за 2012 г. следует, что плановое положение всех островов, поверхность которых, покрытая растительностью, расположена на уровне поймы, оставалась в течение этого периода неизменной.

Выполненный общий анализ собранных материалов показывает, что на однорукавном участке реки Амур у Хабаровска между мостом и Воронежскими перекатами русловые процессы развиваются по типу русловой многорукавности, при котором основные изменения морфологии русла, как в многолетнем плане, так и в период паводка 2013 года, происходят на уровне мезоформ речного русла, т.е. при транспорте руслоформирующих наносов в виде ленточных гряд, побочней и осередков со средней скоростью около 70 м/год, при формировании подводных пляжей у выпуклых берегов осередков-островов и при формировании ухвостий этих осередков-островов и размывов у их приверхов. Амплитуда этих деформаций дна в основном русле реки достигает 3 м, а на подводных элементах осередков-островов и в огибающих их протоках – 8 м.

Таким образом, обобщая вышесказанное, можно сделать следующие выводы.

1) Изменения пропускной способности русла реки Амур в период паводка 2013 года, остались в пределах амплитуды естественных наблюдавшихся ранее изменений пропускной способности русла.

2) Наблюдённые уровни прохождения максимальных расходов воды в створе Амур-Хабаровск легли на крайнюю верхнюю огибающую поля точек на зависимости $Q=f(H)$.

3) Вертикальные циклические деформации русла реки, обусловленные динамикой речного русла (транзитное движение донных руслоформирующих наносов в виде мезоформ, многолетнее циклическое развитие осередков-островов и их морфологических подводных элементов), имеют амплитуду от 2 до 8 м, что при глубинах в реке 10-20 м оказывает большое влияние на изменения пропускной способности русла реки на участках с русловой многорукавностью.

4) Для разработки метода прогноза изменений уровней прохождения высоких и экстремальных паводков в районе Хабаровска в условиях процессов руслоформирования на участках сужения и расширения русла Амура, необходимо выполнить детальные исследования связи русловых процессов и гидравлических условий прохождения паводков на этих участках на основе натурных гидрологических изысканий и, предпочтительно, с использованием метода физического моделирования на пространственных гидравлических моделях. Результаты этих исследований в последующем могли бы быть распространены и на все аналогичные участки реки Амур в качестве методической основы прогнозирования максимальных уровней воды при прохождении паводков.

Заключение

Амурское наводнение продолжает представлять огромный интерес для специалистов, в первую очередь – гидрологов, и требует глубокого научного анализа и осмысления. Оно позволяет не теоретически, а на фактическом материале выделить природные и антропогенные факторы формирования и прохождения волны паводка по бассейну, оценить вероятные в будущем параметры паводков и масштабы возможных затоплений.

Основные выводы, которые позволяют сделать материалы, изложенные в данной статье, состоят в следующем.

1. Паводок 2013 года привёл к масштабному и продолжительному наводнению, которое явилось выдающимся гидрологическим событием.

2. Причинами, его вызвавшими, стали природные факторы: переувлажнение бассейна как осенью 2012 года, так и весной 2013; количество осадков в мае-августе на большей части водосбора, превышающее даже годовую норму; последовательный вклад основных притоков в сформировавшийся в августе на западе бассейна Амура паводок.

3. Пойма Среднего Амура достаточно плотно и с российской, и с китайской стороны заселена, осваивается в хозяйственном отношении, ведутся берегоукрепительные работы, возводятся защитные дамбы, мосты, дороги, набережные. Все это могло оказать влияние на величины максимальных отметок паводка на отдельных участках.

4. Особенности заполнения и опорожнения обширной поймы Амура на участке ниже впадения р.Сунгари, перераспределение стока между руслом и поймой при ее затоплении на глубину до 6 метров, между протоками также повлияли на ход уровней воды.

5. Изменения пропускной способности русла реки Амур в районе Хабаровска в период паводка 2013 года, остались в пределах амплитуды естественных наблюдавшихся ранее изменений пропускной способности русла и носят циклический характер.

6. Есть основания полагать, что определяющее влияние на изменения пропускной способности русла реки на участках с русловой многорукавностью (осередковым типом руслового процесса) оказывает динамика мезоформ речного русла (ленточных гряд, побочней и осередков), а также многолетнее циклическое развитие осередков-островов и их морфологических подводных элементов.

7. Для разработки метода прогноза изменений уровней прохождения высоких и экстремальных паводков в районе Хабаровска в условиях процессов руслоформирования на участках сужения и расширения русла Амура необходимо выполнить детальные исследования связи русловых процессов и гидравлических условий прохождения паводков на этих участках на основе натурных гидрологических изысканий и, предпочтительно, с использованием метода физического моделирования на пространственных гидравлических моделях.

Литература

1. Государственный водный кадастр (ГВК), ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши (ЕДВ), часть 1; том 1. Вып.19. 2013 г.
2. Государственный водный кадастр (ГВК), ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши (ЕДВ). Часть 1. Том 1. Вып.21. 2013 г.
3. Ежегодник КНР. Том 1. Вып.3. 1960 г. Информационные данные КНР.
4. Соловьев И.А. Перекаты Нижнего Амура. Хабаровск: ДВ филиал СО АН СССР, 1960. 100 с.
5. Отчет по НИР «Исследование руслового процесса р. Амур у г. Комсомольск-на-Амуре в связи с проектом освоения месторождений нерудных строительных материалов». СПб: ГГИ, 1992. 180 с.
6. Гришанин К.В. Гидравлическое сопротивление естественных русел. СПб: Гидрометеиздат, 1992. 182 с.
7. Кондратьев Н.Е., Попов И.В., Снищенко Б.Ф. Основы гидроморфологической теории руслового процесса. Л.: Гидрометеиздат, 1982. 272 с.
8. Отчет по НИР «Заключение о развитии руслового процесса р. Амур в районе сел Воронежских для разработки рекомендаций по нормализации работы реконструируемого водозабора Хабаровской ТЭЦ-3». СПб: ГГИ, 1992. 21 с.

ПРОБЛЕМЫ АМУРСКОГО МЕГАКОМПЛЕКСА В СВЕТЕ НАВОДНЕНИЯ 2013 г.

Готванский В.И.¹, Сиротский С.Е.²

¹ Русское географическое общество, Москва, Россия

² Межрегиональный центр экомониторинга водохранилищ
ИВЭП ДВО РАН, Хабаровск, Россия

Амур - одна из немногих рек планеты, до сих пор не загроможденная плотинами. Но и полнокровно не используемая по назначению на российской стороне. Сегодня существуют две больших беды, поражающие Амурский мегакомплекс, как назвал бассейн Амура Г.И. Худяков. Это лесные пожары и браконьерство на воде и на суше, поощряемые безнаказанностью китайских и российских граждан и чиновников, и несовершенное природоохранное законодательство, которое в любой момент может быть скорректировано и направлено в нужное русло (многочисленные примеры нарушений природоохранных территорий при подготовке Сочинской олимпиады и др.).

В конце 2013 года Минприроды и экологии РФ утвердило результаты аукциона на право пользования Амуро-Лиманским участком недр федерального значения, которое выиграло ОАО «Роснефть». Как можно было природоохранному ведомству выставить на торги территорию, на которой подрастает молодь лососевых? Здесь перекрывается нагульный ареал лиманной калуги и часть нерестового ареала нижеамурских группировок калуги и амурского осетра, краснокнижных видов. А на совещании по вопросам развития рыбного хозяйства в Хабаровском крае 19.06.2014 г. снова всплыли вопросы о разрешении промышленного лова осетровых на Амуре, кто будет заниматься рыбопромысловым промыслом, как предложил полпред Президента РФ Ю.П. Трутнев. Его довод: «Китайцы рядом ловят, а мы себе почему-то запретили». Но заместитель Министра сельского хозяйства РФ, руководитель Федерального агентства по рыболовству Шестаков И.В. в своем обращении в Минвостокразвития дал аргументированную отповедь таким пожеланиям. Он обратил внимание на то, что осетровые находятся на грани исчезновения и занесены в Красные книги России и субъектов РФ. Их запасы на крайне низком уровне, что не позволяет осуществлять их промышленный вылов. Расширение вылова

осетровых видов рыб преждевременно и привел обоснованные причины такого вывода. В заключение И.В. Шестаков предложил добиваться от китайских партнеров подписания соглашения о введении моратория на вылов осетровых видов рыб.

Не рыболовные заводы, а в первую очередь нужна действенная борьба с браконьерством, чтобы неповадно было добытчикам и их «крышевателям». 3-4 диких калуги заменят такой завод. Надо дать им вырасти и приумножить численность. А то ведь браконьеры так обловили одновременно с китайцами, что почти не осталось половозрелого поголовья калуги и амурского осетра. Кстати, в 2014 г. работа по рыбоохране на нижнем Амуре была на редкость успешной, потому и калуги, и осетры благополучно прошли на нерест вверх по Амуру далеко от устья и выше Хабаровска. Но остается беззащитной зейско-бурейнская популяция осетровых, которая облавливается китайцами круглый год. А большая часть выращиваемой молоди на двух китайских рыболовных заводах используется в коммерческих целях и не выпускается в Амур.

Беды меньших масштабов: это многокилометровые дамбы вдоль китайского берега, отгородившие амурскую пойму от реки, загрязнение вод промышленными, сельскохозяйственными и бытовыми стоками, наводнения. Вместе взятые эти беды вызваны человеческой деятельностью и человеком же должны быть обузданы. Это в полной мере относится и к наводнениям

Однако, есть еще один потенциальный нарушитель амурской экосистемы – гидроэнергетика. С конца прошлого века на Амур покушаются, как на кладезь дешевой электроэнергии, особенно необходимой нашему соседу - КНР. В этом ключе была отработана Схема КИВР (1986-2000) и следующая Схема СКИОВР НП «Совинтервод» (2007), не принятая администрациями региона из-за того, что она была основана на прежнем базисе с опорой на ГЭС на основном русле Амура. Но теперь за эту соломинку готовы ухватиться сторонники амурских ГЭС, невзирая на ожидаемые негативные последствия и их низкую эффективность в защите от наводнений.

Эта проблема всплывает опять в связи с Поручением Правительства РФ от 10.07.2014 г. о срочном проведении консультаций с китайской стороной по созданию противопаводковых емкостей на реке Амур и притоках (спустя год после катастрофического наводнения в Приамурье). Такая формулировка идет вразрез с Поручением (21.09.2013) Президента РФ этому Правительству по разработке и утверждению «Программы

строительства новых гидроэнергетических объектов на притоках реки Амур в целях регулирования водосброса в паводковые периоды и программы инженерной защиты селитебных территорий» до конца 2013 г. Оказывается некорректной постановка задачи, сформулированной в июльском Поручении Правительства. В то же время Минэнерго России говорит только о совместной с КНР реализации предложенных Русгидро проектах на притоках Амура. Однако, уже сегодня надо быть готовыми защитить Амур от необоснованных шагов, напомнить Председателю Правительства и о решении Минприроды РФ (11.08.2006 г.) исключить вопросы размещения ГЭС в основном русле Амура из состава СКИОВР и последующей СКИОВО. К сведению исполнителей, готовивших Поручение Правительства, гидроузлы на верхнем Амуре не спасут от наводнений средний и нижний Амур, поскольку паводки, вызывающие наводнения, формируются в основном на притоках Амура: Зее, Бурее, Уссури и Сунгари и реках, впадающих в нижний Амур, за счет дождей тихоокеанских муссонов [1]. Верхний Амур, его истоки – Шилка и Аргунь лежат в сухой степи и полупустыне, где избыточные осадки редки. Доля р. Аргунь в общем годовом стоке Амура составляет 4,4%, Шилки – 5,7%, Зеи – 21,1, Буреи – 10,4%, Уссури – 17%. Потому и наложение верхнеамурских паводков на остальной Амур явление редкое. А на верхнем Амуре целесообразно защитить населенные пункты и рационально использовать пойму с наименьшими возможными ущербами от наводнений.

В наводнение 2013 г. сток верхнего Амура не достигал отметок опасного явления (был на 4-5 м ниже), далеко отставая и от максимальных уровней за все время наблюдений [5]. И это при том, что здесь тоже был неординарный паводок благодаря прорвавшимся в бассейны Шилки и Аргуни циклонам. Высота паводка достигала 6 м (Джалинда), но он распластался на обширной пойме в расширениях долины верхнего Амура. Наложение его на уровень подъема воды ниже Благовещенска сnivelировалось высокой зейской волной, достигавшей здесь 8,1 м.

Другое дело, на среднем и нижнем Амуре, ниже устьев Зеи и Сунгари. Превышение подъема воды над уровнем опасного явления здесь было более 2-2,5 м. Исключительными оказались уровни максимального подъема воды в Хабаровске (8,3 м) и в Комсомольске-на-Амуре (более 9 м). Большой Хинган, Тукурингра-Джагды, Буреинское нагорье и хребты Сихотэ-Алиня и равнины

Среднеамурская и Амурско-Зейско-Буреинская собирали муссонные ливневые осадки, приносимые циклонами с Тихого океана.

Быстрое добегание воды в магистральные реки обеспечивается горным рельефом с резкими переходами от склонов к днищам долин. Высота уровней воды в реках зависит от строения долин. Наибольших значений она достигает на узких антецедентных участках (Пашково, Малый Хинган - 18 м, Нижнетамбовское - 10 м). Наводнение 2013 года было подготовлено и тем, что поверхностные грунты были наполнены влагой дождей минувшего года и многоснежной зимы и весны 2013 г. Поэтому практически просачивания в почву воды непрерывно выпадающих дождей не происходило, и она моментально сливалась в долины, переполняя ручьи, реки и сам Амур.

Предстоящие консультации, о которых сказано в Поручении, с участием и при поддержке российских чиновников, могут реанимировать сценарий российско-китайской комиссии по итогам Схемы КИВР (2000 г.) и Схемы СКИОВР [3], в которых были предложены как первоочередные объекты к проведению дальнейших совместных изысканий и проектирования Амазарская, Джалиндинская и Хинганская ГЭС (Эти ГЭС до сих пор значатся в планах КНР). Может всплыть и проект Транссибирской ГЭС на р. Шилка, от которой пока воздерживается ОАО «Еп+» и которую не включали в число потенциальных ГЭС ОАО «Русгидро» и Минэнерго России.

Строительство ГЭС на верхнем Амуре приведет к постоянному затоплению водохранилищами экологически и социально-хозяйственно ценной части долин площадью более полутора тысяч км² и получению давно обещанной КНР электроэнергии. При этом будут иметь место нарушения природной среды, выходящие за пределы Амурского бассейна.

С появлением водохранилищ произойдет искусственный разрыв единого экологического русла, функционирующего по крайней мере с конца третичного периода и служащего важным путем обмена видами растений и животных от холодных степей Забайкалья до кедрово-широколиственных лесов Сихотэ-Алиня в Притихоокеанье [2]. Стратегические последствия может вызвать техногенно наведенное подтопление ниже-амурских низменностей вследствие задержки плотинами твердого стока Амура в объеме, который до сих пор поддерживает равновесное состояние поймы от Малого Хингана до устья, компенсируя наносами их тектоническое погружение [6].

Под водохранилищами окажется пойма, аккумулятор паводковых вод, место нереста фитофильных рыб. Обеднеет до

сохранения только сорных рыб уникальный ихтиокомплекс. Под водой окажется ряд месторождений полезных ископаемых, узколокальные местообитания редких и краснокнижных видов растений, охотпромысловых животных. Будут нарушены пути сезонных миграций копытных, птиц. Потребуется переселение жителей из зон затопления, новое строительство и обеспечение людей работой. Усложнится охрана госграницы.

Но если Россия намерена обеспечивать КНР электроэнергией, есть другие варианты решения этой проблемы. В наших планах заложено строительство ГРЭС экспортной направленности: Еркевецкой и Ургальской. Однако Еркевецкая ГРЭС обеспечит Амурскую область не только желанными инвестициями, но и загрязнением окружающей среды, снижением уровня грунтовых вод, уничтожением самых плодородных на Востоке черноземовидных почв, на месте которых появятся бэдленды с терриконами отвалов и разрезах.

Так что пусть будет Ургальская ГРЭС с меньшими издержками и важным подспорьем ГЭС, укреплении единой энергосистемы региона. Новыми источниками электроэнергии для России и КНР могут стать ГЭС, предложенные к проектированию ОАО «Русгидро» сегодня, из которых Селемджинскую рекомендовано заменить на Русиновскую (кстати, с большей энергоотдачей и меньшими издержками для природной среды). Только чтобы тарифы на электроэнергию, передаваемую в Китай, не были в 2-3 раза ниже наших региональных, как это практикуется сегодня.

В соответствии с Техническим заданием в рамках подготовки «Программы строительства новых гидроэнергетических объектов на притоках реки Амур» Институтом водных и экологических проблем ДВО РАН с участием ученых и специалистов других институтов и ведомств было разносторонне проанализировано 20 перспективных и действующих ГЭС. На основании этой работы ОАО «РусГидро» предложил как наиболее перспективные для проектирования Нижне-Зейский, Селемджинский, Гилюйский и Ургальский (р. Ниман) гидроузлы.

25 февраля 2014 г. на заседании Координационного комитета по устойчивому развитию бассейна реки Амур Межрегиональной Ассоциации экономического взаимодействия субъектов Российской Федерации «Дальний Восток и Забайкалье» были рассмотрены эти предложения. В Протоколе заседания Комитета записано следующее: «Проектирование и строительство Нижне-Зейской ГЭС включено в

планы развития гидроэнергетики Дальнего Востока на период до 2020 г. (проект подлежит реализации).

К плану Проекта на реализацию могут быть рассмотрены Гилюйская и Ургальская ГЭС-1. Проектирование Селемджинской ГЭС с отметкой НПУ 225,0 м с экологической точки зрения недопустимо. ОАО «Русгидро» в качестве альтернативных вариантов этой ГЭС предложено рассмотреть проектирование гидроузлов в верхнем течении р. Селемджа (Русиновский, Стойбинский и др.)».

На самом деле, обширная пойма р. Селемджа с прилегающей равниной в естественном состоянии уже снижает высоту паводков ниже Дагмарского створа. А постоянное затопление этой территории, включая часть Норского заповедника, заказников водохранилищем не просто изымет более 700 кв. км площади земель, и немного прибавит к сдерживанию наводнений, но из природного комплекса будет исключена эколого-экономически значимая территория, да еще с переселением местного населения.

В деле защиты от наводнений необходим комплексный подход в управлении водными ресурсами, в котором техногенные факторы будут сочетаться с природными. Обязательно нужно учитывать средообразующую и защитную роль пойм, этих естественных противопаводковых емкостей. Сдержат же мощные наводнения смогут только крупные регулируемые водохранилища. А где-то сохранить населенные пункты, отдельные объекты от затопления будет по силам противопаводковым дамбам. Мы должны научиться управлять наводнениями, а не бороться с ними. Остается обеспечить надежное прогнозирование ожидаемой стихии природы, для чего требуется срочное восстановление прежних и создание новых гидропостов и метеостанций на современной технической основе и с достойными условиями работы и жизни для обслуживающего персонала.

Существенным подспорьем в решении проблем амурского бассейна становится Схема комплексного использования и охраны водных объектов бассейна реки Амур (КИОВО), выполненная Дальневосточным филиалом РосНИИВХ (Ответственный исполнитель директор Бортин Н.Н.), успешно прошедшая государственную и общественную экологические экспертизы [4]. Фактически это не просто Схема, а разносторонне отработанная комплексная программа действий по использованию и охране водных ресурсов, защите от негативного воздействия вод населенных пунктов и сельскохозяйственных земель. В работе приводится перечень

конкретных фундаментальных, институциональных, структурных мероприятий по достижению целевого состояния Амурского бассейна с расчетами необходимых финансовых затрат и календарными сроками их реализации.

Значимым дополнением станет создание вышеназванных гидроузлов, которые в связке с существующими ГЭС смогут выполнять надежное комплексное управление стоком притоков Амура, в том числе паводками и наводнениями, с полноценным использованием водохранилищ для обеспечения функционирования водных, пойменных и наземных экосистем, объектов хозяйства и защиты от наводнений селитьбы. Наконец, пора реализовать создание «зеленого пояса Амура», выделить и узаконить в пределах поймы особо охраняемые природные территории, которые будут резервными емкостями для аккумуляирования значительной части вод грядущих наводнений.

Конечным итогом всех намечаемых и уже проводимых работ должно стать улучшение эколого-экономического положения населения, экологического состояния водной экосистемы и окружающей среды Амурского мегакомплекса.

Литература

1. Готванский В.И., Сиротский С.Е. «Управлять наводнениями, а не бороться». Природно-ресурсные ведомости. НИА «Природные ресурсы». М.: 2013. С. 5.
2. Готванский В.И. Бассейн Амура: осваивая - сохранить. Изд.2-е. Хабаровск: Архипелаго Файн Принт, 2007. 200 с.
3. Схема комплексного использования и охраны водных ресурсов бассейна реки Амур» (СКИОВР). ЗАО ПО «Совинтервод». М.: 2007. 203 с.
4. Отчет «Доработка проекта СКИОВО по бассейну р. Амур». Дальневосточный филиал ФГУП РосНИИВХ. Екатеринбург, 2013.
5. Дугина И.О. Наводнение – 2013. 2014.
6. Махинов А.Н. Современное рельефообразование в условиях аллювиальной аккумуляции. Владивосток: Дальнаука, 2006. 236 с.

ЗИМНИЙ ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ АМУРА ПОСЛЕ ИСТОРИЧЕСКОГО НАВОДНЕНИЯ 2013 ГОДА

Шестёркин В.П., Шестёркина Н.М.

ИВЭП ДВО РАН, Хабаровск

Ключевые слова: Амур, зимняя межень 2014 г., содержание и сток веществ

Key words: Amur, 2014 winter low water content and flow of substances

Постановка проблемы

Спецификой природных условий бассейна Амура являются наводнения, имеющие большую повторяемость (раз в 5 лет на Верхнем Амуре, раз в 3 года - на Среднем и раз в каждые 1.5 года - на Нижнем) [1]. Появление наводнений обусловлено выходом в июле-сентябре южных циклонов и тайфунов, несущих много влаги. Формированию паводков способствуют густая речная сеть, горный рельеф, наличие мерзлых пород на севере и суглинистых грунтов на юге, резкое падение уклонов и малая высота берегов на среднем и нижнем Амуре.

Историческое наводнение в бассейне Амура 2013 г. сформировалось при насыщении влагой почв поздней весной и интенсивных ливневых дождях на Верхнем и Среднем Амуре, которые вызвали высокие уровни воды на реках. Особенностью наводнения было последовательное участие рек Зея, Сунгари и Уссури при смещении вниз по течению основного амурского паводка. Уровни воды на Нижнем Амуре превысили максимумы за период наблюдений, глубина затопления поймы на участках достигала 390-612 см, ширина разлива - 30-50 км. Уровень воды у г. Хабаровск по данным Росгидромета достигал 808 см, расход воды - 46 100 м³/с. Среднегодовой расход воды составил 14 100 м³/с, пойма Амура у Хабаровска находилась под водой 98 дней.

Как известно [2, 3 и др.], затопление почвенного и растительного покровов ложа водохранилищ в начале их эксплуатации обуславливает поступление дополнительного количества растворенных веществ из почв и растительности в воду.

Подобные процессы, учитывая длительное затопление поймы Амура, могли повлиять на содержание и сток растворенных веществ в р. Амур в зимнюю межень - наиболее продолжительную фазу водного (ноябрь-апрель). Исследования зимнего гидрохимического режима Амура после значительных наводнений немногочисленны [6, 10]. Данная работа восполняет этот пробел.

Материалы и методы исследований

Оценка влияния крупных наводнений на зимний меженный сток растворенных веществ р. Амур осуществлялась по материалам наблюдений 2008-2014 гг. у г. Хабаровск. Пробы воды отбирали с поверхности на 5-6 равномерно распределенных по ширине Амура пунктах 1-2 раза в месяц. Аналитические работы осуществлялись по методикам, принятым в Межрегиональном центре экологического мониторинга гидроузлов при ИВЭП ДВО РАН (РОСС RU 0001.515988) [4]. Для определения биогенных веществ и микроэлементов пробы воды фильтровали через мембранные фильтры «Владипор» (размер пор 0.45 мкм). Определение микроэлементов проводили масс-спектрометрией с индуктивно-связанной плазмой на приборе Agilent 7500сх.

В работе также использованы данные гидрологических наблюдений Росгидромета.

Результаты исследований

Анализ гидрологической информации Росгидромета за многолетний период (1897-2014 гг.) свидетельствует о повышенной водности Амура в зимнюю межень после крупных наводнений. В 1956-1960 гг. при среднегодовом стоке 10200-12600 м³/с среднемесячные расходы воды в декабре изменялись от 1820 до 3130 м³/с. Не стал исключением и 2013 г., когда среднемесячный расход воды в декабре составил 3400 м³/с.

Основным источником повышенной водности Амура в зимнюю межень 2013-2014 гг. являлись сбросы воды Зейской и Бурейской ГЭС, составляющие в среднем 2240 м³/с. За весь период эксплуатации ГЭС они были максимальными (табл. 1). Большое влияние на водность Амура также могли оказать влагозапасы в почве. По данным Росгидромета в пахотном слое сельхозугодий российской части бассейна в начале зимы они были на 20-30% выше нормы.

Таблица 1. Суммарные сбросы Зейской и Бурейской ГЭС в зимнюю межень 2010-2014 гг., м³/с

Период	Декабрь	Январь	Февраль	Март
2010-2011	1610	1679	1693	1433
2011-2012	1415	1444	1378	1383
2012-2013	2164	1986	2001	1760
2013-2014	2124	2258	2339	1922

Такие особенности формирования водного режима после наводнения оказали большое влияние на зимний гидрохимический режим Амура. При высоком стоке зарегулированных рек Зeya и Бурea, характеризующихся низким содержанием растворенных веществ ($< 40 \text{ мг/дм}^3$), минерализация воды р. Амур у Хабаровска в декабре-марте 2013-2014 гг. в среднем составила $103,5 \text{ мг/дм}^3$. Следует отметить, что после зарегулирования р. Бурea (2003 г.) содержание растворенных веществ в воде р. Амур в зимнюю межень 2004-2012 гг. в среднем составляло $88,9 \text{ мг/дм}^3$ и изменялось в небольших пределах ($84,9\text{-}91,8 \text{ мг/дм}^3$), т.е. была ниже в 1,2 раза. Повышение величины минерализации свидетельствовало о дополнительном поступлении растворенных веществ из насыщенных влагой почв Среднего Амура (в основном бассейн р. Сунгари). На это указывало неоднородное распределение минерализации по ширине Амура, наибольшие значения которой отмечались на фарватере, а наименьшие - левобережной части реки (рис. 1). Подобное распределение компонентов химического состава воды по поперечному сечению Амура было зафиксировано и в предыдущие зимы (рис. 1). В 2014 г. различие между максимальным и минимальным значениями минерализации составило 72 мг/дм^3 , в то время как в 2013 и 2012 гг. - 36 и 56 мг/дм^3 соответственно. Максимальные минерализация (185 мг/дм^3) и различия в ее значениях по ширине Амура у Хабаровска ($90,6 \text{ мг/дм}^3$) отмечались в декабре 1998 г. после катастрофического наводнения в бассейне р. Сунгари [6].

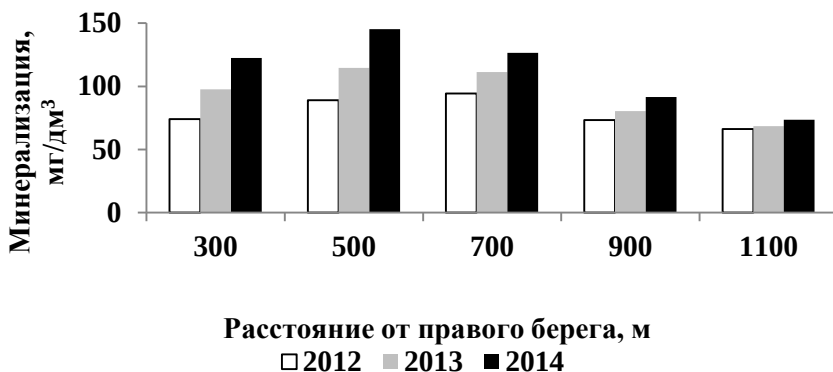


Рис. 1. Распределение минерализации воды по ширине Амура в январе 2012-2014 гг.

Наибольшие концентрации основных ионов в зимнюю межень 2013-2014 гг. наблюдались в начале ледостава. В последующие месяцы содержание растворенных веществ постепенно снижалось, достигая в конце зимы наименьших значений. Среди основных ионов наибольшее повышение концентраций было зафиксировано для ионов натрия (рис. 2) и гидрокарбонат-ионов. Содержание первого в среднем составило 7,8 мг/дм³, второго - 59,2 мг/дм³, в то время как в предыдущие зимы они были ниже 6,2 и 50,2 мг/дм³ соответственно. Такие особенности поведения основных ионов также свидетельствуют о большом влиянии затопленных почв на состав вод Амура. Данное предположение подтверждают слабощелочные значения pH в воде в начале ледостава (7,23-7,66) и более высокое относительное содержание иона натрия в зимнюю межень 2013-2014 гг. (24,5-25,6% мг-экв.) по сравнению с предыдущими зимами (22,1-23,0% мг-экв.).

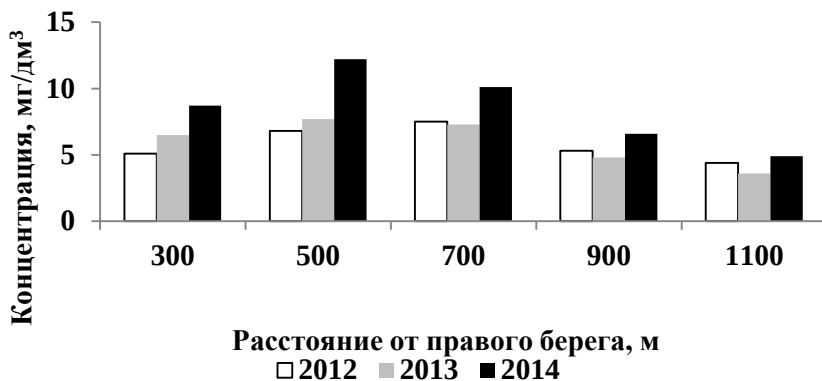


Рис. 2. Распределение содержания Na^+ в воде по ширине Амура в январе 2012-2014 гг.

Ионный сток в р. Амур в декабре 2013 г. при сумме ионов $107,3 \text{ мг/дм}^3$ составил 30757 т/сут., что было в 1,2 раза меньше, чем в декабре 1998 г. при более низком расходе воды. Выше ионный сток мог быть в январе 2014 г., который характеризовался большей водностью (уровень воды в среднем был выше на 45 см) и максимальной за зимнюю межень суммой ионов ($109,9 \text{ мг/дм}^3$). Такие различия в значениях ионного стока в эти годы были обусловлены формированием паводков в бассейнах рек с разной хозяйственной освоенностью. В 1998 г. во время катастрофического наводнения в бассейне р. Сунгари было затоплено 4 560 000 га сельскохозяйственных земель, 778 городов и 6486 сел [7]. В период же исторического наводнения 2013 г. под водой оказались территории не только России, но и Китая, причем в российской части бассейна Амура, по информации МЧС России, вода затопила 578,5 тыс. га сельскохозяйственных земель, 19,8 тыс. приусадебных и 6280 дачных участков.

Содержание нитратного азота было выше, чем в предыдущие зимы. В 2013-2014 гг. оно в среднем составило $0,61$ (максимальное $1,0$) мг N/дм^3 , по сравнению с 2008-2012 гг. [8] было выше в 1,6 раза. По ширине реки наибольшие значения наблюдались на фарватере, наименьшие - в левобережной части реки (рис. 3). Существенно различалось распределение нитратного азота в течение ледостава: после наводнения максимальные значения отмечались в январе

(табл. 2), тогда как в предыдущие годы - в конце ледостава, когда в питании Амура возрастала доля загрязненных талых снеговых вод.

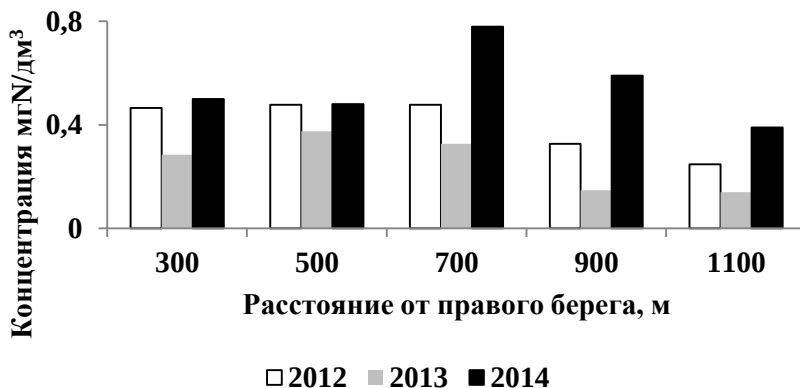


Рис. 3. Распределение содержания нитратного азота в воде по ширине Амура в январе 2012-2014 гг.

Сток нитратного азота в декабре 2013 г. составил 154 т/сут., был наибольшим за весь период наблюдений. В 1,3 раза этот сток был выше и по сравнению с декабрем 1998 года.

Выше он мог быть в январе 2014 г., который выделялся более высокой водностью и содержанием нитратного азота (табл. 2). Такое значение стока и характер распределения содержания нитратного азота по ширине Амура также свидетельствует о значительном выносе этого биогенного вещества с сельскохозяйственных угодий, в основном, китайской части бассейна. Много нитратного азота вещества могло поступить с затопленных приусадебных и дачных участков российской части бассейна Амура.

Концентрации нитритного азота были низкими (табл. 2), в течение ледостава мало изменялись, минерального фосфора постепенно снижались до предела обнаружения.

Таблица 2. Химический состав вод р. Амур у Хабаровска в зимнюю межень после наводнения 2013 г. (числитель – пределы изменения по ширине; знаменатель – среднее значение).

Показатели	Уровни воды, см/ Дата				
	60/20.XII	96/16.I	67/30.I	31/13.II	-21/25.III
pH	<u>7.23–7.66</u> 7.49	<u>7.18–7.43</u> 7.32	<u>7.04–7.34</u> 7.15	<u>6.92–7.20</u> 7.05	<u>6.91–7.25</u> 7.08
Na ⁺ , мг/л	<u>5.9–10.8</u> 8.1	<u>4.9–12.2</u> 8.5	<u>4.5–12.2</u> 8.3	<u>4.5–10.8</u> 7.9	<u>3.8–8.7</u> 6.3
K ⁺ , мг/л	<u>1.3–2.0</u> 1.5	<u>1.0–2.0</u> 1.5	<u>1.0–2.3</u> 1.5	<u>1.3–2.1</u> 1.5	<u>1.0–2.0</u> 1.3
Ca ²⁺ , мг/л	<u>10.6–16.4</u> 13.5	<u>9.8–17.1</u> 13.5	<u>8.5–15.7</u> 12.4	<u>8.1–14.5</u> 11.2	<u>8.1–12.2</u> 9.9
Mg ²⁺ , мг/л	<u>4.0–5.5</u> 4.5	<u>3.2–5.9</u> 4.6	<u>3.2–5.6</u> 4.6	<u>2.9–5.4</u> 4.4	<u>3.0–5.4</u> 3.9
HCO ₃ ⁻ , мг/л	<u>51.6–77.9</u> 63.8	<u>43.3–81.4</u> 63.8	<u>40.0–82.0</u> 62.4	<u>39.0–74.2</u> 58.8	<u>34.0–63.0</u> 46.4
Cl ⁻ , мг/л	<u>3.2–6.3</u> 4.4	<u>1.9–7.7</u> 4.6	<u>1.4–6.6</u> 3.9	<u>1.5–5.9</u> 4.0	<u>1.9–5.3</u> 3.6
SO ₄ ²⁻ , мг/л	<u>6.6–13.7</u> 8.8	<u>7.2–15.2</u> 11.9	<u>6.6–13.0</u> 9.8	<u>5.1–10.3</u> 8.4	<u>4.9–9.1</u> 6.7
M, мг/л	<u>85.1–135.5</u> 107.3	<u>73.6–145.8</u> 112.1	<u>67.0–139.0</u> 106.4	<u>64.0–124.4</u> 99.2	<u>59.0–104.5</u> 81.5
NO ₂ ⁻ , мг N/л	<u>0.003–0.007</u> 0.005	<u>0.004–0.007</u> 0.005	<u>0.003–0.005</u> 0.004	<u>0.002–0.004</u> 0.003	<u>0.003–0.007</u> 0.005
NO ₃ ⁻ , мг N/л	<u>0.30–0.68</u> 0.52	<u>0.46–0.99</u> 0.69	<u>0.34–0.87</u> 0.58	<u>0.36–0.83</u> 0.59	<u>0.44–0.90</u> 0.65
NH ₄ ⁺ , мг N/л	<u>0.09–0.17</u> 0.13	<u>0.10–0.45</u> 0.26	<u>0.10–0.39</u> 0.25	<u>0.13–0.45</u> 0.29	<u>0.13–0.37</u> 0.24
P, мг P/л	<u>0.005–0.015</u> 0.009	<u>0.010–0.022</u> 0.017	<u>0.011–0.021</u> 0.017	<u><0.010–0.014</u> <0.010	<u>< 0.010</u>
Цветность, градус	<u>21–52</u> 41	<u>25–53</u> 44	<u>18–53</u> 40	<u>21–57</u> 46	<u>14–53</u> 37
ПО, мг O/л	<u>6.8–13.2</u> 10.3	<u>6.3–10.9</u> 12.2	<u>6.6–10.6</u> 9.2	<u>5.6–10.4</u> 9.1	<u>4.8–9.3</u> 7.9
Fe, мг/л	<u>0.08–0.20</u> 0.15	<u>0.10–0.23</u> 0.15	<u>0.14–0.24</u> 0.18	<u>0.32–0.42</u> 0.35	<u>0.06–0.12</u> 0.09
Al, мкг/л	<u>40.2–63.4</u> 53.1	<u>20.8–45.8</u> 37.4	<u>16.4–61.0</u> 43.1	<u>17.2–64.0</u> 46.1	<u>4.4–36.2</u> 24.0
Cu, мкг/л	<u>4.8–26.4</u> 16.1	<u>10.9–12.7</u> 11.5	<u>4.7–13.4</u> 10.4	<u>9.4–13.6</u> 11.2	<u>5.9–24.3</u> 14.4
Zn, мкг/л	<u>26.4–87.0</u> 66.8	<u>11.4–22.6</u> 17.4	<u>20.4–43.0</u> 28.5	<u>30.8–56.6</u> 43.4	<u>23.7–40.7</u> 33.7
Mn, мкг/л	<u>27.9–62.2</u> 42.7	<u>12.1–63.7</u> 27.9	<u>11.9–53.5</u> 25.5	<u>15.3–60.0</u> 30.1	<u>16.0–57.9</u> 31.4
Pb, мкг/л	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Ni, мкг/л	<u>1.4–1.7</u> 1.6	<u>0.9–1.4</u> 1.2	<u>1.0–1.6</u> 1.3	<u>1.2–1.8</u> 1.4	<u>0.7–1.3</u> 0.9

Содержание аммонийного азота в зимнюю межень 2013-2014 гг. в среднем составило 0,23 (максимальное 0,45) мг N/дм³, т.е. было на уровне прошлых лет (2012-2013 гг. - 0,29 (0,61) мг N/дм³. 2011-2012 гг. - 0,18 (0,40) мг N/дм³). Низкие концентрации аммонийного азота отмечались также в декабре 1998 г. после наводнения в бассейне р. Сунгари. По сравнению с максимальным его содержанием в зимнюю межень 1999-2000 гг. [7, 8] концентрация и сток аммонийного азота снизились в 5,6 и 4,9 раза, что свидетельствует об определенном улучшении качества вод р. Сунгари. По ширине реки содержание этого вещества распределялось относительно равномерно.

Максимальные концентрации органического вещества, обусловленные влиянием зарегулированных рек Зeya и Бурея, как и в предыдущие зимы, наблюдались в левобережной части реки. В течение ледостава они мало изменялись (табл. 2), были ниже по сравнению с предыдущими годами.

В небольшом диапазоне концентраций изменялось растворенное железо (табл. 2), значения которого находились на уровне фоновых [11]. Наибольшее содержание, обусловленное влиянием зарегулированных рек Зeya и Бурея, наблюдалось преимущественно в левобережной части Амура.

Большие изменения отмечались в содержании микроэлементов. Концентрации свинца, кобальта и хрома не превышали 1 мкг/дм³, кадмия - 0,1 мкг/дм³, т.е., также как и во время наводнения, находились ниже предела обнаружения. Содержание меди, цинка и марганца по сравнению с периодом наводнения было существенно выше и достигало наибольших значений в декабре (табл. 2). По сравнению с январем 2013 г., в январе 2014 г. содержание меди и цинка было выше в 2 раза, марганца - 2,3 раза. Более высокими их значения были и по сравнению с фоновыми, которые приведены в сводке [11].

По ширине реки максимальные концентрации микроэлементов распределялись неодинаково. В декабре наибольшие значения для меди и цинка отмечались в правобережной части реки, марганца - левобережной. В январе содержание этих металлов постепенно снижалось (табл. 2), хотя наибольшими концентрации продолжали оставаться в правобережной части Амура, что свидетельствовало о преимущественном их выносе с территории Китая.

Выводы

Историческое наводнение на р. Амур в 2013 г. обусловило значительное изменение зимнего гидрохимического режима. В условиях максимальных за период эксплуатации сбросов воды Зейской и Бурейской ГЭС установлены более высокие, по сравнению с 2008-2013 гг., значения минерализации (в 1,2 раза), концентрации нитратного азота (в 1,6 раза). Содержание органического вещества, минерального фосфора и аммонийного азота низкое, причем последнего по сравнению с максимальным его содержанием в зимнюю межень 1999-2000 гг. концентрация и сток аммонийного азота снизились в 5,6 и 4,9 раза, что свидетельствует об определенном улучшении качества вод р. Сунгари, а соответственно и Амура.

Сток нитратного азота в начале ледостава был максимальным за весь период наблюдений, ионный сток - за период 1999-2014 гг.

В начале ледостава максимальное содержание меди, цинка и марганца, значительно превышающее значение ПДК_{рх}, отмечалось в правобережной части Амура, что свидетельствует о их выносе с территории Китая.

Литература

1. Бойкова К.Г. Наводнения на реках Амурского бассейна // Вопросы географии Дальнего Востока. Сб. 5. Хабаровск: кн. изд-во. 1963. С. 192–259.
2. Лабутина Т.М. Формирование и прогнозирование гидрохимического режима водохранилищ Северо-Востока СССР. Якутск: ЯФ СО АН СССР, 1985. 144 с.
3. Майстренко Ю.Г., Денисова А.И. К методике прогнозирования органических и биогенных веществ в существующих и прогнозируемых водоемах // Гидрохимические материалы. 1972. Т. 53. С. 86–115.
4. Руководящий документ. Федеральный перечень методик выполнения измерений, допущенных к применению при выполнении работ в области мониторинга загрязнения окружающей природной среды РД 52.18.595-96 (в ред. Изменения № 1, утв. Росгидрометом 11.10.2002. Изменения № 2, утв. Росгидрометом 28.10.2009).
5. Чудаева В.А., Шестеркин В.П., Чудаев О.В. Микроэлементы в поверхностных водах бассейна реки Амур // Водные ресурсы. 2011. № 5. С. 606–617.

6. Шестеркин В.П. Изменение химического состава речных вод в Хабаровском водном узле за столетие // Тихоокеанская геология. 2010. Т. 29. № 2. С. 112–118.

7. Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Трансграничное загрязнение Амура биогенными веществами // География азиатской России на рубеже веков: Мат-лы XI научного совещания географов Сибири и Дальнего Востока. 2001. С. 184.

8. Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Содержание аммонийного азота в воде среднего Амура в зимнюю межень // География и природные ресурсы. 2003. № 2. С. 93–97.

9. Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М. Многолетняя изменчивость стока нитратного и нитритного азота в р. Амур у Хабаровска // Водные ресурсы. 2014. Т. 41. № 4. С. 412–418.

10. Шестеркина Н.М., Шестеркин В.П. Зимний сток растворенных веществ среднего Амура // География и природные ресурсы. 2001. № 4. С. 141–147.

11. Li X., Zhang W. The Flood of the Nenjiang river and Songhua in 1998 and the comprehensive management of the river basis // Chinese Geographical science. 1999. Vol. 9. N 3. P. 193–198.

СОСТАВ ОТЛОЖЕНИЙ РЕКИ АМУР В ЗОНЕ ХАБАРОВСКОГО ВОДНОГО УЗЛА

*Харитонов Г.В.¹, Ким В.И.¹, Шалдыбин М.В.^{2а,б},
Лопушняк Ю.М.^{2а}, Уткина Е.В.¹, Дембовецкий А.В.³,
Коновалова Н.С.⁴, Юдина А.В.³, Стенина А.С.⁵*

¹ИВЭП ДВО РАН, г. Хабаровск, e-mail: gkharitonova@mail.ru

^{2а}ТомскНИПИнефть, г. Томск

^{2б}Томский политехнический университет, г. Томск

³Факультет почвоведения МГУ имени М.В. Ломоносова, г. Москва

⁴ИТИГ ДВО РАН, г. Хабаровск

⁵Институт биологии КомиНЦ УРО РАН, г. Сыктывкар

Ключевые слова: донные отложения, наилки, р. Амур, Дальний Восток России

Введение

При рассмотрении экологического состояния рек большое значение имеют исследования донных отложений и наилок [21, 23, 26]. Особенно это актуально для рек с частыми высокими паводками, когда происходит основной перенос речных наносов. Для Амура важной отличительной особенностью является направленная аккумуляция наносов – накопление их в русле и пойме от впадения р. Сунгари до устья [7, 8, 22]. Сунгари – самый крупный приток Амура с наибольшей для бассейна Амура антропогенной нагрузкой и выносом взвешенных веществ [3, 25]. В паводки количество взвешенных веществ в реке достигает 1500 мг/дм³ и более.

Ниже впадения р. Сунгари в русле Амура в пределах Среднеамурской низменности выделяется несколько пойменных расширений (Хабаровское, Тунгусское, Елабужское, Анюй-Малмыжское, Диппинское) с последующими сужениями, которые являются зонами аккумуляции речных наносов. В сужениях пропускная способность русла резко падает, увеличивается высота паводковой волны. В расширениях скорость движения паводочной волны снижается, происходит аккумуляция наносов. Первое расширение, Хабаровское – Хабаровский водный узел, начинается от истока протоки Казакевича и заканчивается сужением в районе Хабаровского железнодорожного моста. Амур на этом участке

характеризуется широкой (около 20 км) поймой, в пределах которой сформировалось многорукавное русло. Ниже и выше по течению пойма имеет значительно меньшую ширину. Участок этого расширения можно считать первой зоной аккумуляции после впадения Сунгари [22].

Цель работы – исследование особенностей минералогического и вещественного состава донных отложений и наилок реки Амур в зоне Хабаровского водного узла после экстремального наводнения 2013 г. Работа является продолжением исследований авторами экосистемы р. Амур [13–17]. Ранее для области современной направленной аккумуляции наносов было отмечено существенно большее сходство тонкодисперсных фракций донных отложений с взвешенными веществами р. Сунгари и наилками поймы, чем с почвами водосбора и взвешенными веществами р. Амур.

Объекты и методы

Работы проводились на равнинной части бассейна Среднего Амура. Река Амур относится к дальневосточному типу рек, для которого характерно резко выраженное преобладание дождевого стока (60–80% годового стока воды) над снеговым и грунтовым, что обусловлено особенностями климата. Климат территории формируется под сильным воздействием океанических факторов [11]. Во второй половине лета – начале осени теплые и влажные тропические массы достаточно глубоко проникают вглубь континента, обуславливая обильные, порой катастрофические осадки. Они, в свою очередь, вызывают высокие (до катастрофических) паводки. Паводки Амура формируются в различных областях бассейна реки.

Паводок 2013 г. стал экстраординарным: высокие дождевые паводки последовательно сформировались во всех четырех очагах формирования наводнений: Верхнеамурский, Зейско-Буреинский, Сунгарийский и Уссурийский [4, 5]. Продолжительность затопления поймы на глубины 2–4 м составила от двух до трех месяцев. В районе Хабаровского водного узла (г. Хабаровск) максимальный уровень паводка и глубина затопления поймы составили 8.08 м (превышение уровня над историческим 1897 г. – 1.66 м) и 5.08 м соответственно [5].

Объектом изучения являлись донные отложения и наилки Амура. Отбор проб проводился в зоне Хабаровского водного узла в течение летне-осеннего периода 2014 г. (рис. 1): донные отложения русла – 3-й км Средний Амур (т. 709), Амурская протока (т. 710).

Наилки отобраны на пойменных островах в истоке проток Бешеная (т. 713) и Пемзенская (т. 714). Дополнительно были отобраны образцы отложений пойменных островов (тт. 711 и 712).

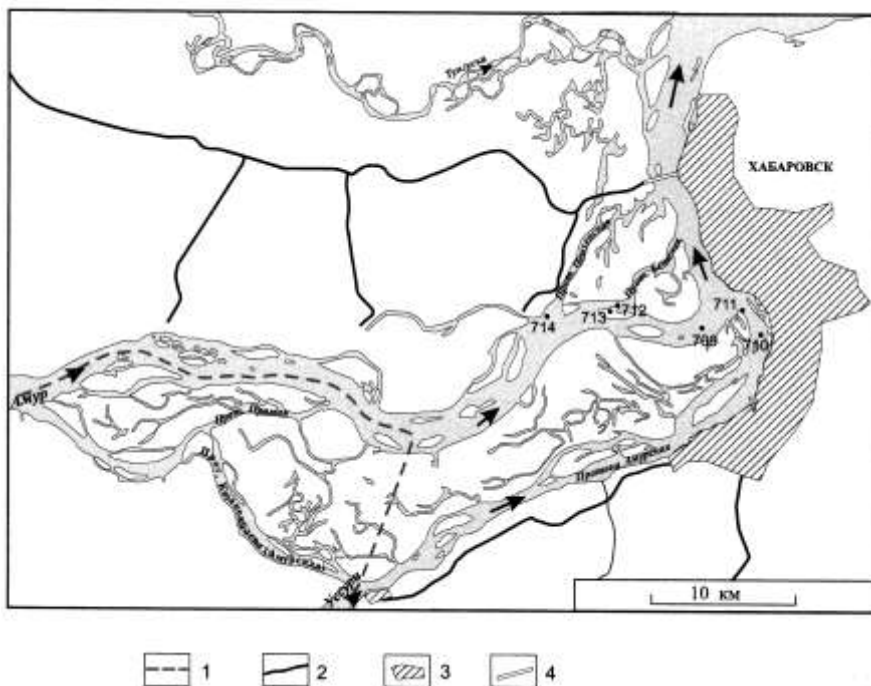


Рисунок 1. Карта-схема мест отбора образцов в зоне Хабаровского водного узла: 1 – государственная граница, 2 – автомобильные дороги, 3 – населенные пункты, 4 – железнодорожный мост

При выполнении гидрологических работ использовали стандартные оборудование и методики [10, 12]. В основу исследования положены минералогический, гранулометрический и валовой анализы. Минералогический состав определяли в образцах отложений в целом и в их илистой фракции (<2 мкм) [24]. Рентген-дифрактометрическое определение минералогического состава исследуемых образцов и их илистых фракций было дополнено электронно-микроскопическими исследованиями (РЭМ анализ). РЭМ анализ проводили на растровом электронном микроскопе VEGA 3 (TESCAN, Чешская Республика). Для съемки образцы (растерты и просеяны через сито 2 мм) были подготовлены методом просыпки, напыление Pt, увеличение до 20000. Для анализа элементного состава

наиболее репрезентативных участков использовали энергодисперсионный спектрометр «INCA Energy 350», Oxford, Великобритания (РСМА анализ).

Гранулометрический и микроагрегатный состав отложений определяли методом лазерной дифракции на приборе Analysette 22 comfort (FRITSCH, Германия) и на дифрактометре SALD-2300 (SHIMADZU, Япония) – анализ распределения частиц по размерам <0.25 мм и <2 мм соответственно. При гранулометрическом анализе образцы предварительно обрабатывали ультразвуком в дистиллированной воде (ультразвуковой диспергатор зондового типа Digital Sonifier S250-D, Branson, США; энергия и время диспергации ~500 Дж/мл и 5 мин. соответственно) [9]. Оценку отсортированности отложений проводили по интенсивности пиков и их ширине на половине высоты (полуширина пика) на дифференциальных кривых распределения [24]. Валовой состав (макро- и микроэлементы) воздушно-сухих образцов определяли рентген-флуоресцентным методом (Pioneer S4, Bruker AXS, Германия).

Результаты и обсуждение

Непостоянство режима уровней Амура, скоростей течения и режима твердого стока обуславливает слоистость и микрослоистость его аллювия. Поэтому для получения более достоверной информации о направленности возможного изменения минералогического и вещественного состава отложений в работе рассмотрены наиболее однородные – донные отложения русла (середина реки) и наилки. Отложения были проанализированы соответствующими размерам частиц методами. Отложения русла, представленные преимущественно частицами первичных минералов размером более 0.25 мм, проанализированы без предварительных воздействий. Наилки глинисто-алевритовые по составу дополнительно были проанализированы после их обработки ультразвуком.

Как показал анализ (табл. 1), гранулометрический состав отложений русла на исследуемом участке представлен хорошо отсортированным песком, доминирующая фракция – средний песок 250–500 мкм (интенсивность и полуширина пика – 19–20% и 0.26 соответственно). Отложения пойменных островов (тт. 711 и 712) более дисперсны и менее отсортированы. Преимущественной является фракция мелкого песка (100–250 мкм), ее содержание составляет от 50 до 70% (интенсивность и полуширина основного пика – 8.3–13.8% и 0.31–0.62 соответственно).

Таблица 1. Распределение частиц по размерам в донных отложениях русла и наилках р. Амур (Хабаровский водный узел), %

Номер и положение точек отбора	Объект	Фракция, мкм									
		0–2	2–10	10–50	50–100	<100*	100–250	250–500	500–1000	1000–2000	>2000
т. 709, 3-й км, Средний Амур	ДО	0	0	0	0	0	5.6	75.0	17.9	0	1.5
т. 710, Амурская протока	ДО	0	0	0	0	0	6.6	67.8	17.6	0	8.0
т. 711, 0–10 см	БО	<u>0**</u> 7.5	<u>0</u> 18.6	<u>1.8</u> 20.7	<u>8.8</u> 12.6	11.6	<u>55.2</u> 34.6	<u>30.1</u> 6.0	<u>3.1</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0
10–15 см		<u>6.6</u> 8.7	<u>8.5</u> 25.5	<u>27.3</u> 26.6	<u>15.5</u> 3.8	57.9	<u>35.5</u> 25.2	<u>6.5</u> 10.8	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0
15–20 см		0	0	0	0	0	50.0	47.8	2.2	0	0
т. 712, 0–5 см	БО	0	0	0	0.3	0.3	69.8	27.4	2.5	0	0
5–19 см		<u>5.8</u> 10.0	<u>17.8</u> 29.2	<u>44.5</u> 39.0	<u>21.6</u> 14.1	89.7	<u>10.3</u> 7.7	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0
19–28 см		<u>1.6</u> 14.7	<u>7.9</u> 45.8	<u>32.2</u> 36.2	<u>32.3</u> 2.5	73.9	<u>26.0</u> 0.8	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0
30–35 см		0	0	0	0.8	0.8	42.9	47.6	8.7	0	0
т. 713	Наилки 1	<u>2.2</u> 12.0	<u>9.5</u> 37.4	<u>37.3</u> 38.0	<u>31.3</u> 10.8	80.3	<u>19.7</u> 1.8	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0
т. 713	Наилки 2	<u>2.2</u> 12.2	<u>9.1</u> 37.3	<u>45.7</u> 45.8	<u>29.4</u> 4.2	86.4	<u>13.6</u> 0.5	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0
т. 714	Наилки 3	<u>3.2</u> 11.7	<u>12.1</u> 39.6	<u>41.4</u> 40.1	<u>24.4</u> 6.3	81.0	<u>18.7</u> 2.3	<u>0.2</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0

Примечание. ДО – донные отложения, БО – береговой обрыв, наилки 1–3 – наилки 2012–2014 гг. соответственно,

* – микроагрегатный состав, ** – в числителе микроагрегатный, в знаменателе – гранулометрический состав

Наилки отличаются наименьшими отсортированностью и размером доминирующей фракции (рис. 2, рис. 3б). Для них основной является фракция крупной пыли (10–50 мкм), вклад которой составляет от 37 до 46%. Ей сопутствует фракция тонкого песка (50–100 мкм). Суммарное содержание обеих фракций достигает 65–70%. На дифференциальных кривых (рис. 2а–в) отмечается один пик с максимумом для частиц размера 55–70 мкм невысокой интенсивности в 4–6% и полушириной пика – 0,8–1,1. Следует отметить близкий гранулометрический состав наилок трех последовательных лет отложения (2012–2014 гг.). Наилки 2013 г. отличаются лишь несколько большей отсортированностью, что связано с высокой длительностью стояния воды в пойме.

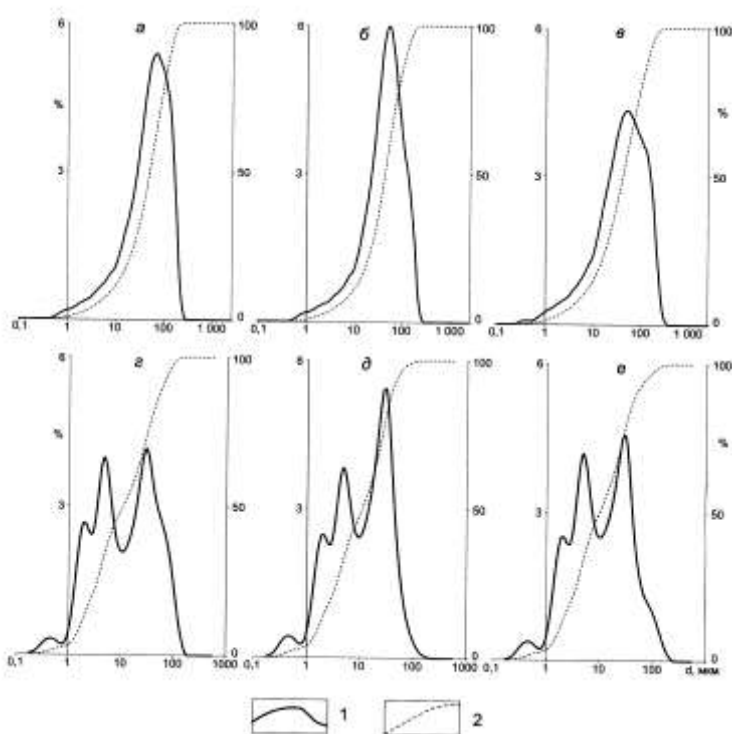


Рисунок 2. Гранулометрический состав наилок Амура в зоне Хабаровского водного узла: 1 – дифференциальные, 2 – интегральные кривые; а, з – т. 713, наил 2012 г.; б, д – т. 713, наил 2013 г.; в, е – т. 714 наил 2014 г.; а–в – анализ без обработки образцов ультразвуком, з–е – после нее

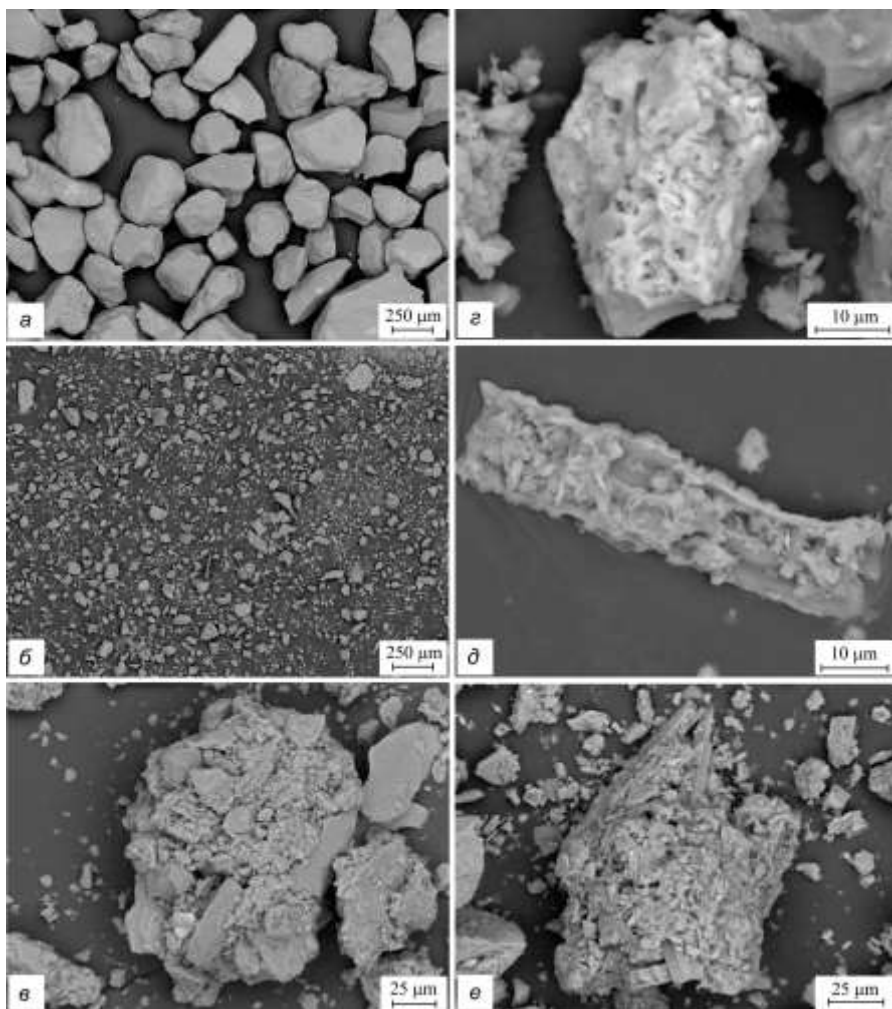


Рисунок 3. Микрофотографии донных отложений (*а*) и наилок Амура (*б–е*) в зоне Хабаровского водного узла: *а* – т. 710, Амурская протока; *б* – т. 713; *в, г* – глинистые микроагрегаты; *д, е* – примеры агрегирования глинистых частиц диатомовыми водорослями (РЭМ)

Данные распределения частиц по размерам для наилок четко подтверждают транзитный характер их перемещения. Содержание частиц <100 мкм составляет 80% и выше. При этом, что крайне важно для характеристики взвешенных наносов Амура и дальнейших

выводов работы, перенос тонких фракций наилок осуществляется, как показал РЭМ анализ, в микроагрегатах (рис. 3в–е). Согласно числу, размеру и составу входящих в микроагрегаты частиц микроагрегаты сложно организованы. Их средний размер в 55–70 мкм соответствует наиболее представительной фракции микроагрегатного состава (рис. 2а–в). Содержание железа в микроагрегатах достигает 1.0–1.5 ат.% (РСМА анализ). Встречаются также «ажурные» глинисто-железистые микроагрегаты с содержанием железа до 15 ат.% (рис. 3г). В агрегации глинистых частиц и образовании части микроагрегатов принимают участие диатомовые водоросли (рис. 3д, е). Полисахариды их пектинового покрытия являются агрегирующим глинистые минералы агентом. Кроме того железа, которым богаты наилки, является одним из основных (после Si и N) регуляторов роста диатомей [18–20].

Обработка образцов ультразвуком приводит к разрушению микроагрегатов и дифференциации материала наилок на четыре фракции 0–1, 1–3, 3–10 и 10–100 мкм (рис. 2г–е), наиболее представительные из которых фракции средней и крупной пыли (с максимумами 5 и 30 мкм соответственно). Фракции крупной пыли и тонкого песка, как и в случае анализа образцов без использования ультразвука, на дифференциальных кривых не разделяются.

Расчет содержания фракций согласно стандартизированной процедуре гранулометрического анализа [1] показал, что после обработки образцов ультразвуком содержание ила и средней пыли возрастает в 3–5 раз (с 2 до 12% и с 9–12 до 37–40% соответственно) за счет фракций тонкого и мелкого песка. Подобная закономерность наблюдается и для погребенных наилок (тт. 711 и 712). Содержание фракций крупной пыли до и после обработки ультразвуком остается практически неизменным. Последнее позволяет утверждать, что основное участие в микроагрегации наилок принимают частицы физической глины (размер частиц <10 мкм). Частицы размера крупной пыли (10–50 мкм) слабо удерживаются в микроагрегатах и переносятся преимущественно транзитом.

Влекомые и взвешенные наносы Амура на исследуемом участке дифференцированы и по валовому составу макро- и микроэлементов. Так, отложения русла характеризуются крайне высоким (до ~85%) содержанием SiO_2 (табл. 2). Содержание Fe_2O_3 и MnO в донных отложениях невелико до 1.0% и 0.04% соответственно. Методами РЭМ анализа было зафиксировано совместное выделение оксидов железа и марганца на зернах кварца и полевых шпатов (рис. 4).

Размер, форма выделений и соотношение в них Fe к Mn зависят от скорости течения и участка реки. При относительно высокой скорости течения (т. 709, 3-й км Средний Амур) на поверхности зерен кварца и полевых шпатов диагностированы тонкие фрагментарные кутаны, состоящие из оксидов Fe и Mn (рис. 4а). Отношение Fe/Mn в них приближается к единице. В протоке Амурская (т. 710), характеризующейся невысокой пропускной способностью и малой скоростью течения, на зернах кластогенных минералов образуются «мощные» Fe-Mn кутаны, состоящие из отдельных микрогранул диаметром 1–2 мкм (рис. 4б). Содержание в них железа на порядок превышает содержание Mn. Это свидетельствует о большей транспортной подвижности оксидов железа в речном потоке по сравнению с оксидами марганца.

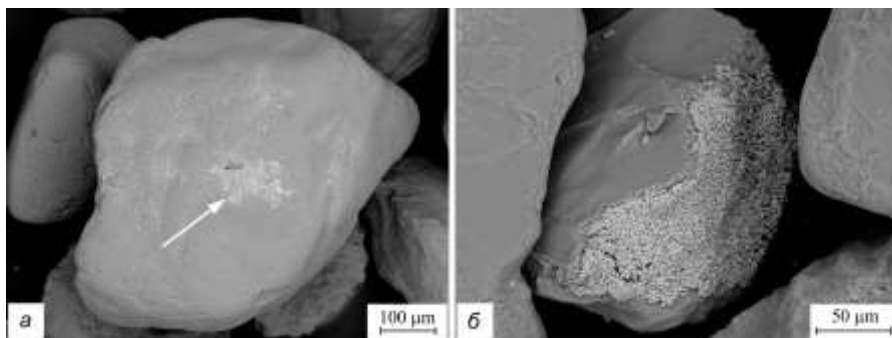


Рисунок 4. Микрофотографии выделений оксидов железа и марганца (стрелка) на зернах кварца и полевых шпатов: *а* – т. 709, 3-й км Средний Амур; *б* – т. 710, Амурская протока (РЭМ).

Наилки отличаются от донных отложений русла существенно меньшим содержанием SiO_2 (59–60%), большим содержанием Al_2O_3 , CaO и MgO (13–14 и 9%, 1.4–1.9 и 0.5–0.6%, 1.5–1.6 и 0.1–0.2% соответственно), что обусловлено их глинисто-алевритовый составом. Содержание в наилках Fe_2O_3 (~5%) высокое, что в большой степени определяет их повышенную микроагрегированность. Следует отметить близкий макроэлементный состав наилок разных лет отложения (2012–2014 гг.). Несколько пониженное содержание Fe_2O_3 в наилках 2013 г. (4.9 и 5.1–5.2% соответственно) вероятнее всего связано с увеличением растворимости соединений железа в восстановительных условиях при длительном затоплении поймы в 2013 г.

Таблица 2. Валовой состав донных отложений русла и наилок р. Амур (Хабаровский водный узел), %

Номер и положение точек отбора	Объект	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	CaO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	S	Σ
т. 709, 3-й км, Средний Амур	ДО	85.34	0.08	9.10	0.55	0.03	0.57	0.11	2.33	3.11	0.02	0.00	101.65
т. 710, Амурская протока	ДО	81.80	0.13	8.98	1.03	0.04	0.53	0.24	2.25	3.05	0.04	0.01	98.45
т. 711, 0–10 см	БО	69.54	0.37	12.32	2.32	0.05	1.15	0.76	3.28	3.05	0.09	0.01	93.29
10–15 см		65.41	0.57	13.21	3.69	0.08	1.18	1.15	2.63	2.73	0.14	0.02	91.14
15–20 см		72.81	0.17	11.65	1.47	0.04	0.94	0.39	3.40	3.37	0.06	0.01	94.67
т. 712, 0–5 см	БО	71.39	0.51	12.02	1.99	0.06	1.73	0.69	3.80	3.05	0.09	0.01	95.71
5–19 см		58.36	0.77	14.14	5.58	0.14	1.36	1.58	1.95	2.46	0.20	0.04	86.90
19–28 см		62.79	0.60	13.16	3.85	0.10	1.49	1.17	3.11	2.69	0.14	0.02	89.43
30–35 см		75.31	0.20	10.55	1.35	0.04	0.94	0.41	3.01	3.08	0.05	0.01	95.33
т. 713	Наилот 1	58.93	0.71	13.63	5.11	0.16	1.93	1.61	2.38	2.51	0.20	0.05	87.55
т. 713	Наилот 2	59.13	0.74	13.45	4.86	0.12	1.47	1.46	2.29	2.46	0.17	0.04	86.51
т. 714	Наилот 3	59.67	0.68	13.85	5.25	0.09	1.44	1.50	2.24	2.49	0.24	0.04	87.82

Примечание. ДО – донные отложения, БО – береговой обрыв, наилки 1–3 – наилки 2012–2014 гг. соответственно

Крайне близки наилки 2012–2014 гг. и по микроэлементному составу (табл. 3), различия между ними статистически не значимы. Они бедны Cr, Cu, Ni, Sr, V и Rb, содержание которых в наилках в 2–3 раза ниже по сравнению с осадочными породами [2]. Напротив, содержание в них Zn, Pb, Co, Y и Yb приближается к средним значениям для осадочных пород. Некоторое превышение отмечается лишь для Zr (250–310 мг/кг), что связано с преобладанием в бассейне Амура гранитно-метаморфических пород и их осадочных производных с эпидот-роговообманковой ассоциацией акцессорных минералов, включающей циркон. Высокие значения содержания Zr в т.712 (поверхностный песчаный слой) обусловлено его накоплением в результате эоловых процессов.

Различаются наилки только мощностью отложений. Так, толщина наилок 2013 г. (т. 713) после катастрофического наводнения в воздушно-сухом состоянии составила 5–7 см, наилок 2012 и 2014 гг. (тт. 713 и 714) – 0.5–1.0 и 0.1–0.3 см соответственно.

Содержание микроэлементов в отложениях русла в связи с их преимущественно кварц-полевошпатовым составом существенно ниже, чем в наилках. Исключение составляют Pb и Y. Их содержание в донных отложениях в 2–3 раза выше, чем в наилках. Это связано с вхождением элементов в состав первичных минералов.

Основу минералогического состава отложений русла, пойменных островов и наилок составляют каркасные минералы – кварц и полевые шпаты (табл. 4). В отложениях русла преобладание каркасных минералов абсолютно – содержание их достигает 95–96%. В наилках по сравнению с донными отложениями содержание каркасных минералов падает до 79–84%, доля кварца в них (каркасных минералах) существенно уменьшается (до 35–50%) и увеличивается доля полевых шпатов, плагиоклазов преимущественно. Своеобразным индикатором изменения условий отложения речных наносов является появление в составе каркасных минералов клиноптилолита. Минерал сходен по строению с полевыми шпатами, но более легкий, его плотность составляет 2.1–2.2 г/см³. Дополнительно к клиноптилолиту диагностируются минералы из группы ленточных и кольцевых силикатов – актинолит и кордиерит. Эти минералы сопутствуют гранатам и принадлежат эпидот-роговообманковой ассоциации акцессорных минералов, в зонах разгрузки происходит их осаждение и концентрирование. Кордиерит в связи с его невысокой устойчивостью в поверхностных условиях (замещается слюдами и хлоритами) встречается реже, чем актинолит: диагностирован он был в трех образцах из десяти.

Таблица 3. Микроэлементный состав донных отложений русла и наилоков р. Амур
(Хабаровский водный узел), мг/кг

Номер и положение точек отбора	Объект	Cr	Cu	Zn	Pb	Co	Ni	Sr	V	Rb	Zr	Y	Yb
т. 709, 3-й км, Средний Амур	ДО	18	0	20	38	10	0	156	0	121	145	7	14
т. 710, Амурская протока	ДО	21	0	30	36	10	0	136	6	127	140	10	13
т. 711, 0–10 см	БО	27	1	47	28	14	8	288	21	122	253	15	8
10–15 см		43	10	71	26	18	20	270	40	121	267	22	6
15–20 см		19	0	33	31	13	3	294	10	129	160	11	9
т. 712, 0–5 см	БО	24	0	33	28	14	3	332	20	105	518	16	9
5–19 см		63	25	98	23	21	35	272	65	120	266	31	4
19–28 см		41	11	71	25	20	18	323	43	118	322	24	6
30–35 см		21	0	31	32	13	2	258	7	120	195	10	10
т. 713	Наилок 1	54	20	84	24	21	26	316	55	114	306	29	4
т. 713	Наилок 2	54	19	83	23	19	27	289	56	118	306	29	4
т. 714	Наилок 3	57	19	90	24	20	27	292	58	114	254	27	4
ОП		100	57	80	20	20	95	450	130	200	200	30	3

Примечание. ДО – донные отложения, БО – береговой обрыв, наилки 1–3 – наилки 2012–2014 гг. соответственно, ОП – средние содержания в осадочных породах [2]

Таблица 4. Минералогический состав донных отложений русла и наилоков р. Амур
(Хабаровский водный узел), %

Номер и положение точек отбора	Объект	Силикаты								
		Каркасные				Слоистые			Ленточные* и кольцевые**	
		Кварц	Калиевые ПШ	Плагиоклаз	Клиноптилолит	Хлорит	Иллит	Каолинит	Актинолит*	Кордиерит**
т. 709, 3-й км, Средний Амур	ДО	64.7	15.2	16.4	0	1.7	2.0	0	0	0
т. 710, Амурская протока	ДО	57.1	19.3	18.3	0	2.3	2.0	1.0	0	0
т. 711, 0–10 см	БО	46.4	17.6	29.4	2.3	0	2.0	0	1.3	1.0
10–15 см		39.5	19.2	26.6	2.1	2.1	7.2	1.0	1.3	1.0
15–20 см		47.5	17.5	29.5	1.5	1.0	3.0	0	0	0
т. 712, 0–5 см	БО	42.4	12.8	30.1	1.9	2.4	3.1	1.0	5.1	1.2
5–19 см		35.5	12.5	26.5	1.2	4.6	15.3	2.3	2.1	0
19–28 см		41.4	11.6	31.2	1.8	3.5	7.9	1.0	1.6	0
30–35 см		37.9	17.6	35.2	1.3	1.1	2.4	1.0	3.5	0
т. 713	Наилок 1	29.1	30.7	22.1	2.1	2.6	6.5	1.0	5.9	0
т. 713	Наилок 2	39.6	19.2	18.3	1.8	5.2	8.7	1.0	6.2	0
т. 714	Наилок 3	42.3	12.3	27.6	1.7	4.5	6.2	1.9	3.5	0

Примечание. ДО – донные отложения, БО – береговой обрыв, наилки 1–3 – наилки 2012–2014 гг. соответственно, ПШ – полевые шпаты

Наибольшие отличия наилков от донных отложений проявляются в содержании слоистых минералов. В донных отложениях их содержание крайне низкое и не превышает 5%. В наилках их содержание существенно больше – от 10 до 15%. В наилках погребенных (тт. 711 и 712, пойменные острова) за счет дополнительной дифференциации тонких фракций в профиле разброс их содержания выше – от 7 до 22%. Анализ образцов в целом (табл. 4) позволяет оценить лишь общее содержание слоистых минералов. Состав слоистых минералов был детализирован после выделения илистой фракции (табл. 5).

Расчет их количественного содержания методом полнопрофильного анализа [24] позволил уточнить и существенно дополнить ранее полученные данные о составе глинистых минералов амурского аллювия. Кроме того, данные минералогического состава позволили объяснить (назвать) причину преимущественного переноса его (аллювия) тонких фракций в микроагрегатах. До настоящего времени считалось, что основную часть глинистых минералов амурского аллювия составляют гидрослюды (иллиты) [6, 16]. Количественный анализ илистой фракции на аппаратуре с высоким угловым разрешением подтвердил данные полуколичественного анализа о высоком содержании в них иллитов (32–42%). Однако доминируют (44–49%) и определяют основу минералогического состава илстых фракций отложений пойменных островов и наилков смешаннослойные иллит-сметиты. Последние в присутствии оксидов железа образуют достаточно устойчивые при транспортировке в водном потоке микроагрегаты [27]. Образование микроагрегатов для иллитов не характерно. Следует отметить, что ранее из смешаннослойных минералов дополнительно к иллит-сметиту были диагностированы каолинит- и хлорит-сметиты [16]. Однако моделирование и расчет суммарной дифракционной картины в присутствии предполагаемых фаз не позволили подтвердить их диагностику.

Вклад остальных глинистых минералов имеет подчиненное значение. Их содержание в порядке убывания составляет: каолинит – 7–13%, хлорит – 5–9%, менее всего сметита ~1% (на пределе обнаружения). Наилки, как и отложения пойменных островов, характеризуются близким минералогическим составом тонких фракций.

Таблица 5. Минералогический состав илистых фракций отложений пойменных островов и наилок р. Амур (Хабаровский водный узел), %

Номер и положение точек отбора	Объект	Иллит	Иллит- сметит	Сметит	Каолинит	Хлорит
т. 711, 0–10 см	БО	40.4	45.9	1.1	7.1	5.6
10–15 см		37.6	49.3	1.0	7.3	4.9
т. 712, 0–5 см	БО	34.3	49.7	1.3	8.5	6.3
5–19 см		41.2	45.5	1.2	7.6	4.5
19–28 см		42.3	44.6	1.1	7.9	4.1
т. 713	Наилок 1	38.9	44.2	1.1	9.1	6.8
т. 713	Наилок 2	32.2	44.0	1.3	13.4	9.2
т. 714	Наилок 3	35.3	48.5	1.1	8.9	6.2

Примечание. БО – береговой обрыв, наилки 1–3 – наилки 2012–2014 гг. соответственно

Последнее неочевидно, но вполне закономерно, поскольку в процессе переноса взвешенные наносы, как собственно и влекомые, неоднократно переотлагаются, что ведет к усреднению состава отложений. Сохранению близкого состава наилок (минералогического, валового и гранулометрического) способствует также перенос их тонких фракций в относительно устойчивых микроагрегатах.

Заключение

Исследования отложений р. Амур в зоне Хабаровского водного узла показали, что их отсортированность и размер доминирующей фракции соответствуют гидрологическим условиям исследуемого участка. Размер доминирующей фракции отложений в ряду «донные отложения русла – отложения пойменных островов – наилки» закономерно уменьшается: средний песок – мелкий песок – тонкий песок с преобладанием крупной пыли соответственно. Наилки (свежие и погребенные) помимо крупной пыли содержат большое количество глинистых минералов до 10–15% и более.

Данные гранулометрического и РЭМ анализов свидетельствуют, что перенос тонких фракций наилок осуществляется преимущественно в микроагрегатах. Средний размер микроагрегатов (55–70 мкм) соответствует наиболее размеру представительной фракции микроагрегатного состава. Микроагрегированность наилок определяется в первую очередь их минералогическим составом, основу которого составляют смешаннослойные иллит-сметтиты. Последние образуют в присутствии оксидов железа достаточно устойчивые при транспортировке в водном потоке микроагрегаты. В образовании части микроагрегатов принимают участие диатомовые водоросли.

Наилки разных лет отложения при разной мощности отложений характеризуются близким гранулометрическим, валовым и минералогическим составом. Последнее неочевидно, но достаточно закономерно, поскольку в процессе переноса как взвешенные наносы, так, собственно, и влекомые, неоднократно переотлагаются, что ведет к усреднению состава отложений. Сохранению близкого состава наилок способствует также перенос их тонких фракций в устойчивых микроагрегатах. Наилки экстремального наводнения 2013 г. при существенно большей мощности отложений (на порядок) отличаются от наилок лет низкой водности Амура лишь несколько большей отсортированностью.

Литература

1. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв и грунтов. М.: Высшая школа, 1973. 400 с.
2. Виноградов А.П. Средние содержания химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // Геохимия. 1962. № 7. С. 555–571.
3. Ганзей С.С., Ермошин В.В., Мишина Н.В. Динамика использования земель в бассейне р. Амур в XX веке // География и природные ресурсы. 2010. № 1. С. 30–38.
4. Данилов-Данильян В.И., Гельфан А.Н. Экстраординарное наводнение в бассейне реки Амур // Вестник Российской Академии Наук. 2014. Т. 84. № 9. С. 817–825.
5. Дугина И.О. Выдающееся наводнение на Амуре 2013 года и его особенности. Взгляд гидролога // Наводнение-2013. Талакан: ОАО РусГидро, 2014. С. 41–57.
6. Ковда В.А., Будакова А.А., Амчиславская А.Г., Зимовец Б.А., Корнблум Э.А. Отчет о почвенно-мелиоративных исследованиях бассейна р. Амур. Амурская комплексная экспедиция. М: АН СССР, Почв. Ин-т им. В.В. Докучаева, 1960. Т. 1. 381 с.
7. Махинов А.Н., Чалов Р.С., Чернов А.В. Направленная аккумуляция наносов и морфология русла Нижнего Амура // Геоморфология. 1994. № 4. С. 70–78.
8. Махинов А.Н. Современное рельефообразование в условиях аллювиальной аккумуляции. Владивосток: Дальнаука, 2006. 232 с.
9. Милановский Е.Ю., Хайдапова Д.Д., Поздняков А.И., Тюгай З.Н., Початкова Т.Н., Черноморченко Н.И., Манучаров А.С. Практикум по физике твердой фазы почв. М.: Гриф и К°, 2011. 62 с.
10. Наставления гидрометеорологическим станциям и постам. Вып. 2, ч. II. Л.: Гидрометеиздат, 1975. 263 с.
11. Ресурсы поверхностных вод СССР. Т. 18. Дальний Восток. Вып.1. Верхний и Средний Амур. Л.: Гидрометеиздат, 1966. 780 с.
12. Руководство по гидрологической практике. Л.: Гидрометеиздат, 1975. 513 с.
13. Сиротский С.Е., Харитонов Г.В., Ким В.И., Климин М.А., Чижикова Н.И., Тюгай З.Н., Коновалова Н.С., Уткина Е.В. Гранулометрический и микроэлементный состав донных отложений реки Амур в среднем и нижнем течении // Тихоокеанская геология. 2014. Т. 33. №3. С. 88–98.
14. Харитонов Г.В., Сиротский С.Е., Чижикова Н.П., Коновалова Н.С., Манучаров А.С., Тюгай З.Н., Уткина Е.В. Микроэлементы во

фракциях донных отложений р. Амур // Литология и полезные ископаемые. 2014. № 3. 207–219.

15. Чижикова Н.П., Харитонов Г.В., Матюшкина Л.А., Сиротский С.Е. Минералогический состав тонкодисперсной части почв среднего и нижнего Приамурья, донных отложений и взвесей реки Амур // Почвоведение. 2004. № 8. С. 1000–1012.

16. Чижикова Н.П., Сиротский С.Е., Харитонов Г.В., Манучаров А.С., Коновалова Н.С., Уткина Е.В. Минералогический и химический состав тонкодисперсной части донных отложений р. Амур // Почвоведение. 2011. № 7. С. 848–860.

17. Шалдыбин М.В., Кирилук О.К., Дембовецкий А.В., Лопушняк Ю.М., Коновалова Н.С., Уткина Е.В., Харитонов Г.В. Минералогический состав почв бугров Бэра Даурии // Тихоокеанская геология. 2014. Т. 33. №6. С. 111–126.

18. Brzezinski M.A. Mining the diatom genome for the mechanism of biosilification // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 2008. V. 105. № 5. P. 1391–1392.

19. De Jonge M.D., Vogt S. Hard X-ray fluorescence tomography – an emerging tool for structural vizalization // Current Opinion in Structural Biology. 2010a. V. 20. P. 606–614.

20. De Jonge M.D., Holzner C., Baines S.B. et al. Quantitative 3D elemental microtomography *Cyclotella meneghiniana* at 400-nm resolution // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 2010b. V. 107(36). P. 15676–15680.

21. Förstner U., Wittmann G.T.W. Metal Pollution in the Aquatic Environment. Berlin: Springer, 1983. 486 p.

22. Kim V.I. Hydrological regime of the Amur River and changes caused by economic activities // Report on Amur-Okhotsk Project. № 6. Japan (Kyoto): Research Inst. for Humanity and Nature, 2010. P. 129–138.

23. Moor J., Ramamoorthy S. Heavy Metals in Natural Waters: Applied Monitoring and Impact Assessment. N. Y.: Springer, 1984. 288 p.

24. Moore D.M., Reynolds R.C., Jr. X-ray Diffraction and the Identification and Analysis of Clay Minerals. Oxford, New York: Oxford University Press, 1997. 378 p.

25. Second assessment of transboundary rivers, lakes and ground waters. Part IV. Chapter 2. Drainage basins of the sea of Okhotsk and sea of Japan. Geneva: United Nations, 2011. P. 99–106.

26. Sparks D.L. Toxic metals in the environment: the role of surfaces // Elements. 2005. V. 1. P. 193–197.

27. Sposito G. The surface chemistry of soils. N.Y.: Oxford Univ. Press, 1984. 234 p.

ПОКРОВНЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ АМУРО-ТУНГУССКОГО МЕЖДУРЕЧЬЯ – БИОГЕОХИМИЧЕСКИЙ БАРЬЕР ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

Кулаков В.В.¹, Штенгелов Р.С.²

¹ИВЭП ДВО РАН, г. Хабаровск,

²Геологический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, г. Москва,

Введение

Проблема качества подземных вод на участках проектируемых водозаборов и эксплуатируемых месторождений для обеспечения централизованного питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения населения является весьма актуальной в связи с риском их микробиологического и химического загрязнения.

Формирование качественного состава подземных вод происходит при инфильтрации атмосферных осадков через покровные отложения, слагающих зону аэрации водоносного горизонта, на площади месторождений и привлечении речных вод при формировании воронки депрессии от работы водозаборов.

Целью работы является анализ особенностей функционирования в междуречье Амура и Тунгуски биогеохимических барьеров, в зоне аэрации водоносного горизонта и на контакте речные – подземные воды [6].

Объекты и методы

Объектом исследования является Тунгусское месторождение подземных вод, разведенное для водоснабжения г. Хабаровск в 2000 году. Месторождение расположено в центральной части Среднеамурского артезианского бассейна в междуречье рек Амур и Тунгуска [3, 4].

Поверхность равнины в междуречье рек заболочена, очень ровная, практически горизонтальная с перепадами высот до 0.5 м. Абсолютные отметки поверхности колеблются в пределах от 39 до 40 м. В период катастрофического наводнения в 2013 году территория участка была затоплена [5]. Гидрографическая сеть участка включает на севере основную акваторию р. Тунгуска с многочисленными старицами и протоками, на востоке – протоку Пемзенскую р. Амур, на юге – основную акваторию р. Амур с мелкими заливами и протоками, периодически функционирующими в летний период года. Многолетняя

мерзлота на территории участка отсутствует, максимальная глубина сезонного промерзания грунтов составляет 2.7 м.

Из керна буровых скважин в период разведки Тунгусского месторождения (1997 - 2000 годы) были отобраны пробы для определения гранулометрического состава аллювиальных отложений [4]. Гранулометрический анализ произведен в лабораториях НТЦ «Дальгеоцентр» и Хабаровскгеология. Гранулометрический состав связных грунтов анализировался ареометрическим и пипеточным методами. Дисперсные несвязные породы анализировались ситовым, а фракции менее 0.01 мм – ареометрическим и пипеточным методом. Анализ проведен с определением содержания фракции <0.001 мм.

По гранулометрическому составу преобладают пески пылеватые, мелко-тонкозернистые, часто гравелистые. Для определения минералогического состава песков были взяты навески из фракции 1–0.01 мм. Минералогический анализ произведен для проб трех скважин. Пески по минералогическому составу полевошпатово-кварцевые с преимуществом кварцевых частиц.

Установлено 4–х – 5-слойное строение разреза рыхлых отложений на Тунгусском месторождении (сверху – вниз):

1. Водоупорный верхне-неоплейстоценовый-голоценовый аллювиальный и озерно-аллювиальный горизонт, сложенный суглинками, глинами, реже супесями с включением тонких прослоев песков. В его разрезе по данным ВЭЗ выделяется два геоэлектрических подгоризонта – сезонной мерзлоты с удельными сопротивлениями 310 – 4493 Ом.м, мощностью 1,5 – 4 м, и талых пород с удельным сопротивлением 14 – 300 Ом.м, мощностью 4 – 17 м.

2. Водоносный плиоцен-четвертичный комплекс, сложенный песками с гравием и галькой и линзами супесей и суглинков. В его разрезе выделяются два геоэлектрических подгоризонта: с удельным сопротивлением 218 – 1366 Ом.м, мощностью 40 – 70 м, и 106 – 320 Ом.м, мощностью 10 – 70 м.

3. Относительно водоупорный миоценовый ушумунский комплекс, сложенный алевритами с прослоями бурых углей и песков со значениями удельного сопротивления 13 – 145 Ом.м.

Основной водоносный горизонт представлен плиоцен-четвертичными аллювиальными отложениями приамурской свиты (пески, гравийники с галькой, с включением линз супесей, суглинков и песчаников), мощностью до 65 м. С поверхности он перекрыт покровными суглинками.

Уровень подземных вод в районе залегает под подошвой покровных суглинков на глубине от 3.5 до 7.0 м.

Подземные воды приурочены к плиоцен-четвертичным аллювиальным отложениям, представленными в верхней части (до глубины 20–25 м) преимущественно тонкими песками, с невыдержанными в плане и разрезе включениями и линзами глин и среднезернистых песков с гравием и галькой.

Питание подземных вод водоносной толщи неоген-четвертичных отложений в естественных условиях осуществляется за счет затрудненной инфильтрации атмосферных осадков на площади месторождения, а также за счет поглощения части поверхностного стока рек Амур и Тунгуска при прохождении на них половодья и паводков. Разгрузка подземных вод происходит в русло Амура и Тунгуски (скрытая субаквальная разгрузка).

Формирование качественного состава подземных вод водоносного горизонта в аллювиальных отложениях междуречья происходит в зоне свободного активного водообмена [2]. С этим связана невысокая минерализация воды ($0.2\text{--}0.3\text{ г/дм}^3$). Воды гидрокарбонатные со смешанным катионным составом. Карбонатная жесткость изменяется от 1.1 до 1.7 моль/м^3 , некарбонатная жесткость практически равна нулю. Перманганатная окисляемость составляет $0.4\text{--}3.4\text{ мгO}_2/\text{дм}^3$. Концентрация H_4SiO_4 в воде изменяется от 30 мг/дм^3 до 65 мг/дм^3 , общего железа (в основном, в форме Fe^{2+}) от 15 мг/дм^3 до 25 мг/дм^3 . Содержание нитритов не превышает 0.01 мг/дм^3 , нитратов – 0.4 мг/дм^3 , карбонаты в воде не обнаружены. Концентрация фтора в воде составляет $0.04\text{--}0.15\text{ мг/дм}^3$. Содержание иона аммония не превышает $1\text{--}2\text{ мг/дм}^3$, содержание свободной двуокиси углерода изменяется от 120 мг/дм^3 до 220 мг/дм^3 , концентрация агрессивной уголекислоты достигает $55\text{--}90\text{ мг/дм}^3$. Концентрация ионов водорода (рН) изменяется в пределах от 6.0 до 6.35. Окислительно-восстановительный потенциал (Еh) подземных вод находится в пределах от минус 100 до плюс 100 mV (преимущественно от минус 50 до плюс 50 mV). В вертикальном разрезе и по площади Тунгусского месторождения химический состав подземных вод существенно не меняется, за исключением уменьшения содержаний железа и марганца и некоторого роста концентраций кремния с глубиной.

Результаты и обсуждение

Покровные отложения Амуро-Тунгусского междуречья, залегающие на глубину до уровня подземных вод, являются

естественным биогеохимическим барьером, препятствующим их загрязнению. При фильтрации вод через толщу покровных отложений (суглинки, супеси, пески тонкозернистые пылеватые) в зоне аэрации за счет работы микробных комплексов проходят активные биогеохимические процессы. При замедленной фильтрации растворенный кислород полностью расходуется на окислительные процессы, и по достижении уровня подземных вод среда меняется с окислительной на восстановительную.

При обосновании зон санитарной охраны Тунгусского водозабора защитные свойства покровных отложений оценены по времени фильтрации атмосферных осадков и других поверхностных вод через толщу покровных отложений до уровня подземных вод [1, 4]. Размеры поясов зон санитарной охраны (ЗСО) определены, исходя из условий недопущения попадания микробного (II пояс) и химического (III пояс) загрязнения в проектируемый водозабор за расчетный срок 400 и 10000 суток соответственно.

При использовании Тунгусского месторождения подземных вод возможны два принципиально разных гидродинамических пути загрязнения эксплуатируемой водоносной толщи:

а) с поверхности земли или водоемов на заболоченной поверхности, когда миграция происходит через покровные суглинистые отложения, обладающие защитными свойствами;

б) из рек Амур (протока Пемзенская) и Тунгуска, имеющих непосредственную связь с эксплуатируемой водоносной толщей, поверхностные воды которых участвуют в балансе эксплуатационного водоотбора в виде привлекаемых ресурсов при эксплуатации скважинного водозабора.

В естественных условиях верхние покровные отложения в значительной степени осушены – на 50% мощности и более, а при эксплуатации Тунгусского месторождения в зоне непосредственного влияния водозабора (в радиусе 1.5 – 2.0 км) – на 100%. В этих условиях миграция загрязняющих веществ в покрове носит характер инфильтрационного просачивания, далее в водоносной толще перенос осуществляется с фильтрационным потоком.

Защитные свойства покрова в этом случае можно охарактеризовать временем просачивания t_w в ненасыщенной зоне со скоростью инфильтрации w , оцениваемого по зависимости:

$$t_w = \frac{nm}{\sqrt[3]{w^2 k}}, \quad (1)$$

где n – активная пористость; m , k – мощность и коэффициент фильтрации пород зоны аэрации соответственно.

Из поверхностных водотоков, прорезающих покровные суглинки, загрязнение может поступать непосредственно в эксплуатируемую водоносную толщу. Следует отметить, что в слоистой водоносной системе миграционный поток характеризуется достаточно сложным характером и пространственно-изменчивой структурой. В водонасыщенных породах на границе раздела «поверхностные воды реки и подземные воды водоносного горизонта» формируется биогеохимический барьер, на котором достаточно быстро из-за расходования растворенного кислорода на окислительные процессы в пласте окислительная обстановка сменяется на восстановительную.

Для оценки времени миграции через покровные суглинки средней мощностью 5 м по зависимости (1) расчетное значение коэффициента пористости принято равным 0,1, а коэффициента фильтрации – 0,03 м/сутки (по данным откачек из скважин на 352 кусте). Питание подземных вод за счет инфильтрации атмосферных осадков составляет порядка 50 мм в год.

Тогда:

$$t_w = \frac{0,1 \cdot 5 \text{ м}}{\sqrt[3]{(1,5 \cdot 10^{-4} \text{ м/сут})^2 \cdot 0,03 \text{ м/сут}}} \approx 570 \text{ сут.}$$

Это означает, что покровные отложения обеспечивают защиту подземных вод водоносного горизонта от бактериального загрязнения с поверхности земли.

Для обеспечения большей надежности расчетов следует рассмотреть вариант возможного поступления бактериального загрязнения с поверхности (например, с хозяйственно-бытовых объектов, сооруженных со срезкой покровных суглинков в непосредственной близости от водозабора).

В этом случае расчет времени и характера продвижения загрязнения проведен с помощью моделирования. Для обеспечения дополнительной жесткости оценок расчеты загрязнения проведены при максимальном, наиболее «неблагоприятном», значении водопроводимости верхней части водоносной толщи в 1280 м²/сутки, полученном по данным опытно-фильтрационных работ на разведочных скважинах. Расчетное значение коэффициента активной пористости для

преимущественно песчаного разреза водоносной толщи принято равным 0.2. Модельные траектории движения частиц загрязнения, попавших на свободную уреченную поверхность подземных вод в зоне 100 м от линии водозаборных скважин (в пределах расчетного блока сетки), оценены на время 400 суток. По результатам гидродинамического моделирования даже при высоких значениях фильтрационных параметров верхней части продуктивной водоносной толщи за расчетное время 400 суток потенциальное загрязнение водозаборных скважин не достигает.

Следует также отметить, что расчет проведен без учета дополнительного времени задержки на преодоление образовавшейся вблизи водозабора зоны аэрации в верхней осушенной части водоносной толщи. По результатам прогнозных оценок ее мощность в зоне максимального воздействия водоотбора (в радиусе 1 км) составляет от 1 м до 8 м, в среднем составляя 4–5 м. Дополнительное время задержки, рассчитанное по формуле (1) с коэффициентом пористости песчаных пород 0.2 и значении коэффициента фильтрации 61 м/сутки, составило 180 суток.

Таким образом, приведенные оценки показывают, что перекрывающие эксплуатируемый пласт водоносные и покровные отложения обеспечивают его защиту от бактериального загрязнения с поверхности. Опасность бактериального загрязнения не подтверждается также при поступлении загрязненных стоков сразу на границу зоны аэрации и подземных вод водоносного горизонта в непосредственной близости от водозабора (даже при жесткой постановке проведенных расчетов). Важно подчеркнуть хорошие защитные свойства покровных отложений, поэтому их удаление (выработка) в результате строительных мероприятий является крайне нежелательным.

Результаты модельных оценок распространения загрязнения по кратчайшему пути со стороны р. Амур (протоки Пемзенская) в стационарном потоке подземных вод при работе водозабора показывают, что за расчетный срок в 400 суток загрязнение водозаборных скважин не достигает. При этом структура потока такова, что фронт распространения загрязнения движется преимущественно по среднему пласту водоносной толщи, обладающему наиболее высокими фильтрационными свойствами.

Расчетная плановая конфигурация III пояса зоны санитарной охраны водозабора (ЗСО) согласуется с гидродинамическим модельным решением. Границы III пояса ЗСО отстоят от линии водозабора на 6–6.5 км в северном, юго-западном и западном направлениях и захватывают большую часть протоки Пемзенской и участок р. Амур

выше Владимировки. Приведенные расчеты имеют значительный «запас надежности» за счет упрощения общей структуры потока, что проявляется в возможном завышении размеров III пояса ЗСО. Учитывая возможную площадную неоднородность фильтрационных параметров продуктивной водоносной толщи, такой подход является оправданным.

Заключение

В настоящее время на водозаборах хозяйственно-питьевого водоснабжения регламентирована организация трех поясов зоны санитарной охраны (ЗСО) – I, II и III. Для водозаборов из поверхностных источников (рек, озер) границы и размеры ЗСО рассматриваются только в плане. Для водозаборов подземных вод эти зоны обычно размещают по площади вокруг водозабора.

При наличии объективного гидрогеоэкологического обоснования можно использовать защитные свойства зоны аэрации и слабопроницаемых горизонтов, т.е. размещать ЗСО в объеме геологического разреза горных пород (водопроницаемых и водупорных) в пределах участка, окружающего водозаборные сооружения (рабочие части фильтров в скважинах, колодцах). При этом размеры поясов ЗСО могут практически совпадать, т.е. в плане на поверхности земли граница I-го пояса ЗСО вокруг водозабора подземных вод может совпадать с границей II-го и даже – III-го пояса ЗСО.

Расчеты, выполненные с «запасом прочности», показывают достаточно надежную естественную защищенность Тунгусского водозабора подземных вод от бактериального загрязнения (при расчетном сроке жизнедеятельности микроорганизмов 400 суток). Это означает, что специальная организация II пояса зоны санитарной охраны первой очереди водозабора на Тунгусском месторождении не требуется, и его границы совпадают с границами I пояса строгого режима.

Литература

1. Козлов С.А., Кулаков В.В., Гриневский С.О., Штенгелов Р.С. Гидрогеоэкологическое обоснование и организация санитарно-защитных зон подземных вод на водозаборах хозяйственно-питьевого назначения востока России // Тезисы докладов 5-го международного конгресса ЭКВАТЭК-2002 «Вода: экология и технология», 4 – 7 июня 2002. М.: Сибкиоинтернешл, 2002, с. 194–195.
2. Кулаков В.В. Геохимия подземных вод Приамурья. Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 2011. 254 с.

3. Кулаков В.В. Геоэкологические проблемы использования подземных вод Приамурья // Подземная гидросфера: Мат-лы Всерос. совещ. по подземным водам востока России. Иркутск: ООО «Географ», 2012. С.464–468.

4. Кулаков В.В. Тунгусское месторождение некондиционных подземных вод для водоснабжения Хабаровска – от выбора объекта до начала эксплуатации // Мат-лы междунар. науч. конф. к 60-летию со дня основания кафедры гидрогеологии МГУ им. Ломоносова «Гидрогеология сегодня и завтра: наука, образование, практика», Москва, 22-24 мая 2013 г. М.: МАКС Пресс, 2013. С. 449–455.

5. Махинов А.Н., Ким В.И., Воронов Б.А. Наводнение в бассейне Амура 2013 года: причины и последствия // Вестник ДВО РАН. № 2. 2014. С. 5–14.

6. Сиротский С.Е., Макаренченко Е.А., Макаренченко М.А., Медведева Л.А. Оценка качества вод бассейна реки Амур по гидробиологическим показателям // Мат-лы междунар. эколог. конф. и II краевой конф. по охране природы «Амур на рубеже веков. Ресурсы, проблемы и перспективы». Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 1999. Ч. 1. С. 36–38.

ВЛИЯНИЕ ГИДРАВЛИЧЕСКОЙ НЕОДНОРОДНОСТИ НА АКТИВНОСТЬ БИОТРАНСФОРМАЦИИ НЕФТЕПРОДУКТОВ В ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ

Фишер Н.К., Кулаков В.В.

ИВЭП ДВО РАН, г. Хабаровск

Ключевые слова: Подземные воды, загрязнение, нефтепродукты, биodeградация, акцепторы электронов, литологический состав

В последнее время в связи с переводом водоснабжения с поверхностных источников на подземные все большее внимание привлекают процессы, происходящие в подземных водах при их загрязнении. До сих пор нет полного понимания того, какие факторы контролируют самоочищение подземных вод, и что влияет на скорость биodeградации загрязняющих веществ. При попадании загрязнения в подземные воды наиболее активно процессы самоочищения происходят на передней границе шлейфа загрязнения, где отмечается аэробная биodeградация (Bauer et al., 2008). По направлению к ядру загрязнения за счет микробиологических процессов происходит последовательная смена окислительно-восстановительных реакций, что приводит к снижению рН и Eh и развитию анаэробных процессов. Здесь анаэробная биodeградация загрязнения сопровождается процессами потребления нитратов, восстановлением марганца, железа, сульфатов, уголекислоты, азота (Таблица).

Ключевым фактором, влияющим на биотрансформацию и биodeградацию нефтепродуктов в подземных водах, является доступность акцепторов электронов: ионы NO_3^- и SO_4^{2-} , Fe (III), Mn (IV), CO_2 (Фишер, Кулаков, 2014, 2015; Bauer et al., 2009). Приток акцепторов электронов в подземных водах обеспечивается за счет перпендикулярной и параллельной дисперсии (Bauer et al., 2008). При этом поперечная дисперсия на передней границе шлейфа загрязнения играет главную роль в смешивании растворенных акцепторов электронов, таких как O_2 , NO_3^- и SO_4^{2-} , и доноров электронов, например, нефтепродуктов. Кроме того, акцепторы и доноры электронов могут вместе сосуществовать, например, в случае поступления Fe (III), Mn (IV) из твердой фазы (Bauer et al., 2009). В однородных песчаных и гравийных отложениях поперечная дисперсия достаточно мала и перемешивание акцепторов и доноров электронов ограничивается сравнительно небольшими

участками (Luckner, Schestakow, 1991). Тем не менее, водовмещающие породы характеризуются неоднородным литологическим составом с чередованием зон высокой и низкой проводимости.

Таблица. Окислительно-восстановительные процессы в закрытых термодинамических системах (Luckner, Schestakow, 1991)

Процесс	Реакция
Аэробное дыхание	$CH_2O + O_2 \rightarrow H_2O + CO_2$
Денитрификация	$CH_2O + NO_3^- + H^+ \rightarrow N_2 + H_2O + CO_2$
Восстановление Mn (IV)	$CH_2O + MnO_2 + H^+ \rightarrow Mn^{2+} + H_2O + CO_2$
Восстановление Fe (III)	$CH_2O + Fe(OH)_3 + H^+ \rightarrow Fe^{2+} + H_2O + CO_2$
Сульфатредукция	$CH_2O + SO_4^{2-} + H^+ \rightarrow HS^- + H_2O + CO_2$
Образование метана	$CH_2O + CO_2 + H^+ \rightarrow CH_4 + CO_2$
Азотфиксация	$CH_2O + H_2O + N_2 + H^+ \rightarrow NH_4^+ + CO_2$

В Хабаровском крае интенсивное загрязнение геологической среды нефтепродуктами отмечается в районе г. Комсомольск-на-Амуре, где их содержание в отдельных скважинах превышает ПДК в 1000 раз и более (Архипов, Козлов, 2007). Изученность процессов загрязнения подземных вод в регионе характеризуется как крайне слабая. Кроме того, вопросы устойчивости подземных вод к загрязнению и способность их к самоочищению практически не рассматриваются.

Целью исследования было выявить влияние неоднородности литологического состава водовмещающих пород на интенсивность процессов биodeградации нефтепродуктов. В качестве объекта выбраны подземные воды плиоцен-четвертичного озерно-аллювиального водоносного горизонта Среднеамурского артезианского бассейна. Исследования проводились в районе рекультивированного полигона промышленных отходов на расстоянии 0, 91, 222, 317 м ниже по направлению движения подземных вод (рис. 1).

Территория полигона расположена на надпойменной террасе реки Амур, сложенной аллювиально-пролювиальными отложениями. Для них характерна частая смена литологического состава пород в плане и разрезе. Водовмещающие породы представлены галечниками с песчаными, супесчаными и суглинистыми заполнителями, суглинками и супесями с галькой и гравием, тонкими прослоями песка и техногенными образованиями (рис. 2).

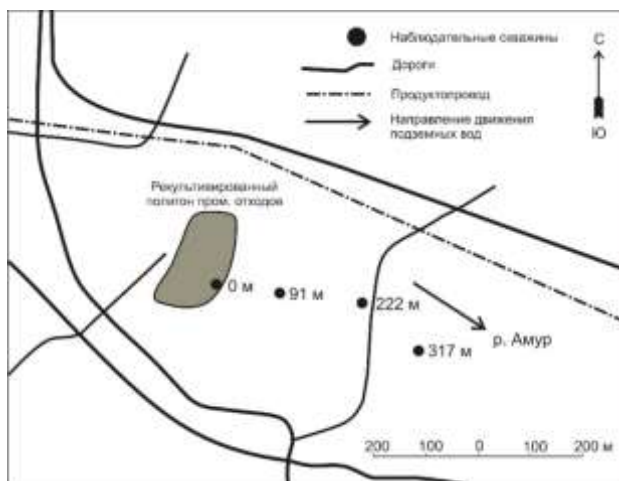


Рис. 1. Карта-схема района исследований.

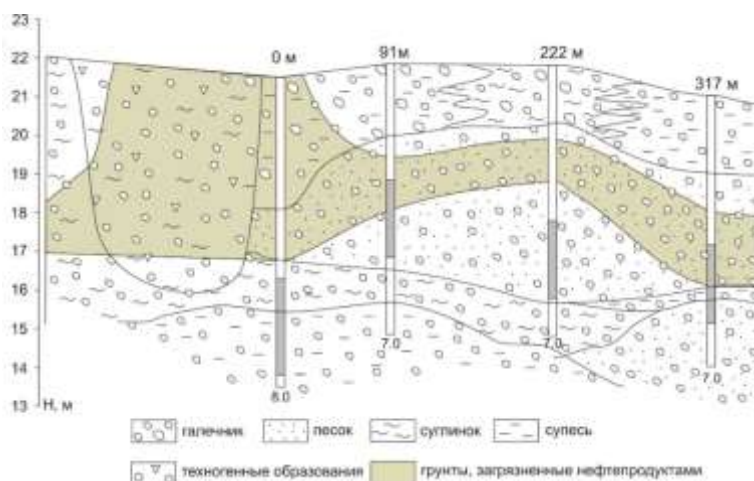


Рис. 2. Эколого-гидрогеологический разрез территории исследований.

При использовании метода геохимических индикаторов (Фишер, Кулаков, 2015) было установлено, что активность микробного сообщества, участвующего в биотрансформации и биodeградации нефтепродуктов *in situ*, в большей степени зависела от поступления акцепторов электронов.

Наиболее активные процессы самоочищения подземных вод отмечены непосредственно у полигона промышленных отходов (рис. 3).

Об этом свидетельствует интенсивное образование гидрокарбонатов в результате выделения углекислоты во время биотрансформации нефтепродуктов. Водовмещающие породы у полигона характеризуются как проницаемые и представлены галечником с переменным наполнением – супесь, суглинок и песок. На данном участке акцепторами электронов преимущественно выступают ионы NO_3^- , которые поступают из захороненных отходов, чему способствует хорошая проницаемость пород. Здесь отмечается высокая концентрация как NO_3^- (до 80 мг/л), так и образовавшегося в результате анаэробной биотрансформации нефтепродуктов NH_4^+ (до 71,5 мг/л). В меньшей степени в качестве акцепторов электронов на данном участке микроорганизмы используют Fe (III), Mn (IV).

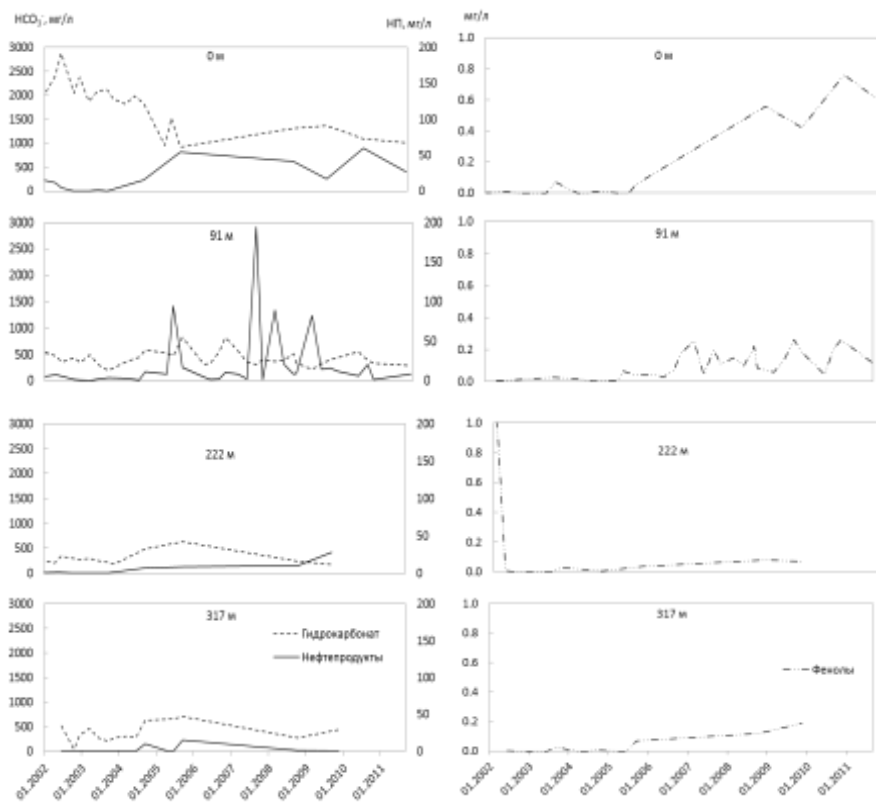


Рис. 3. Динамика содержания нефтепродуктов, фенолов и гидрокарбонатов в подземных водах.

Ниже по движению подземных вод водовмещающие породы высокопроницаемые и представлены преимущественно галечником с песком с небольшими включениями суглинков и супеси. Высокопроницаемые породы способствуют активному распространению не только нефтепродуктов (рис. 3), но и ионов NH_4^+ . Несмотря на схожий литологический состав водовмещающих пород, распространение нефтепродуктов и их ароматической составляющей – фенолов, в скважинах (91, 222 и 317 м от полигона промышленных отходов) различалось (рис. 3). Максимальное их содержание отмечено в скважине, расположенной на расстоянии 91 м. Здесь же отмечены и наиболее активные процессы самоочищения подземных вод. При этом микроорганизмы использовали акцепторы электронов природного происхождения – Fe (III), Mn (IV), которые содержатся в породах водоносного горизонта и зоны аэрации. Подъем уровней подземных вод приводил к активизации биотрансформации нефтепродуктов за счет активного поступления Fe (III), Mn (IV) из зоны аэрации (Фишер, Кулаков, 2014), чему способствовала высокая проницаемость пород. Корреляционная связь образования Fe (III), Mn (IV) и HCO_3^- возрастала до 0,95 и 0,97 соответственно (Фишер, Кулаков, 2015), что свидетельствует о преимущественном использовании микроорганизмами Fe (III), Mn (IV) при анаэробной деградации нефтепродуктов на данном участке.

Исследования показали, что, при близком литологическом составе водовмещающих пород, распространение нефтепродуктов различалось. Хорошая проницаемость пород непосредственно у полигона промышленных отходов способствовала активному поступлению из захороненных отходов ионов NO_3^- , которые микроорганизмы использовали при деструкции нефтепродуктов. Ниже полигона сезонный подъем уровней подземных вод приводил к активизации процессов самоочищения за счет поступления акцепторов электронов природного происхождения – Fe (III), Mn (IV). Этому способствовала высокая проницаемость пород как водоносных горизонтов, так и зоны аэрации.

Работа выполнена в рамках проектов 14-III-B-09-218, 15-II-6-013 комплексной программы фундаментальных исследований Дальневосточного отделения РАН «Дальний Восток».

Литература

1. Архипов Б.С., Козлов С.А. Загрязнение подземных вод на территории ДВФО // Разведка и охрана недр. № 7. 2007. С. 86–88.

2. Фишер Н.К., Кулаков В.В. Особенности загрязнения подземных вод нефтепродуктами в период обильных осадков // Чтения памяти Владимира Яковлевича Леванидова. Вып. 6. Владивосток : Дальнаука. 2014. С. 719–722.

3. Фишер Н. К., Кулаков В. В. Роль Fe^{3+} и Mn^{4+} в биотрансформации нефтепродуктов северной части Среднеамурского артезианского бассейна // Фундаментальные и прикладные проблемы гидрогеологии: материалы Всероссийского совещания по подземным водам Востока России (XXI Совещания по подземным водам Сибири и Дальнего Востока с международным участием), г. Якутск, 22-28 июня 2015 г. [отв. Ред.: д.г.-м.н. С.В. Алексеев, д.г.-м.н., проф. В.В. Шепелёв]. – Якутск: Изд-во Института мерзлотоведения им. П.И. Мельникова СО РАН, 2015. С. 436–440.

4. Bauer R.D., Maloszewski P., Zhang, Y., Meckenstock R.U., Griebler C. Mixing-controlled aerobic and anaerobic biodegradation of toluene in porous media — results from two-dimensional laboratory experiments // Journal of Contaminant Hydrology. 2008. Vol. 96, 150–168.

5. Bauer R.D., Rolle M., Bauer S., Eberhardt C., Grathwohl P., Kolditz O., Meckenstock R.U., Griebler C. Enhanced biodegradation by hydraulic heterogeneities in petroleum hydrocarbon plumes // Journal of contaminant hydrology. 2009. V. 105. N 1-2. P. 56–68.

6. Luckner L., Schestakow W. Migration processes in the soil and groundwater zone / Lewis Publishers, INC. USA, Michigan. 1991. P. 485.

БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ИНДИКАЦИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

Ивашов П. В.

ИВЭП ДВО РАН, г. Хабаровск

E-mail: ivep@ivep.as.khb.ru

Ключевые слова: биогеохимия, биогеохимическая индикация, окружающая среда, тяжелые металлы.

Key words: biogeochemistry, a biogeochemical indication, environment, heavy metals.

Разведка и разработка рудных месторождений и последующее горнорудное производство в районах пионерного и нового освоения неизбежно сопровождаются рассеянием и концентрацией тяжелых металлов в компонентах окружающей среды. Поэтому необходимы новые подходы к экологической оценке техногенных потоков тяжелых металлов в ландшафтах и экосистемах в местах функционирования промышленных объектов горнорудного комплекса. В этом смысле прикладные аспекты биогеохимии как науки могут найти широкое применение в изучении загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами. Наиболее перспективным в этом отношении является биогеохимический метод, который первоначально был разработан для поисков рудных месторождений полезных ископаемых [1–4, 6, 7, 10].

Метод основан на определении химических элементов (металлов) в золе органов и частей растений (листья, хвоя, ветви, кора, древесина, корни, плоды). На участках местности, где имеются рудные залежи, в растениях возникают повышенные (аномальные) концентрации металлов по сравнению с фоновыми или кларковыми содержаниями, т.е. при отсутствии оруденения. Это общая закономерность и она установлена практически для всех металлов Периодической системы элементов Д.И. Менделеева, в том числе радиоактивных (уран, торий и др.), благородных (серебро, золото, платина и др.), редкоземельных (иттербий, лантан, церий и др.), токсичных, т.е. вредных для живых организмов и человека (ртуть, кадмий, мышьяк, свинец, цинк, хром и др.) Аномальные концентрации металлов возникают как в дикорастущих, так в культурных растениях, в том числе и в тех, которые сами или их плоды используются в качестве пищевых продуктов.

Аналогичная картина накопления растениями металлов наблюдается на участках, где образованы так называемые техногенные потоки химических элементов, формирующиеся в местах размещения объектов промышленных производств – ГОКов, обогатительных фабрик, хвостохранилищ, предприятий по переработке концентратов руды и т. д. В таких местах окружающая среда (почвы, воды, растения, воздух, животные и т.д.), т.е. в целом наземные и водные экосистемы загрязняются тяжелыми металлами, в том числе и токсичными в соответствии с видом промышленного производства. В этих случаях растения и гидробионты являются четкими биоиндикаторами состояния окружающей среды и, следовательно, имеют большое значение в биогеохимической индикации районов базирования того или иного промышленного узла или горнорудного комплекса.

Таким образом, органы, части и плоды растений, их опад, а также пищевые (съедобные) продукты леса – грибы, ягоды, орехи, папоротник-орляк, черемша, березовый сок, лекарственные травы, другие дикоросы и культурные растения – овощи, фрукты, злаки и т.д. после определения в них химических элементов могут быть четкими биоиндикаторами мест нахождения соответствующего состава рудных залежей или объективными показателями состояния окружающей среды с точки зрения загрязнения её тяжелыми, особенно токсичными металлами. Полученные результаты анализов интерпретируются, исходя из поставленной задачи, применительно к объекту (полигону) проведения индикационных работ.

Источниками информации о загрязнении окружающей среды тяжелыми металлами также могут быть и другие биообъекты – торф, как продукт преобразования (трансформации) мхов – торфообразователей, производственный ил, как продукт, а точнее отходы целлюлозно-бумажной промышленности, мед, как продукт переработки нектара растений пчёлами, мясо и мясопродукты диких и домашних животных, молоко и молочные продукты, рыба, разнообразные гидробионты вод суши, а также насекомые (бабочки, мухи, жуки, пауки, комары, мошки и др.), перья птиц, шерсть домашних и диких животных, волосы и ногти человека.

Существующие в настоящее время высокочувствительные аналитические способы определения количественного содержания металлов во всех вышеуказанных биообъектах как растительного, так и животного происхождения позволяют считать биогеохимический метод индикации исключительно перспективным научным подходом как с точки зрения поисков различного генетического типа рудных

месторождений, так и оценки загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами. Поэтому не случайно в последние годы в учении об окружающей среде возникло новое научное направление – техногенная биогеохимия [9]. Имеющиеся методические разработки этого научного направления могут быть успешно использованы в экспертизе загрязнения экосистем и ландшафтов тяжелыми металлами, о чём свидетельствует полученный мною опыт биогеохимической индикации как первичного оруденения, так и геохимических потоков (шлейфов) металлов, в частности олова [3]. Так, например, оказалось, что содержание олова в золе растений, распространенных в пределах шлейфа, возникшего вниз по склону под влиянием геолого-разведочных работ на одном из оловорудных месторождений Дальнего Востока России, достигает 0,001-0,005 мас. %, т.е. в 2-10 раз больше мирового среднего содержания этого металла в растениях по А. П. Виноградову [1]. Кроме олова техногенный поток (шлейф) на участке этого месторождения был зафиксирован биогеохимическим методом на основе определения в растениях других тяжелых металлов – свинца, меди, цинка, серебра, которые сопровождают минерализацию и являются спутниками основного металла (олова) как по первичному оруденению, так и во вторичном рассеянии в зоне гипергенеза. Коэффициенты биологического поглощения растениями тяжелых металлов по А.И. Перельману [8] здесь также оказались четкими критериями оценки техногенного потока и величины их соответственно на фоновом участке (за пределами оруденения) и на шлейфе достигают следующих значений: олово 0,5 и 1,0, свинец 0,25 и 0,5, цинк 2,6 и 16,0, медь 1,0 и 3,0, серебро 2,0 и 10,0.

Приведенный пример показывает, что биогеохимический метод может успешно применяться для оценки интенсивности техногенных потоков тяжелых металлов, которые неизбежно возникают при проведении поисковых, поисково-разведочных и заключительных геолого-разведочных работ на оловорудных месторождениях и рудопрооявлениях.

Как показывает опыт, в практике биогеохимической индикации загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами широко использовались другие способы как разновидности биогеохимического метода, основанные на биообъектах опробования, а именно: 1) фитогеохимический – наиболее распространенный, сущность его заключается в определении металлов в золе высших сосудистых растений; 2) торфогеохимический – основан на определении металлов в золе торфов и мхов-торфообразователей; 3) бриогеохимический –

сущность его – определение тяжелых металлов в золе водных мхов; 4) лишеногеохимический – основан на определении металлов в золе лишайников; 5) гумусогеохимический – предусматривает определение металлов в пробах из гумусового горизонта почв; 6) способ лесной подстилки – основан на определении металлов в образцах лесной подстилки; 7) криобиогеохимический – предусматривает определение металлов в органических растительно-гумусовых примесях, выделенных из льда наледей, формирующихся в районах расположения горнорудных промышленных объектов [5].

В последнее время научной общественностью обсуждается вопрос о создании в нашей стране Единой Государственной Экологической Службы (ЕГЭС) с целью контроля состояния и перспектив изменения окружающей среды под влиянием хозяйственной деятельности. В этом смысле биогеохимический метод индикации и оценки загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами, как высокочувствительный и оперативный, может найти самое широкое применение.

Техногенная биогеохимия (технобиогеохимия), как новое научное направление в учении об окружающей среде наряду с другими науками также должна быть одной из главных при разработке научных основ и практических приемов ЕГЭС.

Для экологической экспертизы могут представлять большой интерес новые комбинированные способы биогеохимической индикации техногенного загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами, например, гидробиогеохимический. Поэтому гидробионты и органическое вещество в поверхностных водах суши также являются четкими индикаторами загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами [5].

Литература

1. Виноградов А.П. Поиски рудных месторождений по растениям и почвам // Труды Биогеохим. лаб. АН СССР. 1954. Вып. 10. С. 3-27.
2. Ивашов П.В. Теоретические основы биогеохимического метода поисков рудных месторождений. Новосибирск: Наука, 1976. 272 с.
3. Ивашов П.В. Биогеохимическая индикация оловорудной минерализации: автореф. дисс. ... доктора геол.-минер. наук. М.: МГУ им. М.В. Ломоносова, 1988. 39 с.
4. Ивашов П.В. Биогеохимические исследования на рудных месторождениях Дальнего Востока. Владивосток: Дальнаука, 1991. 131 с.

5. Ивашов П.В. Биогеохимическая индикация загрязнения экосистем химическими элементами. Хабаровск: ДВО РАН, 2013. 117 с.
6. Ковалевский А.Л. Биогеохимические поиски рудных месторождений. М.: Недра, 1984. 172 с.
7. Малюга Д.П. Биогеохимический метод поисков рудных месторождений. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 264 с.
8. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Географгиз. 1961. 400 с.
9. Розанов Б.Г. Основы учения об окружающей среде. М.: Изд-во МГУ, 1984. 372 с.
10. Ткалич С.М. Фитогеохимический метод поисков месторождений полезных ископаемых. Л.: Недра, 1970. 175 с.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ЭКСПЛУАТАЦИИ МЕСТОРОЖДЕНИЙ В СЕВЕРНЫХ РАЙОНАХ ДАЛЬНЕГО ВОСТОКА

Махинов А.Н., Махинова А.Ф.

ИВЭП ДВО РАН, г. Хабаровск
mahinova@ivep.as.khb.ru

Введение

Повышенный спрос на благородные металлы в мире способствует интенсификации освоения месторождений золота, серебра и платиноидов в России. Приохотье является основным регионом добычи цветных металлов. Разработка и эксплуатация месторождений сопровождается обезлесиванием территорий, ухудшением качества земель и водных ресурсов. Существующие технологии производства по извлечению благородных металлов приводят к механическому разрушению почвенного покрова на больших площадях. Складирование пород, жидких и твердых отходов, отсыпка полотна дорог, строительство промплощадок и вспомогательных объектов – все это отрицательно влияет на прилегающие территории и проявляется в состоянии почвенного покрова, донных отложений водотоков и поверхностных природных вод [6, 13, 14].

Почва – наиболее чувствительная природная среда к загрязняющим веществам, поэтому проблема загрязнения почв тяжелыми металлами в районах разработки полезных ископаемых приобретает все большую остроту и актуальность [2]. В горных районах Приохотья с экстремальными климатическими условиями особенно опасны вскрышные работы. Они приводят к развитию эрозионных процессов, солифлюкции и формированию техногенных земель. Сложная ситуация складывается не только на участках непосредственной деятельности по добыче руды, но и на обширных прилегающих территориях. К наиболее отрицательным факторам относятся быстрое протаивание многолетней мерзлоты на склонах, что вызывает сползание слоя почво-грунтов вниз по склону, и ускорение процессов выветривания горных пород.

В новом столетии экологически безопасное освоение георесурсов диктует необходимость разработки технологий с минимальным количеством отходов. Другим способом снижения техногенной нагрузки является переработка отходов горнопромышленных комплексов. Отходы

горнопромышленных комплексов представляют интерес в двух аспектах: ресурсном и экологическом. Вовлечение в производство отходов горнопромышленного комплекса позволит существенно снизить как затраты на геологоразведочные работы, так и экологическую опасность основных химических загрязнителей (Cu, Zn, S, CN^- и SCN^- и др.), образующихся в результате добычи золота.

Цель работы заключалась в оценке геоэкологических последствий деятельности горнодобывающих предприятий и степени ее опасности для природных экосистем.

Материал и методы

Исследованы и описаны фоновые почвы основных типов ландшафтов в районе золоторудных месторождений Тас-Юрях, Юбилейный, Рябиновый, Муктана. Разрабатываемые месторождения рассматривались как районы геохимически аномальные. Зоны их влияния на почвы определялись «методом вложенных ключей». Оценка допустимой нагрузки на почвенный покров характеризовали как область их предельных состояний, нарушение которых интенсифицировало формирование природно-техногенных почв. Исследования проводились в северных районах Хабаровского края на нескольких месторождениях золота и олова в период 2008–2014 гг.

Для определения минералогического состава руды использовали фоновые материала месторождения «Рябиновый» и литературные источники. Установлено, что в Приохотье преобладают сульфидсодержащие руды, содержащие в больших концентрациях такие металлы, как Cu, Zn, Fe, Mn, Ag, Ba, Au. В значительных концентрациях отмечаются Cd, As, Sb, Tl, Hg, Se и др. [5,6]. Перечисленные элементы активны и в больших количествах выносятся из техногенной системы в окружающую среду.

В районе разработки месторождений (ГОКи Рябиновый, Нижнеамурский, Солнечный) образцы горнопромышленных отходов были проанализированы на содержание металлов Cu, Zn, Pb, Ni, Co, Mn, Cr, Fe. Основанием к такому выбору послужили данные по составу руд и гидрохимическим особенностям рек, дренирующим участки разработок месторождений. Параллельно проводились анализы проб донных отложений, а также почв на разных расстояниях от площадок временного складирования руд, отвальных пород и производственных площадок. Все химические анализы выполнены в лабораториях ГОКа «Рябиновый» и ИВЭП ДВО РАН. Использованы также и материалы, полученные ранее для сопредельных территорий.

Результаты и обсуждение

Развитие горнодобывающей промышленности в Хабаровском крае связано с освоением новых коренных месторождений золота, доля которых в добыче металла постоянно возрастает. Только за последние пять лет завершилась разработка золоторудных месторождений Тас-Юрях, Юбилейный, Рябиновый, Муктана и других. В последние годы к существующим Солнечному и Многовершинному ГОКа добавились горно-обоганительные комплексы на Хаканджинском, Албазинском, Авляканском, Нонинском и других месторождениях. В производство вовлекаются относительно небольшие месторождения в результате чего возрастает доля труднообогатимых руд, составивших в 2010 г. около 20% от общей массы сырья. Освоение таких месторождений приводит к увеличению количества отходов.

Современные технологии переработки руды способствуют значительному накоплению отходов ГОКов, обогащенных остатками различных реагентов. В горнодобывающем производстве Приохотья накоплены миллиарды тонн вскрышных пород и хвостов обогащения. По нашим оценкам в таежной зоне Северного Приохотья складировано более 250 млн. тонн горных пород, в том числе свыше 120 млн. тонн в отработанных и законсервированных хвостохранилищах, накоплено около 50 млн. тонн других техногенных отходов. Вовлечение в производство техногенного сырья является основой сбережения ресурсов и позволит радикальным способом уменьшить негативное воздействие на природную среду в районах горнодобывающей деятельности. По предварительным оценкам содержание полезных компонентов в техногенном сырье сопоставима или выше потенциальных ресурсов минерального сырья некондиционных руд [5, 8].

Производственная деятельность горно-обоганительных предприятий приводит к комплексному многокомпонентному загрязнению экосистем [2, 3]. Особое место среди загрязнителей занимают Cu, Zn, S, Pb, Cd, Fe, Mn, Co, Ni. Извлечение благородных металлов коренных месторождений осуществляется с использованием методов цианидного выщелачивания, при которых применяются токсичные вещества, которые со сточными водами попадают в хвостохранилище.

В условиях широкого распространения многолетнемерзлых пород отработанные горные породы, накопленные в хвостохранилищах, не представляют значительной опасности. Отходы производства в течение нескольких лет промораживаются и в основном выводятся из сферы взаимодействия, что снижает их негативное влияние на окружающую

среду [4]. Однако часть токсичных веществ из деятельного слоя отвалов и хвостохранилищ поступает в речные системы.

Загрязнения почв продуктами окисления сульфидсодержащих отходов происходит при их длительном хранении, переработке и потере руды при транспортировке. При разработке месторождений открытым способом выделено три основных источника загрязнения почв и поверхностных вод. Первым источником, поставляющим тяжелые металлы, являются отвалы вскрыши, содержащие примесь сульфидов меди и цинка. Рыхлое сложение измельченных вскрышных пород обеспечивает их хорошую водопроницаемость и аэрацию, что способствует интенсивному окислению минералов и образованию кислых растворов (за счет окисления сульфидных минералов). В кислых растворах возрастает геохимическая подвижность элементов, которые фильтруясь через толщу отвалов и почвы поступают в речную сеть. Концентрации токсикантов в почвах в этом случае трудно установить, т.к. здесь имеет место и природное загрязнение тяжелыми металлами, которые накапливаются в верхних оторфованных горизонтах почв. Сравнение валовых содержаний тяжелых металлов с содержанием их подвижных показывает, что накопление тяжелых металлов происходит главным образом в верхних горизонтах почв (табл. 1).

Таблица 1. Физико-химические свойства почв в окрестностях площадки складирования руды

№	Гори- зонт	Глу- бина, см	C _{орг.} , %	Содержание элементов (мг/кг)				Нефте- продукты, мг/кг
				Валовое		Подвижное		
				Fe	Mn	Fe	Mn	
1	О	0–2	84,9	12700	2190	1090	2040	60,3±27,0
	ОА	2–7	12,8	27000	1300	2610	260	3,3±1,5
	ОА1	10–15	2,19	27000	920	740	140	1,8±0,8
	А ₁ ВН _f	16–22	1,48	27300	560	2280	300	4,8±2,2
	ВНF	22–39	0,81	27700	740	2000	60	2,3±1,0
2	ОТ	0–3	9,22	17000	2080	1180	980	4,3±1,9
	А2	5–10	1,31	26800	730	4620	600	2,4±1,0
	ВНF	15–20	1,72	26400	970	1540	50	2,1±0,9
	ВНFC	25–30	1,46	27800	950	1780	60	2,1±0,9

Ко второму источнику загрязнения относятся производственные площади (склады руды, аварийные емкости, дробильные цеха и др.), с территории которых тонкодисперсные токсичные вещества переходят в активную форму при попадании на них влаги и являются источником вторичного загрязнения открытых водотоков и водоемов, почв и воздуха пылью и остатками реагентов.

Третьим источником загрязнения являются хвостохранилища, которые являются объектом повышенной опасности для окружающей среды. Исследования по разработке сульфидсодержащих руд свидетельствуют о том, что жидкая пульпа, поступающая в хвостохранилище, сохраняет от 15 до 20% цинка, меди и свинца и свыше 30% кобальта от общей массы их содержания в рудах, что связано с технологией разработки руд [3, 4, 5].

Загрязнение почв землеотвода подвижными формами соединений тяжелых металлов, как наиболее опасных в силу их подвижности, повышает уровень их аномальности. Уровни аномальности загрязняющих веществ характеризуются коэффициентом концентрации (K_c) химического элемента по сравнению с региональным геохимическим фоном и определяются по формуле $K_c = C_i / C_{\text{ф}}$, где $C_i / C_{\text{ф}}$ – отношение концентрации элемента в точке наблюдения к фоновому содержанию его для данных почв. В расчетах использовали концентрации элементов в почвообразующей породе.

Загрязнение почв, превышающее уровень аномальности наблюдается в радиусе 200–500 м от участка разработки (табл. 2).

Таблица 2 Уровни аномальности в почвах землеотвода.

Участки отбора проб	pH_v	$C_{\text{орг}}$ %	Средние уровни аномальности для некоторых макро- и микроэлементов в слое 0–20 (K_c)						
			Fe	Mn	Al	Pb	Cu	Zn	Cd
Зона отвалов (50-120 м)	6,05	0,95	1,59	1,16	0,95	1,21	1,5	1,06	0,99
200м от ЗИФ*	7,01	0,76	1,03	1,14	0,98	1,01	0,98	0,94	0,91
500м от ЗИФ	7,00	1,21	1,03	1,01	0,40	0,81	0,98	0,91	0,71

*ЗИФ – золото-извлекательная фабрика «Рябиновый»

Рассчитанные уровни аномальности в пределах землеотвода имеют слабо выраженный характер. Большая часть микроэлементов не проявляет биогенного накопления в слое 0–20 см, за исключением

железа и меди. До сегодняшнего дня эти процессы не изучены, имеются лишь отрывочные сведения.

Все отходы технологического процесса горнопромышленного производства различны по степени их экологической опасности (табл. 3).

Таблица 3. Классификация экологической опасности горнопромышленных отходов

Источник загрязнения	Загрязняющие вещества (ЗВ)		Содержание загрязняющ. веществ		Класс экологической опасности
	Соединения ТМ (преоблад.)	Преобладающая активная форма	кг/м ³	% к сод. в руде	
Отвалы вскрыши	CuSO ₄ , ZnSO ₄	Поверхность выветривания	50<ТМ<90	99–100	I–II
Отстойники	Cd, Fe, Mn CN ⁻ , SCN ⁻	Сорбционная поверхность	5<ТМ<10	<10	II
Хвостохранилища	BB, Cu, Zn, S, Pb, Cd, Fe, Mn,	Диспергированные частицы, водорастворимые	*BB>20 20<ТМ<50	10–20	III

*BB – взвешенные или диспергированные частицы

Твердые отвалы вскрыши токсичны и отнесены к I и II классу опасности в экологическом отношении. Отвалы, не затронутые переработкой, проявляют свою токсичность в результате гипергенных изменений за счет увеличения реагирующей поверхности окисления. При криогенном выветривании горных пород вскрыши формируются геохимические поля. Солевые растворы при криогенной метаморфизации образуют ареалы повышенной концентрации макро- элементов на поверхности вскрыши и в снежном покрове. Эти гипергенные процессы длительны. Как показали исследования в условиях Приохотья, геохимический состав поверхности вскрышных пород меняется. Интенсивность процессов вымывания зависит от крутизны склона и его экспозиции. Как правило, растворы сернокислых солей цинка, меди, токсичных тяжелых металлов (мышьяка, свинца, кадмия), вымываются из верхнего 10-ти сантиметрового слоя.

Большая часть тяжелых металлов сорбируется в органических и оторфованных горизонтах почв (до 60%). В почвенные растворы с дождевыми и талыми водами поступает около 40% растворенных солей,

которые под воздействием градиента концентрации и температуры неравномерно распределяются в почвенной толще.

Отходы переработанной породы в отстойниках, складах руды, дробильных участках содержат большое количество высокодисперсных, устойчивых к выветриванию нерудных минералов, образующихся после измельчения и механохимической активации. Устойчивые к гипергенным процессам минералы (диопсид, энстатит, окерманит и волластонит) после измельчения приобретают химическую активность достаточную для полной нейтрализации разбавленных кислот [3]. Однако при окислении сульфидов железа изоморфные примеси металлов переходят в раствор. Их концентрации невелики, иногда составляют десятые доли процентов [4]. Учитывая, что в отходах содержится значительные количества пирита и пирротина, окисление этих минералов может приводить к загрязнению поверхностных и подземных вод. На последовательность окисления сульфидов большое влияние оказывает то, каким минералом представлены сульфиды железа. Степень их активности зависит от состава нерудных минералов и степени разбавленности раствора. По классу экологической опасности диспергированные частицы более опасны, чем вскрышные породы, они отнесены ко II-му классу.

Наиболее опасным источником загрязнения экосистем являются хвостохранилища, которые достигают значительных размеров, занимая десятки и даже сотни гектаров. Они представляют собой искусственные пруды, образованные ограждением участка земной поверхности дамбами обвалования или перегораживанием земляной плотиной небольших долин малых или временных водотоков.

В горных условиях при сооружении хвостохранилищ выбираются обычно участки в прибортовых частях днищ речных долин или верхние участки долин малых водотоков. В этих условиях ложе хвостохранилища подстилается рыхлыми галечно-валунными отложениями, характеризующимися высокими фильтрационными свойствами. Из того же материала (иногда более глинистого) отсыпаются дамбы по периферии хвостохранилищ. Поэтому хвостохранилища, построенные в долинах рек, являются недостаточно эффективными сооружениями для минимизации воздействия на окружающую среду. Загрязненные воды хвостохранилища, дренируемые через борта и ложе, поступают в поверхностные и подземные водотоки, увеличивая мутность и изменяя их химический состав.

Крупными хвостохранилищами, расположенными в районах горнодобывающей деятельности являются хвостохранилища ГОКов

Нижнеамурского, Солнечного, Юбилейного, Рябинового и Тас-Юряха. Первые два объекта эксплуатируются свыше 20 лет.

Одним из крупнейших и долговременных является хвостохранилище Нижнеамурского ГОКа в долине ручья Бирсалали, относящееся к долинному типу. Оно наливное, образовано каменно-земляной плотиной с ядром, понором и неглубоким зубом по оси плотины. Крутые откосы бортов (20-30°) и высокая доля суглинков в грунтах плотины способствуют образованию оползневых тел размером 15–20 м с максимальной толщиной смещающего слоя до 3 м. Существует опасность нарушения целостности плотины и перелива загрязняющих сточных вод на сопредельные почвы. У подножия плотины формируются пологонаклонные конусы выноса из грунтов вязкопластичной консистенции.

На откосах плотины образуются борозды размыва – проявления процессов линейной эрозии. Увеличение их размеров вниз по уклону обуславливает ослабление устойчивости откоса и способствует активизации оползневых явлений.

Неудачным техническим решением при строительстве хвостохранилища является пропуск меженных расходов ручьев Бирсалами и Грозовой под хвостохранилищем, что обеспечивает дренаж из хвостохранилища, образование наледей и вынос загрязняющих веществ в речную сеть. Дренажные воды, выходящие на поверхность у подошвы плотины, характеризуются высокой минерализацией – до 590 мг/дм³ и превышением ПДК по нитрит-ионам (до 180 ПДК) и ионов алюминия (2-9 ПДК). Отмечаются также высокие содержания тяжелых металлов – Cu, As, Pb, Sb, Cd и других [5, 7]. Таким образом, хвостохранилище Нижнеамурского ГОКа является существенным загрязнителем реки Левый Ул и озера Орель.

Хвостохранилище обогатительной фабрики Солнечного ГОКа расположено в долине р. Холдоми и примыкает к ее правому крутому склону. Верхний и боковой участки дамбы подвержены воздействию линейной эрозии с шириной борозд до 2 м и глубиной до 1,5 м. Однако эрозионная деятельность ограничена вследствие крупнообломочного состава отложений, препятствующих проявлению процессов размыва. В летний период при высыхании ограждающих дамб поверхность свободной от воды части ложа хвостохранилища подвержена воздействию эоловых процессов. Перенос тонкого песчаного материала происходит на сотни метров вокруг.

Нижняя (самая высокая) часть дамбы хвостохранилища, сложенная рыхлыми щебенисто-суглинистыми отложениями, проницаема для воды.

Вдоль ее подножия имеется большое количество выходов воды с дебитом до 3-4 л/с. Значительная часть потока, дренируемого через тело дамбы, поступает в грунтовые воды аллювиальных отложений р. Холдоми. Происходит заболачивание поймы реки ниже хвостохранилища на площади около 20 га [6].

Наиболее существенным по воздействию на природную среду фактором является сток растворенных веществ в систему рек Холдоми и Силинка. Во время ливневых дождей хвостохранилище неоднократно размывалось водными потоками, происходили прорывы дамбы отстойников и грязевые потоки с высоким содержанием тяжелых металлов попадали в реки. Ниже хвостохранилища в р. Холдоми образовалась русловая техногенная залежь (протяженностью почти 1,5 км) и сопряженный с ним контрастный литохимический поток рассеяния Au и Hg в донных осадках протяженностью почти 12 км. В составе донных осадков преобладают Zn, Cu, As, Pb, Co, Sn и другие металлы. В районе г. Комсомольск-на-Амуре их содержание в воде значительно превышает ПДК. Техногенное загрязнение экосистем ручья Солнечный и рек Силинка-Холдоми тяжелыми металлами явилось причиной исчезновения нерестилищ для многих видов рыб. Тяжелые металлы накапливаются в лиственнице, рябине, смородине и других растениях, что сказывается на их внешнем состоянии (осыпается хвоя, листья деревьев имеют красноватые оттенки и др.). Высокая концентрация тяжелых металлов в почвогрунтах вокруг обогатительной фабрики и хвостохранилища на площади около 1,2 км² будет также являться источником загрязнения водных экосистем даже после консервации хвостохранилища.

Одно из крупных хвостохранилищ на севере Хабаровского края построено в районе действия ГОКа «Рябиновый» в устьевой части долины водотока, впадающего в реку Тарынг-Лата. Дамбы хвостохранилища сложены местными грунтами, представляющими собой суглинисто-щебенистый материал с высоким коэффициентом фильтрации. К тому же под рыхлой толщей в днище хвостохранилища залегают кавернозные доломиты и известняки, что способствует загрязнению подземных вод и их взаимодействию с поверхностными водотоками.

Химический состав жидкой фазы пульпы имеет щелочную реакцию pH (8.3–8.8) и повышенные содержания солей, в том числе сульфатов (24.5 мг/дм³), а также тяжелых металлов (Cu – 3730 мкг/дм³, Pb – 61.5 мкг/дм³, Mn – 258 мкг/дм³, Zn – 35.0 мкг/дм³). В русле реки Тарынг-Лата, в которую поступает сток дренажных вод из

хвостохранилища, уже в первый год произошло обрастание донных отложений водорослями. По данным анализа качества воды, влияние промышленных стоков отмечалось на второй год существования золото-извлекательной фабрики.

В настоящее время разработаны различные методы снижения отрицательных последствий хранения техногенных отходов, которые в большом количестве образуются при горнодобывающей деятельности. Наиболее широко используются методы искусственных покрытий водонепроницаемыми материалами днищ хвостохранилищ и мест складирования отходов переработки. Эффективны способы обработки отходов химическими растворами щелочей, например, раствором $\text{Ca}(\text{OH})_2$, снижающими окисление минералов на воздухе [8]. Однако высокие затраты на обработку больших объемов и непродолжительный эффект приводит к их ограниченному применению. Кроме того, применение щелочных реагентов может резко (хотя и локально) повысить pH, что может быть опасно для биогенных компонентов ландшафтов.

Заключение

Используемые методы снижения отрицательных последствий работы горнодобывающей промышленности Хабаровского края не решают проблем защиты окружающей среды. Учитывая, что экологические приоритеты не являются обязательными при решении конкретных производственных задач, связанных с разработкой месторождений, исследования должны быть направлены на поиск новых эффективных технологий переработки отходов, как радикального метода снижения техногенной нагрузки на окружающую среду. Поиск таких методов активно проводится как российскими, так и зарубежными исследователями. Некоторые технические решения уже реализованы в России, США, ЮАР и других странах [1, 2]. Однако широкого распространения они пока не получили.

В условиях дальневосточного климата с характерным для него преобладанием атмосферных осадков над испарением и ливневым характером дождей, при несовершенной системе оборотного водоснабжения, способствующей загрязнению дренажными водами природных водотоков через тела дамб и плотин, проблема поиска способов снижения экологического риска при разработке месторождений продолжает оставаться острой.

Литература

1. Вигдергауз В.Е., Данильченко Л.М., Саркисова Л.М. Ресурсная ценность, физико-химические особенности и методы переработки техногенного медьсодержащего сырья // Цветная металлургия. 1999. №1. С. 25–31.
2. Воронин Д.В., Гавеля Э.А., Карпов С.В. Изучение и переработка техногенных месторождений // Обогащение руд. 1994. №3. С. 38–40.
3. Калинин А.М., Политов А.А., Болдырев В.В. Эффект глубокой карбонизации диоксида при механической активации в среде CO_2 // Докл. РАН. 2001. Т. 378. №2. С. 1–5.
4. Махинов А.Н., Карсаков Л.П. Геоэкологические проблемы при освоении месторождений золота на Дальнем Востоке и некоторые пути их решения // Вестник Приамурского регионального отделения РАЕН. №1, 2000. С. 99–104.
5. Махинов А.Н., Махинова А.Ф., Шевцов М.Н. Влияние горнодобывающих предприятий на преобразование ландшафтов хребта Кет-Кап // Вопросы географии Дальнего Востока. Вып. 20. Хабаровск: Приам. геогр. об-во, 1997. С. 8–13.
6. Шевцов М.Н., Караванов К.П., Махинов А.Н и др. Водные ресурсы горнорудных районов и их преобразование (юг Дальнего Востока) // Хабаровск: Изд-во Хабар. гос. техн. ун-та, 1998. 159 с.
7. Тарасенко И.А. Экологические последствия минералого-геохимических преобразований хвостов обогащения Sn-Ag-Pb-Zn руд (Приморье, Дальнегорский р-н). Автореф. канд. дис. Владивосток: ДВГТУ. 1998. 28 с.
8. Трубецкой К.Н., Воробьев А.Е. Геохимические барьеры и возможности целенаправленного формирования техногенных месторождений // «Геохимические барьеры в зоне гипергенеза». Межд. симпозиум памяти А.И. Перельмана. М.: МГУ. 1999. С. 190–195.

ВАЛОВОЕ СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В ТОРФЯНИКАХ ДАЛЬНЕГО ВОСТОКА РОССИИ

Климин М.А., Ри Т.Д., Сиротский С.Е.

ИВЭП ДВО РАН, г. Хабаровск

Введение

Данные о содержании ртути в торфяных отложениях Дальнего Востока в литературе практически отсутствуют. Однако по результатам исследований, проведенных в других регионах мира, хорошо известно, что ртуть является химическим элементом, обладающим чрезвычайно высоким сродством к органическому веществу [2, 6, 7 и др.]. Поэтому неслучайно торфяные отложения обычно рассматривают как объекты, способные поглощать и удерживать значительные количества ртути.

Среди многочисленных опубликованных работ по этой проблеме большинство содержат данные определений ртути лишь в поверхностных почвенных или торфяных горизонтах. В то же время значительный интерес может представлять профильное распределение ртути в торфяных отложениях, особенно в тех, для которых имеются серии радиоуглеродных датировок. Исходя из этого, в настоящей статье сделана попытка не только выявить уровни содержания ртути в торфяниках разных регионов Дальнего Востока, но в некоторых случаях рассмотреть влияние генезиса и условий образования торфяных отложений на ее распределение по профилю.

Материал и методика

В качестве объектов исследований послужили торфяные отложения, получившие распространение на территории различных регионов Дальнего Востока России – Хабаровского и Камчатского краев, Амурской и Сахалинской областей.

В Амурской области был исследован разрез хорошо палеогеографически изученного торфяника Егорьевский, расположенного на правом берегу р. Зея в 40 км к северу от г. Благовещенск [3]. Согласно упомянутой работе, возраст нижних слоев торфа в нем составляет около 4000 лет. В заложенном нами на осушенном участке разрезе мощность торфа была 190 см, опробование проводилось с шагом 2,5 см, содержание ртути в подстилающей метровой толще сапропелей не определяли.

Несколько разрезов различного генезиса изучались в Хабаровском крае, на территории Нижнего Приамурья. Гурское месторождение – торфяник низинного типа – расположено в северо-восточной части Среднеамурской низменности в 25 км на юго-восток от г. Амурск. Данное месторождение – одно из самых древних на территории Приамурья, возраст нижних торфяных слоев превышает 12000 лет [10].

Торфяник, большая часть залежи которого сложена торфами переходного типа (месторождение Дуди), находится в 45 км юго-западнее с. Богородское на левом берегу протоки Старый Амур. Возраст нижних слоев торфа в заложенном разрезе составляет более 8300 лет [9].

Для характеристики торфяника верхового типа был взят разрез на осушенном болотном массиве, расположенном в 20 км к северу от пос. Чля, близ реки Тяпка. Заболачивание здесь началось около 10000 лет назад [8]. Нижние слои представлены торфами низинного типа, выше сменяющимися торфами переходного типа, верхняя же часть залежи (более 2/3) представлена торфами верхового типа. Все нижеамурские торфяники исследовались преимущественно с шагом 5 см.

К настоящему времени изучено несколько разрезов торфяников, получивших распространение на территории Сахалинской области (Курильские острова), образцы из которых были любезно предоставлены нам д.г.н. Н.Г. Разжигаевой (ТИГ ДВО РАН). В настоящей работе приведем результаты исследования одного из них, расположенного на о. Шикотан. Палеогеографические данные по этому разрезу содержатся в работе [5]. Возраст нижних слоев торфа превышает 9500 лет, пробы отбирались с шагом 5 см.

На территории Камчатской области в 35 км на северо-восток от пос. Мильково при совместных работах российских и японских ученых был изучен разрез небольшого болота, оказавшегося достаточно глубоким. Общая мощность торфа и темной глины с тонкими прослойками торфа в самой нижней части составила 775 см. Снизу эти отложения подстилались гравием с глиной. Образцы для определения ртути были взяты до глубины 6 м с шагом 2 см.

Последние два разреза содержат в торфе значительное количество слоев и прослоек вулканических продуктов, т.к. находятся в непосредственной близости от действующих вулканов. Некоторые из прослоек содержат продукты извержений, хорошо диагностирующиеся вулканологами в полевых условиях, поэтому даже не датированный камчатский разрез, по заключению к.г.н. О.В. Дирксена (ИВ ДВО РАН) является достаточно древним, т.к. на глубине 435–440 см залегает пепел вулкана Хангар, относящийся к извержению 6900 радиоуглеродных л.н.

Ниже этого уровня, таким образом, залегают болотно-озерные отложения мощностью 335 см, отлагавшиеся явно не менее нескольких тысяч лет.

Для определения валового содержания ртути в образцах торфа и подстилающих его пород применялся метод измерения ее массовой доли в пробах, основанный на атомизации содержащейся в пробе ртути в двухсекционном пиролизаторе приставки РП-91С и последующем определении методом беспламенной атомной абсорбции на анализаторе ртути РА-915+. Принцип действия РА-915+ основан на дифференциальном атомно-абсорбционном способе измерения концентрации ртути, который реализуется с помощью зеемановской модуляционной поляризационной спектроскопии с высокочастотной модуляцией. Массовая доля ртути в пробе определяется по величине интегрального аналитического сигнала с учетом предварительно установленного градуировочного коэффициента. Диапазон измерений массовой доли общей ртути в пробах почв и грунтов 5,0 мкг/кг–10,0 мг/кг. Все определения проводились на поверенных приборах Хабаровского Инновационного Аналитического Центра (ХИАЦ ИВЭП ДВО РАН).

Результаты и обсуждение

При изучении распределения содержания ртути по профилям торфяников материковой части (рис. 1) было установлено, что торфа низинного и переходного типа содержат значительно больше данного элемента, чем торфа верхового типа. При содержании ртути в последних на уровне 50-100 нг/г, этот показатель в слоях, представленных низинными и переходными торфами, превышает 200, а иногда и 300 нг/г.

Данный вывод противоречит результатам исследований разреза «Бакчар» в Томской области, где была установлена обратная зависимость – в торфяных слоях верхового типа ртути оказалось больше, чем в слоях, сложенных торфом переходного типа [4]. Тем не менее в разрезе Тяпкинського торфяника (рис. 1) хорошо видно, что в нижней части, состоящей из низинных и переходных торфов, количество ртути значительно выше, чем в вышележащих слоях торфа верхового типа.

В целом, анализируя информацию по сибирским торфяникам, содержащуюся в Интернете, следует отметить, что по уровню содержания ртути они несколько уступают торфяникам Амурской области и Хабаровского края. При этом совершенно очевидными являются различия, заключающиеся в противоположном характере распределения ртути по профилю. Так, в торфяниках Сибири в верхней части находится максимум, а ниже по профилю количество ртути обычно постепенно убывает.

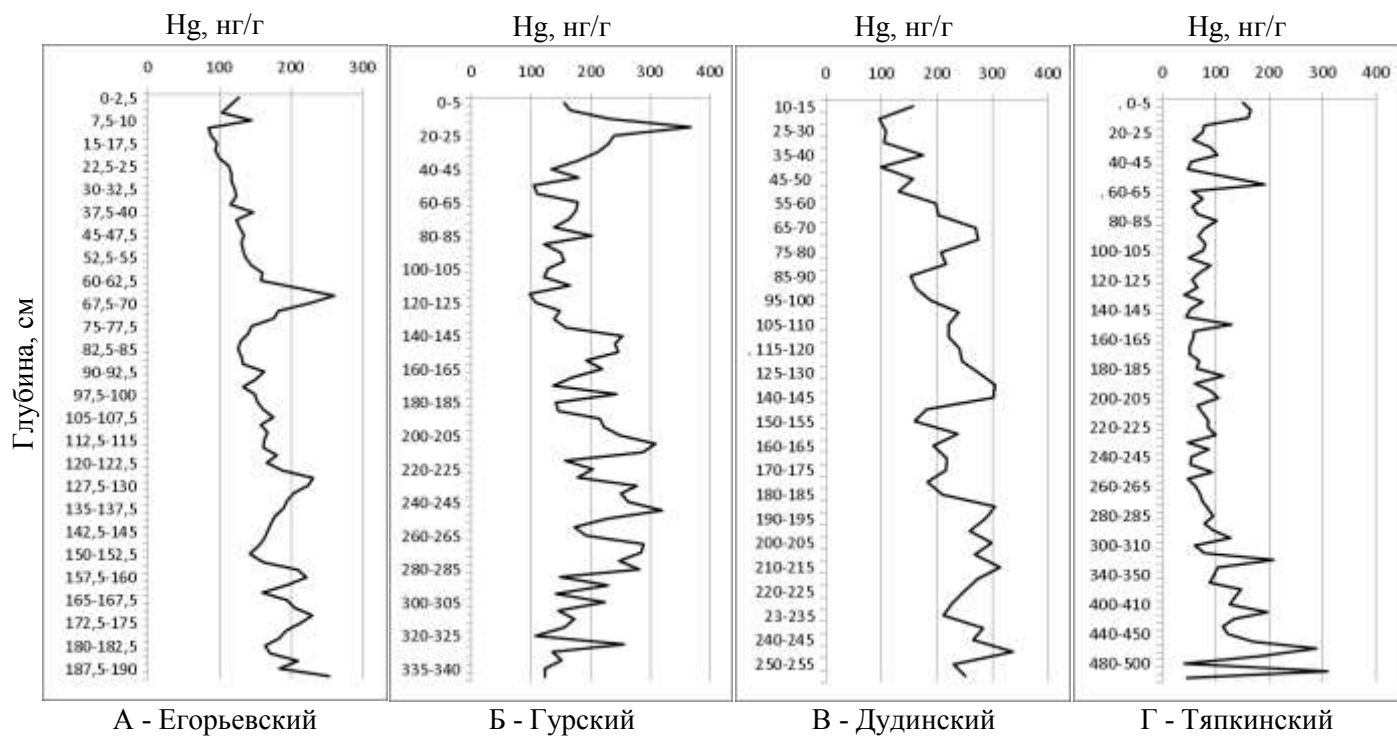
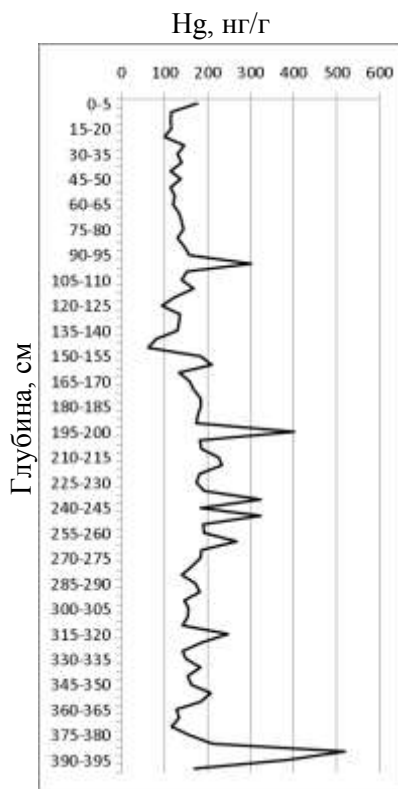
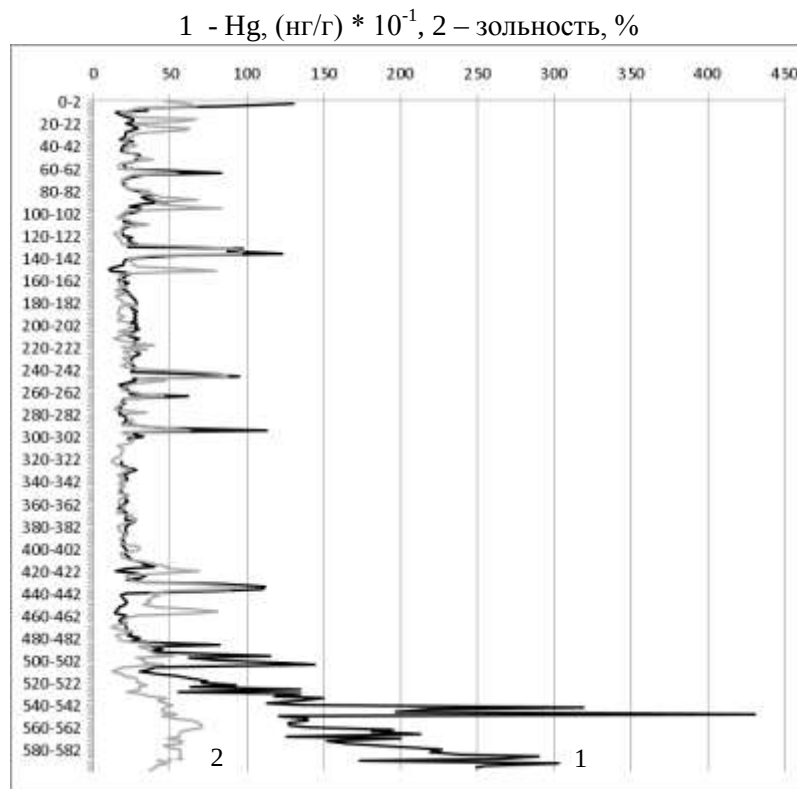


Рис. 1. Валовое содержание ртути в торфяниках Амурской области (А) и Хабаровского края (Б-Г)



А – Горобец



Б – Малая Кимитина

Рис. 2. Валовое содержание ртути в торфяниках Сахалинской области (о. Шикотан) (А) и Камчатского края (Б)

В дальневосточных торфяниках, наоборот, содержание ртути с глубиной в целом постепенно возрастает. Вероятно, это связано с региональными особенностями торфяных отложений, обусловленными различиями климата в голоцене, к которым можно отнести большую плотность и степень разложения дальневосточных торфов.

Следует отметить, что кажущееся меньшее количество ртути в Егорьевском торфянике по сравнению с Гурским и Дудинским объясняется его относительной молодостью. Так, 4000-летняя отметка, являющаяся полным возрастом этого торфяника, в Гурском торфянике находится на глубине около 110 см, а в Дудинском – вообще около 60 см, поскольку он является естественно-дренированным, размываемым протокой Старый Амур. В связи с этим пока неправомерно говорить о меньшем содержании ртути в торфяниках Амурской области относительно торфяников низинного и переходного типа Нижнего Приамурья, необходимы дополнительные исследования более представительных отложений болот.

В работе [1], посвященной содержанию ртути в почвах нефтегазоносных районов Тюменской области, приводятся данные о количестве этого элемента в болотных торфяных почвах не только Сибири, но и некоторых других регионов мира. В большинстве сводок максимальные концентрации ртути в торфяных отложениях не превышают 0,3 мг/кг. На этом фоне особенно интересны материалы по органическим почвам Канады (гистосоли, торфяные и др.), верхний предел колебаний ртути в которых составляет 1,11 мг/кг.

На рисунке 2 приведены результаты исследования на содержание ртути дальневосточных торфяников, развивавшихся в непосредственном соседстве с действующими вулканами. Если в некоторых слоях торфяника с о. Шикотан, содержащих вулканические продукты, концентрация ртути лишь незначительно превышает величину 0,3 мг/кг, с отчетливыми пиками максимумов (рис. 2А), то в Камчатском торфянике эти пики выражены гораздо сильнее. Большинство из них в верхней части разреза хорошо коррелируют с горизонтами, которым присуща повышенная зольность – результат отложения продуктов вулканической деятельности.

Содержание ртути в некоторых слоях нижней 60-сантиметровой толщи разреза (диапазон 540-600 см) зачастую превышает ПДК для ртути в почвах – 2,1 мг/кг, достигая в максимуме величины более 4,3 мг/кг. При этом зольность торфа данных горизонтов не выше 60-

70%, что говорит о не самых интенсивных пеплопадах во время их формирования.

Таким образом, торфяные отложения Камчатского края обогащены ртутью вследствие попадания в них ртутеносной пирокластики.

Выводы

1. Установлено, что содержание валовой ртути в дальневосточных торфяных отложениях колеблется в широком диапазоне – от 40 до 4300 нг/г.

2. В торфах низинного и переходного типов аккумулируется большее количество ртути, чем в торфах верхового типа, поэтому к нижней части разрезов содержание ртути обычно увеличивается.

3. Торфяники, получившие распространение в районах с интенсивной вулканической деятельностью в голоцене (Курильские острова, Камчатский край), способны накапливать ртуть в количествах, превышающих ее показатель ПДК для почв вследствие попадания в них ртутеносной пирокластики.

Литература

1. Дорожукова С.Л., Янин Е.П., Волох А.А. Природные уровни ртути в некоторых типах почв нефтегазоносных районов Тюменской области // Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения. Вып. 1. Тюмень: Изд-во ИПОС СО РАН. 2000. С. 157-161.

2. Кабата-Пендиас А., Пендиас Г. Микроэлементы в почвах и растениях. Пер. с англ. М.: Мир, 1989. 439 с.

3. Клименко В.В., Климанов В.А., Кожаринов А.В. Динамика растительности и климата Амура-Зейского междуречья в голоцене и прогноз их естественных изменений // Известия РАН. Серия географическая. 2000. №2. С. 42-50.

4. Ляпина Е.Е., Прейс Ю.И., Бобров В.А. Особенности накопления ртути в торфяных отложениях Западной Сибири // Материалы Международной заочной научно-практической конференции «Проблемы изучения и использования торфяных ресурсов Сибири». Томск, 24-27 августа 2009 г. Томск, 2009. С. 49-51.

5. Разжигаева Н.Г., Ганзей Л.А., Белянина Н.И., Гребенникова Т.А. Стратиграфия торфяника долины р. Горобец и развитие

природной среды о. Шикотан (Малая Курильская гряда) в голоцене // Тихоокеанская геология. 2008. Т. 27. №4. С. 96-112.

6. Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Проблема ртути в углях // Вестник Института Коми НЦ УрО РАН. 2004. № 10. С. 6-12.

7. Adriano D.C. Metals in the terrestrial environment // Springer Verlag: Berlin ets., 1986. 533 p.

8. Bazarova V.B., Klimin M.A. Radiocarbon chronology of the Holocene events recorded from peat-bogs in the continental southern Far East of Russia // Reports of the International Workshop on the Global Change Studies in Far East. Vladivostok: Dalnauka, 2001. Vol. 1. P. 42-49.

9. Bazarova V.B., Mokhova L.M., Klimin M.A., Kopoteva T.A. Vegetation development and correlation of Holocene events in the Amur River basin, NE Eurasia // Quaternary International, 2011. V. 237. P. 83-92.

10. Klimin M.A., Kuzmin Y.V., Bazarova V.B., Mokhova L.M., Jull A.J.T. Late Glacial-Holocene environmental changes and its age in the Lower Amur River basin, Russian Far East: the Gursky peatbog case study // Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B 223-224. 2004. P. 676-680.

БОР В СИСТЕМЕ «РАСТЕНИЯ–ОПАД–ПОЧВА»

Ф.С. Ком^{1,}, М. Кохва¹, Т. Сузо², Р. Фарран¹, К. Фудзивара³,
Г.В. Харитонова⁴, А. Шавив¹*

¹ Faculty of Civil and Environmental Engineering,
The Technion–Israel Institute of Technology, Haifa, Israel;
e-mail: fskot@tx.technion.ac.il

² KJK Co., Takasaki, Japan

³ Department of Applied Chemistry and Biotechnology,
Chiba University, Chiba, Japan

⁴ Институт водных и экологических проблем ДВО РАН,
Хабаровск, Россия

Ключевые слова: почвы, растительность, опад, органическое вещество, бор, доступные формы

Введение

Бор (В) – эссенциальный элемент, незаменимый для нормального роста и жизни высших растений [7, 20, 22]. В отличие от большинства жизненно важных микроэлементов, растения нуждаются в непрерывном поступлении микроколичеств бора. В противном случае, наступает быстрое – в течение нескольких минут нарушение функций клеточных мембран [6]. При этом концентрации элемента не должны превышать некоторый предел, выше которого наступает отравление растений. Для большинства растений диапазон оптимума узок, меняется в ходе вегетативного периода и зависит от вида растения. Содержание биодоступного бора в «почвенном растворе» (водоподвижная фаза почв) контролируется эффективной буферной системой [4]. Механизм образования водоподвижных (далее подвижных) и биодоступных соединений бора и его кругооборот в системе «растения–почвы» мало изучены. Предполагается, что бор поступает в почву в результате выветривание горных пород и с атмосферными осадками. Однако, согласно современным данным содержание бора в осадках чрезвычайно низкое [21], а выветривание слишком медленный процесс [30]. Следует упомянуть, что до настоящего времени при рассмотрении круговорота бора в почвах лишь очень немногие авторы рассматривали в качестве его источника органическое вещество [20–22]. Большая часть работ по изучению

поведения бора в системе «почва–растения» посвящены его неорганическим соединениям. Как правило, такие исследования состоят в описании взаимодействия высоких и очень высоких доз борной кислоты с синтетическими глинистыми минералами, оксидами и гидроксидами железа и алюминия. Растительный опад никогда не рассматривался как источник поступления бора в почву, несмотря на исключительную биологическую роль этого элемента. Около 95–98% бора в растениях содержится в составе лигнина [27] и вовлекаются в процессы гумификации. Kot *et al.* [22] при изучении вертисолей (грумосолей) и красных песчано-глинистых почв восточного Средиземноморья установили, что большая часть бора в почвах находится в составе экстрагируемых гуматов и фульватов и прочно связанных фракций гумуса – гумина и Fe/Al-гуматов. Некоторые данные свидетельствуют о том, что бор подвижных соединений также связан с органическим веществом, а растительный опад и гумусовые вещества почв могут быть важными источниками поступления бора.

Таким образом, важнейшими вопросами при анализе поведения бора в системе «почва–растения» в настоящее время являются следующие: источники биодоступного бора, роль растительного опада и гумусовых соединений в кругообороте бора.

Представленная работа состоит из двух частей: оценка вклада отдельных компонентов системы «почва–растения» в кругооборот бора и выявление основных источников доступного бора.

Объекты и методы

В качестве объектов изучения были использованы:

(1) средиземноморские зональные и азональные почвы: вертисоли (грумосоли) (прибрежная долина Акко и долина Хула), песчаные и лессовые (северный Негев), торфяно-глеевые (долина Хула), красные ферралитовые песчано-глинистые (хамра), терра росса. Почвы пахотные, орошаемые пресными, обработанными сточными и подземными солоноватыми водами. Для сравнения была выбрана вертисоль залежного участка (табл. 1);

(2) растительный опад и листья трех средиземноморских древесных видов, представляющих различные экотопы: дуб черешчатый *Quercus robur*, рожковое дерево *Ceratonia siliqua* и ива вавилонская *Salix babylonica*. Данные по содержанию бора и калия (элемент – индикатор декомпозиции, разложения органического вещества) в опаде и листьях представлены в табл. 2.

Таблица 1. Краткая характеристика почв

Почва	Обработка/ полив	В, мг/кг	рН водн.	C _{орг} , %	ЕС* (3:1), ds/м	N общ., мг/кг	Al ₂ O ₃ , %	CaO, %
Вертигель (Арко)	Пресная	78.2	7.4	1.65	0.2	9.1	7.29	7.48
	ОСВ**	84.2	7.3	1.49	0.4	13.2	12.0	1.67
	Непахотная	84.2	7.8	0.90	0.2	8.2	13.2	3.30
Вертигель (Хула)	Пресная, навоз	89.0	7.9	2.96	0.4	15.5	13.9	4.87
	Минеральные удобрения	86.3	8.0	-	0.4	18.9	13.3	7.63
Терра росса	Пресная	86.8	7.5	3.59	0.3	20.2	11.3	5.67
	ОСВ** + навоз	85.2	7.6	11.1	0.6	38.5	10.9	7.18
Песчано- глинистая	Пресная	58.1	7.5	1.10	0.3	7.7	1.59	1.27
	ОСВ**	60.1	7.3	0.65	0.5	43.2	3.14	0.43
Торфяно- глинистая	Пресная	88.3	7.5	6.78	2.6	18.1	12.2	8.43
Песчаная	Пресная	62.1	7.7	0.15	0.9	16.4	1.66	1.36
	Пресная	67.8	7.5	0.61	0.7	32.4	1.47	1.47
	«Органическое» земледелие	58.4	6.8	0.61	0.4	91.3	1.59	0.99
Лессовая	ОСВ**	81.1	7.7	0.93	0.4	15.5	6.65	5.40
	ОСВ**	81.3	7.9	0.89	0.6	17.7	7.25	4.89
	Солоноватые подземные	79.8	7.8	0.97	0.7	34.2	5.78	5.43

Примечание. * – электропроводность, ** – обработанные сточные воды.

Таблица 2. Содержание бора и калия в листьях и опаде

	Дуб черешчатый <i>Quercus robur</i>	Рожковое дерево <i>Ceratonia siliqua</i>	Ива вавилонская <i>Salix babylonica</i>
	Листья / опад	Листья / опад	Листья / опад
В, мг/кг	45.9 / 71.1	51.5 / 113	167.0 / 80.0
К, мг/кг	4800 / 7320	5370 / 11540	16900 / 8200

Примечание. Числитель – данные в начале эксперимента по декомпозиции, знаменатель – в конце, на сухое вещество.

Свежие листья и опад помещались в пластиковые горшки диаметром 12 см с отверстиями для дренажа (в соответствии с площадью, которую они занимали *in vivo*). Состав листьев может иллюстрировать как вымывание бора из растительной кроны, так и ранние стадии декомпозиции. Для поддержания образцов во влажном состоянии их опрыскивали дистиллированной водой (в соотношении 1:1 по массе). Через установленные промежутки времени растительный материал увлажняли двойной дозой воды для создания избыточной влаги и получения водной вытяжки. Далее, для отделения взвешенного материала пробы пропускали через мембранные фильтры 0.45 μm (Whatman) и до анализа хранили при +4°C.

Водные вытяжки из почв получали осторожным, в течение 30 мин. перемешиванием навесок с дистиллированной водой (1:1 по массе), не взбалтывая, и далее разделяли на фракции фильтрацией через мембранные фильтры с размером пор 0.20, 0.45 и 1.20 μm (Whatman).

Бор из вытяжек извлекался с помощью материалов, содержащих привитые N-метил-глюкамин-группы (NMG): Амберлит IRA-743 (Sigma-Aldrich, Steiheim, Швейцария) и NMG-волокно (Department of Applied Chemistry and Biotechnology, Chiba University, Япония). Последнее использовали в случае больших объемов экстрактов [16]. NMG-группы обладают уникальной эффективностью и избирательностью в отношении $\text{B}(\text{OH})_3$, $\text{B}(\text{OH})_4^-$ [25] и, вероятно, других соединений бора.

Группы NMG предположительно способны конкурировать и за бор, связанный в комплексы, например, с многоатомными спиртами (полиолы). Полиолы широко представлены как в биомолекулах, так и в органическом веществе почв. Чтобы проверить это предположение был поставлен эксперимент по экстракции бора Амберлитом IRA-743 из бор-маннитол-комплексов при различных значениях pH. Как показали работы Makkee *et al.* [26], при $\text{pH} > 8$ свободная $\text{B}(\text{OH})_3$ в растворе 0.5 М по маннитулу и 0.1 М по борной кислоте (соотношение реагентов 5:1) практически отсутствует. При соотношении реагентов 9:1 бор в растворе присутствует в виде бис- и моно-маннитол-эфира. Согласно [11] образование комплексов $\text{B}(\text{OH})_3$ с маннитоном происходит при $\text{pH} \sim 7.7$ и выше, при $\text{pH} 8.8$ и соотношении в растворе маннитола и $\text{B}(\text{OH})_3$ 5:1 вся борная кислота бывает связана.

В нашем эксперименте исходно был приготовлен раствор 0.05 М по маннитулу и 0.0015 М по $\text{B}(\text{OH})_3$, соотношением реагентов

примерно 33:1. Из него с помощью 0.1 М NaOH и HCl приготовили серию растворов с заданными значениями pH от 5.5 до 8.5 (шаг 0.5 единиц pH). При данном соотношении реагентов и величине pH 8 и выше вся борная кислота должна была переходить в связанное маннитолом состояние. Все варианты выполнены в трех повторностях. Результаты приведены на Рис. 1.

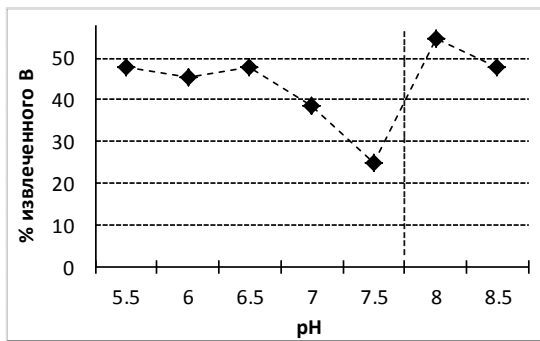


Рис. 1. Процентная доля бора ($B(OH)_3$), извлеченного из комплекса/смеси с маннитолом с помощью Амберлита IRA-743 при различных значениях pH

Результаты эксперимента показали, что NMG-группы эффективно конкурируют с полиолами за связывание бора. Следовательно, материалы, содержащие NMG-группы активны в отношении не только свободной борной кислоты и простейших боратов, но и в отношении природных полиольных комплексов бора.

Как показали специальные исследования, в природных биологических соединениях, полученных из микроорганизмов (боромицин, апласмомицин, тантролон-Б) [17] и растений (сорбитол и рамногалактуран-П) [19] бор находится в комплексах с полиольными группами. Несомненно, вследствие чрезвычайной распространенности OH групп в биомолекулах будут найдены и другие соединения этого рода [31]. Возможно также обнаружение и комплексов бора с природными соединениями других типов, как например, азот-содержащих, таких как серин [35].

Концентрация бора в экстрактах анализировалась с помощью Azomethine-H [24,34]. Реагент был получен от Merck KGaA (Дармштадт, Германия). Точность анализа с учетом 20-кратного концентрирования на NMG-волокне и Амберлите IRA-743 принята в

0.005 мг В/л. Верификация анализа, включая этап экстрагирования на Амберлит IRA-743 приведена на Рис. 2. Важно отметить, что процедура экстракции бора оказалась настолько эффективной, что из лабораторных растворов он был экстрагирован практически полностью.

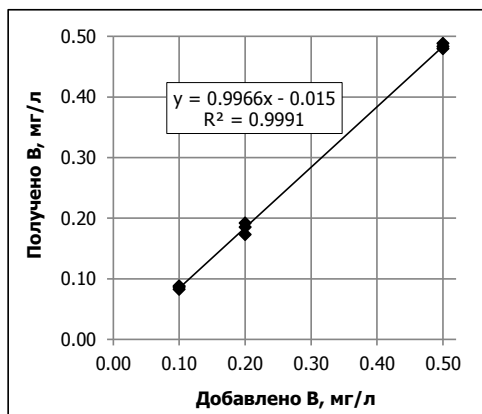


Рис. 2. Верификация метода определения бора

Соединения бора, экстрагированные с помощью NMG-групп (Амберлит IRA-743 и NMG-волокна), приняты как потенциально биодоступные. Общее (валовое) содержание подвижного бора, т.е. сумма экстрагируемых и не экстрагируемых соединений в вытяжках, определяли после разложения аликвоты смесью 30% H_2O_2 + 0.02 М HNO_3 при 60°C в герметических 60-мл пластиковых пробирках [14]. После охлаждения в пробирки добавляли 0.05 мл 5% раствора гидроксилламин-гидрохлорида для нейтрализации остаточных количеств H_2O_2 .

Содержание органического углерода ($\text{C}_{\text{орг}}$) в экстрактах определяли на анализаторе TOC-Vcph (Shimadzu, Япония). Параллельно определяли поглощение света при $\lambda = 254$. Для определения индекса e_4/e_6 , который характеризует степень ароматичности и конденсированности подвижного («растворенного») органического вещества, определяли также поглощение света при $\lambda = 465$ и 665 нм [2, 8, 12]. Недавние исследования [29] показали, что ароматические органические соединения почв представляют собой продукты преобразования лигнина и могут служить показателем деградации биомассы как в аэробных, так и в анаэробных условиях.

Концентрация калия в вытяжках определялась методом ICP-AES (Thermo Scientific iCAP 6300, Великобритания). Считается, что содержание К (как и $C_{орг.}$) может служить показателем степени декомпозиции и выщелачивания растительного материала [9, 28].

При анализе использовали реактивы аналитического класса, все процедуры проводили в пластиковой посуде.

Результаты и обсуждение

Оценка источников поступления бора в почвы

Вымывание бора из листвы и опада

Вытяжки, имитирующие вымывание бора из листвы и растительного опада дождями, содержали значительные концентрации доступного и общего бора, калия и органического вещества (Табл. 3, Рис. 3). Вытяжки были от светло-желтого до темно-коричневого цвета, что свидетельствует о высоком содержании подвижного («растворенного») органического вещества.

Таблица 3. Содержание доступного и валового бора, органического вещества ($C_{орг.}$), калия (К), и значения индекса $e4/e6$ в промывных водах из листьев и опада

Вид	Образец	В дост.,		В вал.,		C _{орг.} ,		К,		e4/e6
		мг/л								
Дуб <i>Quercus robur</i>	листья	0.74 ...	0.10	0.82 ...	1.47	96.4 ...	62.0	106 ...	129	8.9 ... 6.6
	опад	0.74 ...	0.34	0.79 ...	2.29	97.1 ...	83.9	74.6 ...	147	7.9 ... 4.6
Рожковое										
дерево	листья	0.81 ...	0.29	1.05 ...	2.16	52.7 ...	43.2	249 ...	225	3.7 ... 3.7
<i>Cerantonia siliqua</i>	опад	1.00 ...	0.53	1.21 ...	3.49	86.1 ...	42.7	241 ...	154	4.8 ... 3.6
<i>Iva Salix</i>	листья	1.17 ...	0.34	1.19 ...	4.78	50.4 ...	52.0	222 ...	649	4.2 ... 3.6
<i>babylonica</i>	опад	0.95 ...	0.68	1.01 ...	4.23	70.2 ...	79.2	170 ...	332	7.7 ... 4.5

Примечание. Приведены величины для первой и последней (5-й) вытяжек.

Полученные данные отражают сложный процесс разложения листвы и опада и образования подвижных («растворимых») продуктов разложения. С каждым последующим выщелачиванием содержание $C_{орг.}$ постепенно уменьшалось, или, как в случае ивы вавилонской, оставалось на прежнем уровне. Индекс $e4/e6$ к концу эксперимента снизился до ~4 единиц, что может свидетельствовать об увеличении степени конденсированности и ароматичности органического вещества, увеличении доли подвижных гуматов (гуматоподобных веществ) против доли фульватов (фульватоподобных веществ).

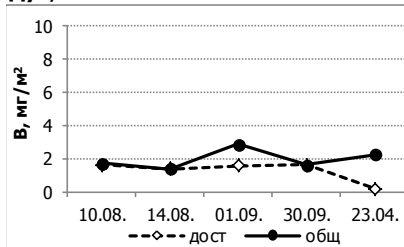
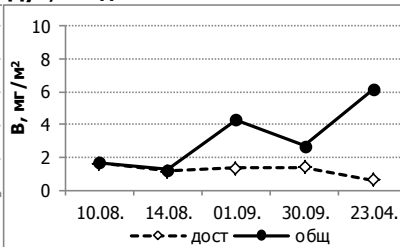
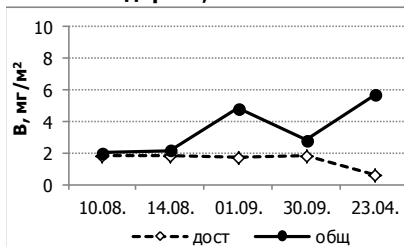
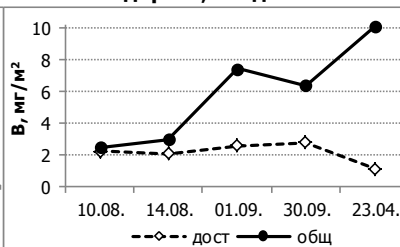
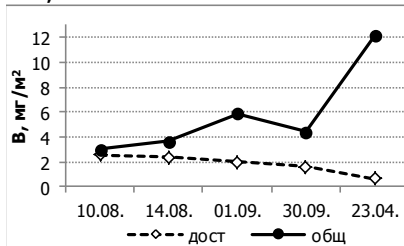
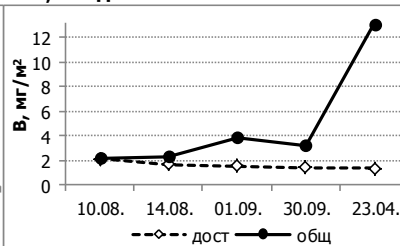
Дуб, листья**Дуб, опад****Рожковое дерево, листья****Рожковое дерево, опад****Ива, листья****Ива, опад**

Рис. 3. Концентрация доступного (пунктир) и валового (сплошная) бора в вытяжках из листьев и опада

Бор эффективно вымывался из опада и ливствы как в доступной, так и прочно-связанной подвижной формах – средние концентрации составили около 0.5 мг/л, и даже 1.0 мг/л из листьев ивы.

Результаты эксперимента подтверждают полученные ранее данные [23], что при разложении растительных остатков происходит быстрое высвобождение бора. При промывании дождями растительной кроны в почвы также могут поступать значительные количества некоторых элементов, что и было установлено для ряда металлов работами Аржановой и Елпатьевского [1].

Предположительно, доступные формы бора в почвенных «растворах» представлены свободной борной кислотой и ее солями, что чаще всего упоминается в специальной литературе. Хотя это утверждение никогда не было подтверждено прямыми измерениями в почвенных растворах [20-22]. Доступные формы бора могут быть также представлены обменными соединениями и прочными комплексами, доступными для связывания NMG-группами (см. Объекты и методы).

В нашем эксперименте доступные соединения бора составили лишь часть его водоподвижных соединений – в среднем 49.5% (38.9 – 82.3%) (Рис. 3).

Если принять во внимание количество дождевых осадков в центральном и северном Израиле 200–800 мм в год [5, 33], то согласно полученным экспериментальным данным ежегодное поступление бора в местные почвы из растительной кроны и опада составляет от 29.5 до 191 мг В/м². Значительным может быть и поступление бора из корневого опада и бактериальных клеток.

Оценка поступления бора с осадками и выщелачиванием горных пород

Согласно современным данным среднее содержание бора в дождевой воде составляет от 0.000п до 0.00п мг/л [20, 21]. Расчеты среднегодового прихода бора в почвы с осадками, с учетом данных по среднегодовому количеству осадков и средних концентраций бора, дают величины 0.06–4.00 мг В/м².

Поступление бора с сухими аэрозолями может также оказаться значительным, в особенности в сухой средиземноморский сезон. К сожалению, по причине отсутствия прямых измерений оценить вклад этого источника затруднительно. Содержание аэрозольных частиц в атмосфере отличается крайне высокой пространственной и временной вариабельностью. Оценка этого явления требует проведения дополнительных работ и исследований [18]. Все же, опубликованные данные позволяют сделать некоторые приближенные оценки. Так, согласно одним расчетам [3] среднее мировое поступление бора с сухими аэрозольными выпадениями составляет $0.07 \cdot 10^9$ кг/год, согласно другим [30] – около $0.50 \cdot 10^9$ кг/год, а над океанами и прибрежными районами – от 0.8 до $2.2 \cdot 10^9$ кг/год. Это примерно в 1.4–3.8 раз меньше поступления с дождями по [30] и в 43 раз меньше

согласно [3]. Таким образом, поступление бора с аэрозолями значительно ниже, чем с дождями.

Поступление бора в почву при выветривании горных пород (преимущественно карбонатных) Park и Schlesinger [30] оценили в $0.043 \cdot 10^9$ кг/год, что намного ниже, чем поступление с осадками. Вымывание бора с суши природными водами в океан, исходя из данных по речному стоку, оценивается примерно от $0.38\text{--}0.48 \cdot 10^9$ кг/год в растворенной форме и $0.15 \cdot 10^9$ кг/год во взвешенном веществе [30].

Таким образом, полученная нами величина поступления бора в почвы из растительного опада и растительной кроны превышает поступление с осадками на 1–3 порядка. Отсюда следует, что основной круговорот бора происходит в полузакрытой системе «растения–опад–почва», в то время как внешние источники – дождевые осадки, аэрозоли, выщелачивание горных пород – играют второстепенную роль.

В сельскохозяйственной практике значительные количества бора могут как изыматься из почв с урожаем, так и вноситься с удобрениями и поливными водами. В особенности в случае полива водами пониженного качества (обработанные сточные, солоноватые, опресненные морские). Однако в нашем случае мы не обнаружили сколько-нибудь значительного увеличения общей концентрации бора в вертисолях (грумосолях), орошаемых обработанными сточными и солоноватыми водами по сравнению с залежными грумосолями.

Бор в подвижной фазе почв («почвенном растворе»)

Выход доступного бора из почвенной подвижной фазы («почвенный раствор») исследовался нами в ходе 2-х экспериментов: 1. многократное последовательное экстрагирование бора из почвенных навесок и 2. многократное последовательное экстрагирование доступного бора из водной вытяжки (<0.45 м).

Многократное последовательное экстрагирование из отдельных почвенных навесок

Водные растворы каждой последующей, с шагом в один день, экстракции из почвенных навесок содержали значительное количество доступного бора. Самые высокие концентрации были определены в 1-й и 2-й вытяжках, но и в последующих отмечались значительные концентрации элемента (Рис. 4). Следовательно, запасы доступного бора в исследуемых образцах почв пополнялись вновь и вновь после

очередного экстрагирования. Это явление описывалось ранее [32] как «регенерация» токсичных уровней бора после промывания загрязненных бором почв. Предположительно «дополнительный» бор генерировался из его нерастворимых соединений. В нашем случае этот феномен имел место для всех исследуемых почв, при разных способах обработки и полива.

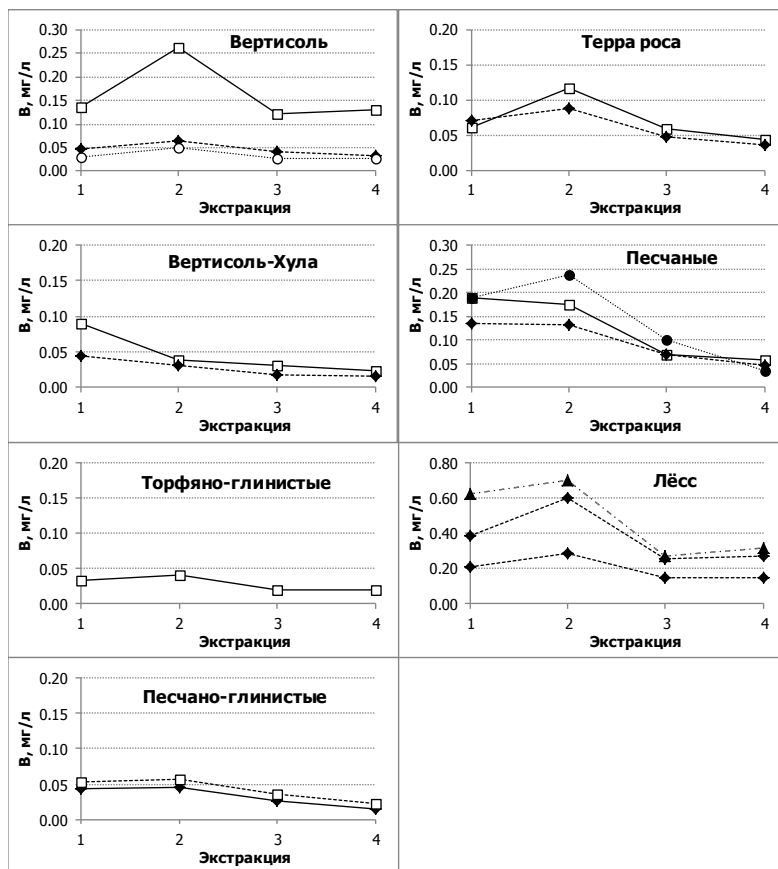


Рис. 4. Концентрация доступного бора в водоподвижной фазе почв (<0.45 м), экстрагируемой последовательно, по дням. Обозначены почвы, орошаемые: ■ – пресной водой, □ – обработанными сточными водами (ОСВ), ▲ – соленоватые воды; ○ – «органическая» обработка; ● – залежные почвы

Согласно полученным данным ирригация обработанными сточными водами привела к значительному – по сравнению с поливом пресными водами уменьшению подвижности и доступности бора. Вероятно, как результат того, что обработанные сточные воды содержат значительные количества коллоидного и органического материала. Возможно, это объясняется и усиленным развитием микробиоты, для которой обработанные сточные воды служат дополнительным источником питательных веществ. Следует отметить, что современные технологии обработки сточных вод в Израиле позволяют получать поливные и технические воды все более высокого качества.

Любопытно также, что основная часть доступного бора оказалась связанной с подвижной фракцией коллоидов размером $0.20 < d < 0.45$ $\mu\text{м}$ (Рис. 5), по сравнению с фракциями < 0.20 $\mu\text{м}$ и $0.45 < d < 1.20$ $\mu\text{м}$ [22]. Это свидетельствует о том, что фракция крупных коллоидных частиц $0.20 < d < 0.45$ $\mu\text{м}$ является главным транспортировщиком, и возможно, главным источником подвижного бора. Таким образом, содержание доступного бора в мобильной фазе определяется и уравнивается соединениями бора, прочно связанного с коллоидными частицами. Заметим, что величина 0.20 $\mu\text{м}$ является нижним пределом размера бактериальных клеток, за исключением палочковидных [15].

Многократное последовательное экстрагирование доступного бора из водной вытяжки

Интересные результаты были получены при многократном последовательном, по дням, экстрагировании доступного бора из водной вытяжки (< 0.45 $\mu\text{м}$) (Рис. 6). Первое экстрагирование дало наибольшие концентрации бора, последующие – его дополнительные значимые количества. Можно заключить, что мобильные соединения (коллоиды, комплексы) генерировали дополнительные количества бора в доступных формах вновь и вновь после извлечения элемента сорбентом.

Причем, последовательные экстракции сопровождались увеличением величины положительной корреляции между содержанием доступного бора и содержанием подвижного («растворенного») $S_{\text{орг}}$. При этом коэффициент корреляции достигал значений близких к единице (усреднение для всех почв) $r = 0.93$ ($p < 0.001$), в то время как «классическая» корреляция с величиной pH

дала значимый результат лишь в случае первой экстракции ($r = 0.52$, $p < 0.05$) (Рис. 7).

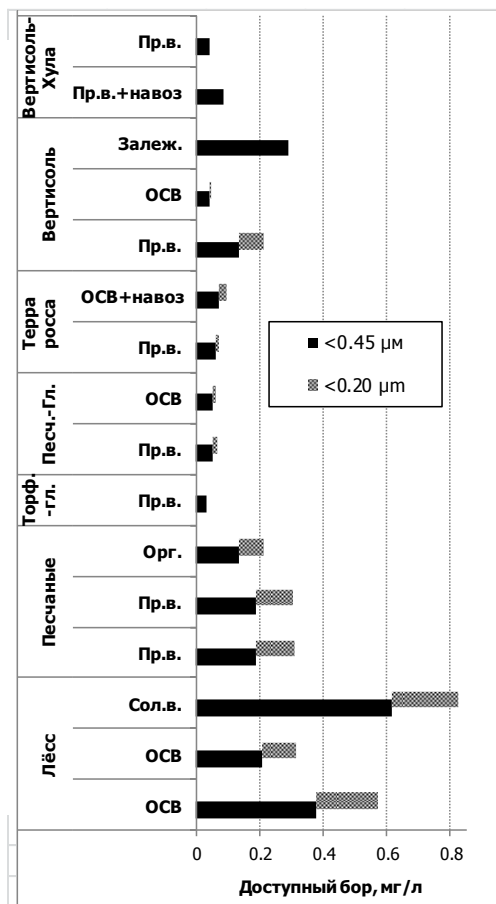


Рис. 5. Концентрация мобильного бора в фильтратах размерности <0.20 и <0.45 $\mu\text{м}$, мг/л. Обозначены почвы, орошаемые: Пр.в. – пресными водами, ОСВ – обработанными сточными водами, Сол.в. – солоноватые воды; Залеж. – залежные почвы, Навоз – внесение навоза, Орг. – «органическая» обработка почв.

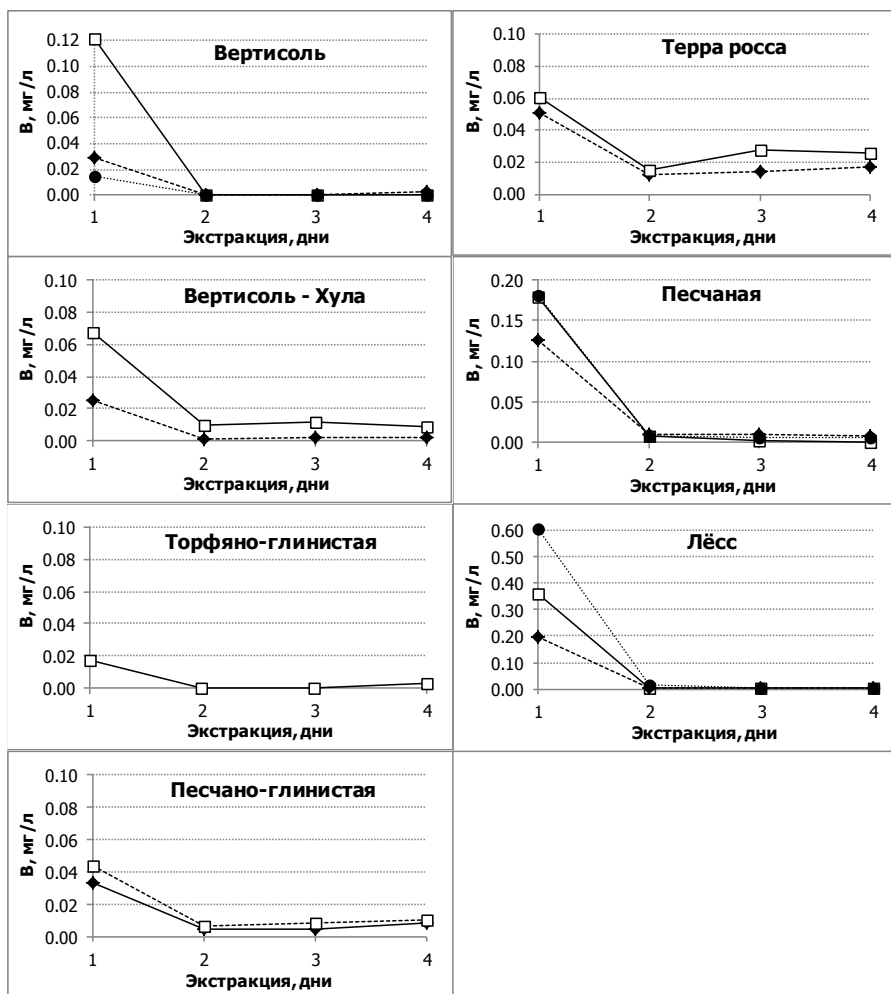


Рис. 6. Доступный бор, экстрагированный из водоподвижной фазы ($<0.45 \mu\text{m}$), последовательно, по дням.

Обозначены символами почвы, орошаемые: ■ – пресными водами, □ – обработанными сточными водами (ОСВ), ▲ - солончатыми водами; ○ - «органическая» обработка; ● – залежные почвы

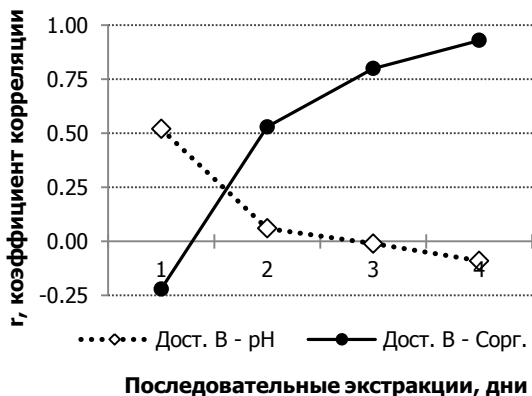


Рис. 7. Изменение коэффициента корреляции (r) между содержанием доступного бора и величиной pH (пунктир), и $S_{орг.}$ (сплошная линия) в ходе последовательного – по дням – экстрагирования из водной вытяжки ($<0.45 \mu m$)

Таким образом, можно заключить, что в ходе 1-й экстракции были извлечены легко-обменные, pH-зависимые соединения бора, а при последующих экстракциях большая часть бора была извлечена из прочносвязанных, вероятно, органических комплексов элемента. Griffin и Bureau [13] изучали сорбцию бора в почвах и выделили два вида «быстрых» первичных реакций, и одну замедленную реакцию, для которой не удалось найти удовлетворительного кинетического описания. Elrashidi и O'Connor [10] обнаружили два вида реакций десорбции бора из почв – обратимый и гистерезисный. Причем, гистерезис не дал сколько-нибудь значимой корреляции ни с одним из почвенных параметров – содержанием глинистых минералов, органического вещества, pH, электропроводностью, обменной способностью, площадью поверхности, содержанием оксидов Al и Fe. Вероятно, эффект гистерезиса определялся образованием специфических комплексов бора. Yermiyaho *et al.* [36] нашли существенный гистерезис при десорбции бора из органического компоста; авторы объяснили этот эффект формированием дигидроксо- и гидроксо-карбоксильных комплексов бора. Следует все же заметить, что в упомянутых работах (как, впрочем, и в подавляющей части специальных работ) использовались не характерные для почв высокие и очень высокие концентрации борной кислоты.

Заключение

Результаты исследования свидетельствуют о том, что растительная крона и опад являются основными источниками поступления подвижных и доступных соединений бора в почвы. Их вклад на 1–3 порядка превышает таковой атмосферных осадков и сухих аэрозолей, и еще более – поступление бора в результате выветривания горных пород. Таким образом, оборот бора происходит в полужакрытой системе «растения–опад–почвы» («растения–опад–почвенный гумус–доступный бор»).

Почвенные подвижные коллоиды размером $0.20 < d < 0.45 \text{ мкм}$ являются основными носителями биодоступного бора. Характер связывания бора в подвижных коллоидах позволяет предполагать наличие двух форм соединений: легко-обменные рН зависимые и прочносвязанные В-органические комплексы, возможно, специфического характера.

Авторы выражают искреннюю признательность д-ру Д. Браво-Животовскому, Факультет химии, Технион–Израильский институт технологий, за полезное обсуждение аналитических методов и их результатов. Работа выполнена при финансовой поддержке Misrad ha-Klita (KAMEA Programme, Иерусалим, Государство Израиль).

Литература

1. Аржанова В.С., Елпатьевский П.В. Геохимия, функционирование и динамика горных геосистем Сихотэ-Алиня (юг Дальнего Востока России). Владивосток: Дальнаука, 2005.
2. Кононова М.М. Органическое вещество почвы, его природа, свойства и методы изучения. Изд-во АН СССР, 1963.
3. Anderson D.L., Kitto M.E., McCarthy L., Zoller W.H. Sources and atmospheric distribution of particulate and gas phase boron // Atmos. Environ., 1994. V. 28. P. 1401–1410.
4. Asad A., Bell R.W., Dell B., Huang L. Development of a boron buffered solution culture system for controlled studies of plant boron nutrition // Plant Soil, 1997. V. 188. P. 21–32.
5. Ben-Gai T., Bitan A., Manes A., Alpert P., Rubin S. Spatial and temporal changes in rainfall frequency distribution patterns in Israel // Theor. Appl. Climat., 1998. V. 61. P. 177–190.
6. Blaser-Grill J., Knoppik D., Amberger A., Goldbach H. Influence of boron on the membrane potential in *Elodea densa* and

Helianthus annuus roots and H^+ extrusion of suspension cultured *Daucus carota* cells // Plant Physiol., 1989. V. 90. P. 280–284.

7. Blevins D.G., Lukaszewski K.M. Boron in plant structure and function // Annu. Rev. Plant Biol., 1998. V. 49. P. 481-500.

8. Chen Y., Senesi N., Schnitzer M. Information provided on humic substances by E4/E6 ratios // Soil Sci. Soc. Am. J., 1977. V. 41. P. 352-358.

9. De Angelis P., Chigwerewe K.S., Mugnozza G.E.S. Litter quality and decomposition in a CO_2 -enriched Mediterranean forest ecosystem // Plant Soil, 2000. V. 224. P. 31-41.

10. Elrashidi M.A., O'Connor G.A. Boron sorption and desorption in soils // Soil Sci. Soc. Am. J., 1982. V. 46. P. 27-31.

11. Geffen N., Semial R., Eisen M.S., Balazs Y., Katz I., Dosoretz C.G. Boron removal from water by complexation to polyol compounds // J. Membrane Sci., 2006. V. 286. P. 45-51.

12. Ghosh K., Schnitzer M. UV and visible absorption spectroscopic investigations in relation to macromolecular characteristics of humic substances // J. Soil Sci., 1979. V. 30. P. 735-745.

13. Griffin R.A., Burau R.G. Kinetic and equilibrium studies of boron desorption from soil // Soil Sci. Soc. Am. J., 1974. V. 38. P. 892-897.

14. Gupta S.K., Chen K.Y. Partitioning of trace metals in selective chemical fractions of nearshore sediments // Environ. Lett., 1975. V. 10. P. 129-158.

15. Hobbie J.E., Daley R.J., Jasper S. Use of nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy // Appl. Environ. Microbiol., 1977. V. 33. P. 1225-1228.

16. Ikeda K., Umeno D., Saito K., Koide F., Miyata E., Sugo T. Removal of boron using nylon-based chelating fibers // Ind. Eng. Chem. Res., 2011. V. 50. P. 5727-5732.

17. Irschik H., Schummer D., Gerth K., Hoefle G., Reuchenbach H. The tartrolons, new boron-containing antibiotics from a myxobacterium, *Sorangium cellulosum* // J. Antibiotics, 1995. V. 48. P. 26-30.

18. Jahiruddin M., Smart R., Wade A.J., Neal C., Cresser M.S. Factors regulating the distribution of boron in water in the River Dee catchment in north east Scotland // Sci. Total Environ., 1998. V. 210. P. 53-62.

19. Kobayashi M., Matoh T., Azuma J.I. Two chains of rhamnogalacturonan II are cross-linked by borate-diol ester bonds in higher plant cell walls // Plant Physiol., 1996. V. 110. P. 1017-1020.

20. Kot F.S. Boron in the environment. In: Boron Separation Processes (Kabay N., Hilal N., Bryjak M., eds.). Ch. 1. Elsevier, 2015.
21. Kot F.S. Boron sources, speciation and its potential impact on health // *Rev. Environ. Sci. Biotech.*, 2009. V. 8. P. 3–28.
22. Kot F.S., Farran R., Kochva M., Shaviv A. Boron in humus and inorganic components of Hamra and Grumosol soils irrigated with reclaimed wastewater // *Soil Res.*, 2012. V. 50. P. 30-43.
23. Lehto T., Ruuhola T., Dell B. Boron in forest trees and forest ecosystems // *Forest Ecol. Manag.*, 2010. V. 260. P. 2053-2069.
24. López F.J., Giménez E., Hernández F. Analytical study on the determination of boron in environmental water samples // *Fresenius' J. Anal. Chem.*, 1993. V. 346. P. 984-987.
25. Lyman W., Preuss A. U.S. Patent 2,813,838 (Nov. 19, 1957), 1957.
26. Makkee M., Keibook A.P.G., van Bekkum H. Studies on borate esters III. Borate esters of D-mannitol, D-glucitol, D-fructose, D-glucose in water // *Recl. Trav. Chim. Pay. B.*, 1985. V. 104. P. 230-235.
27. Matoh T., Ishigaki K., Mizutani M., Matsunaga W., Takabe K. Boron nutrition of cultured tobacco BY-2 cells. I. Requirement for and intracellular localisation of boron and selection of cells that tolerate low levels of boron // *Plant Cell Physiol.*, 1992. V. 33. P. 1135–1141.
28. McTiernan K.B., Ineson P., Coward P.A. Respiration and nutrient release from tree leaf litter mixtures // *Oikos*, 1997. P. 527-538.
29. Papa G., Scaglia B., Schievano A., Adani F. Nanoscale structure of organic matter could explain litter decomposition // *Biogeochemistry*, 2014. V. 117. P. 313-324.
30. Park H., Schlesinger W.H. Global biogeochemical cycle of boron // *Global Biogeochem. Cy.*, 2002. V. 16. P. 1072-1082.
31. Power P.P., Woods W.G. The chemistry of boron and its speciation in plants // *Plant Soil*, 1997. V. 193. P. 1–13.
32. Rhoades J.D., Ingvalson R.D., Hatcher J.T. Laboratory determination of leachable soil boron // *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1970. V. 34. P. 871-875.
33. Stanhill G., Rapaport C. Temporal and spatial variation in the volume of rain falling annually in Israel // *Israel J. Earth Sci.*, 1988. V. 37. P. 211-221.
34. van Staden J.K.F., van der Merwe T.A. Automated in situ preparation of Azomethine-H and the subsequent determination of boron in

fertilizer process and water effluent streams with sequential injection analysis // Analyst, 2000. V. 125. P. 2094-2099.

35. Woods W.G. Review of possible boron speciation relating to its essentiality // J. Trace Elem. Experim. Med., 1996. V. 9. P. 153–163.

36. Yermiyaho U., Keren R., Chen Y. Boron sorption on composted organic matter // Soil Sci. Soc. Am. J., 1988. V. 52. P. 1309-1313.

ГЛИНИСТО-СОЛЕВЫЕ АГРЕГАТЫ АЛЛЮВИАЛЬНЫХ КАРБОНАТНЫХ ПОЧВ (ЧУМРА, ЦЕНТРАЛЬНАЯ АНАТОЛИЯ, ТУРЦИЯ)

*Шеин Е.В.¹, Ерол С.А.², Милановский Е.Ю.¹,
Микайылов Ф.Д.³, Коновалова Н.С.⁴, Шалдыбин М.В.^{5,6},
Лопушняк Ю. М.⁶, Харитонов Г.В.⁷*

¹ факультет почвоведения МГУ, г. Москва,

² Высший образовательный колледж Чумра
университета Сельджук, Турция, Чумра-Конья

³ Сельскохозяйственный факультет университета Сельджук,
Турция, Конья

⁴ ИТИГ ДВО РАН, г. Хабаровск,

⁵ ТомскНИПИнефть, г. Томск,

⁶ Томский политехнический университет, г. Томск,

⁷ ИВЭП ДВО РАН, г. Хабаровск, gkharitonova@mail.ru

Ключевые слова: карбонаты, глинистые минералы, карбонатные глинисто-солевые микроагрегаты, аллювиальные карбонатные почвы

Введение

Аллювиальные карбонатные почвы – основа пахотного фонда Центральной Анатолии, при наличии воды для орошения они активно используются в сельском хозяйстве. Известно, что аллювиальные почвы относятся к числу слаборазвитых и наиболее уязвимых к антропогенному воздействию почв. Однако процессы, определяющие их эволюцию, остаются недостаточно изученными, а экологически безопасное их использование недостаточно разработанным.

Работы по оценке агрофизического состояния орошаемых (орошение капельное) аллювиальных карбонатных почв района Чумра (Центральная Анатолия, Турция) позволили выделить ряд их важных, агрофизически ценных свойств и особенностей. Исследуемые почвы при тяжелом гранулометрическом составе, низком содержании органического вещества и слабо выраженной агрегатной структуре (отсутствие агрегатов агрономически ценных размеров) имеют высокую пористость и характеризуются устойчивостью поровой структуры и водопроводящих путей [4]. Так коэффициент фильтрации для исследуемых почв составил 250–360 см/сут. Почвы близкого

гранулометрического состава (легкая – средняя глина) характеризуются весьма низкими (3–7 см/сут) коэффициентами фильтрации. При изучении скорости впитывания почвы показали и весьма слабое уменьшение скорости впитывания. С чем связано такие агрофизически ценные свойства аллювиальных карбонатных почв Чумры пока до конца не ясно. Возможно, это связано с их повышенной микроагрегированностью, а она (микроагрегированность) в свою очередь определяется минералогическим составом почв: их минерального скелета и тонкодисперсных фракций [1].

Цель данной работы – анализ структуры аллювиальных карбонатных почв на микроуровне.

Задачи – (1) анализ минералогического состава почв; 2 – анализ строения и состава агрегатов на микроуровне с помощью методов растровой электронной микроскопии. В работе представлены также данные энергодисперсионного анализа.

Объекты и методы

Район исследования, Чумра (Çumra), расположен в Центральной Анатолии, в провинции Конья, в центральной части Турции между 37° и 38° в.д. и 33° и 34° с.ш. на высоте 1013 м над ур. м. Площадь района составляет около 172 тыс. га. Это горно-холмистая местность с плакорными формами рельефа, на которых издавна ведется сельское хозяйство.

Климат района Чумра континентальный: жаркое и сухое лето, холодная и малоснежная зима. Средняя годовая температура составляет около 11.8°C, при минимальной и максимальной температурах –1.5 и 26.1°C. Среднегодовая сумма осадков – 306 мм. В последние годы по сравнению с предыдущими количество осадков заметно уменьшилось (233 мм в 2007 г.).

Почвенный разрез был заложен на опытном участке сельскохозяйственного факультета университета Сельджук (г. Конья). Почвы опытного участка аллювиальные карбонатные. Профиль заложенного разреза представлен следующими горизонтами (описание сделано зимой 2011 г.).

А пах (0–38 см) – старопашотный, желтовато-бурый, тяжелосуглинистый (иловато-пылеватый, много лессовых пылеватых частиц), влажный, отмечается потемнение в верхней (0–10 см) части,

рыхлый, переход по плотности и твердости резкий (за счет пахоты весьма заметный).

B1 (38–62 см) – бурый, уплотнен, суховатый, в нижней части небольшие (до 1–2 мм) выцветы карбонатов, переход к нижележащему горизонту по цвету, наличию и крупности карбонатных выделений, граница резкая.

B ca (62–100 см) – светлее предыдущего, скопления карбонатов (размером до 10 мм), очень плотный, наблюдаются отдельные призматические педы.

Гранулометрический состав образцов был определен лазерно-дифракционным методом на приборе Analysette 22 (FRITSH, Германия) с предварительной обработкой образцов ультразвуком в дистиллированной воде (диспергатор Branson 250 W 20 кГц) [11]. Определение C и N проведено на анализаторе твердых проб Vario EL III (Elementar Analysensysteme GmbH, Германия).

Минералогический состав определяли в образцах почвы в целом и в их илистой фракции (<2 мкм) [9]. Для анализа были взяты образцы из верхней части профиля на глубину промачивания почвы при капельном орошении: гор. А пах (слой 0–5 см) и B1 (слой 40–50 см). Для определения минералов использован рентгеновский дифрактометр “RIGAKU ULTIMA IV” (Rigaku Corporation, Япония). Съемка рентгенограмм в геометрии Брега-Брентано. Параметры съемки: анод Cu, напряжение рентгеновской трубки 40 кВ, ток 30 мА, мощность 1.2 кВт. Углы съемки (2Θ) от 3° до 90° при анализе почвы в целом и до 65° при анализе илистой фракции. Скорость съемки 1°/мин с шагом 0.02°. Подготовка образцов к рентгендифрактометрическому анализу включала дробление (щековая дробилка “Pulverisette 1”, FRITSCH, Германия) и измельчение (прецизионная планетарная микромельница “Pulverisette 6”, FRITSCH, Германия). Полученный порошок запрессовывали в специальные кюветы. Препараты илистой фракции запрессовывали без измельчения, снимали в воздушно-сухом (20°C) состоянии и после насыщения этиленгликолем. Минимальная доля определяемого минерала 1 %, погрешность определения 5–10 отн. %.

Рентгендифрактометрическое определение минералогического состава образцов почвы в целом и их илистых фракций было дополнено электронно-микроскопическими исследованиями (РЭМ анализ) на растровом электронном микроскопе VEGA 3 LMN (TESCAN, Чешская Республика). Для съемки образцы почв были

подготовлены методом просыпки, напыление С и Pt, увеличение до 20000. При съемке образцов для анализа фаз с высоким атомным числом дополнительно к детектору вторичных электронов (SE-детектор) был использован детектор обратно отраженных электронов (BS-детектор). При получении изображений с помощью BS-детектора фазы с высоким средним атомным числом отражаются в контрасте более ярко по сравнению с фазами с меньшим атомным числом. Для анализа элементного состава наиболее репрезентативных участков использовали энергодисперсионный спектрометр “INCA Energy 350”, Oxford, Великобритания (РСМА анализ). В общей сложности было получено более 500 фотографий.

Результаты и обсуждение

Анализ минералогического состава показал, что верхняя часть профиля аллювиальной карбонатной почвы (до глубины 50 см) характеризуется высоким содержанием карбонатов, представленных кальцитом (рис. 1), и близким распределением как каркасных, так и слоистых минералов (табл. 1). Содержание кальцита достигает 25%, что практически совпадает (с точностью до ошибки определения) с данными анализа углерода карбонатов [4]. Содержание каркасных минералов (кварц и полевые шпаты) не превышает содержания слоистых (36 и 39% соответственно). Высокое содержание в почвах слоистых минералов определяет их тяжелый гранулометрический состав почв: содержание глины, пыли и песка составляет 45, 54 и 1% соответственно.

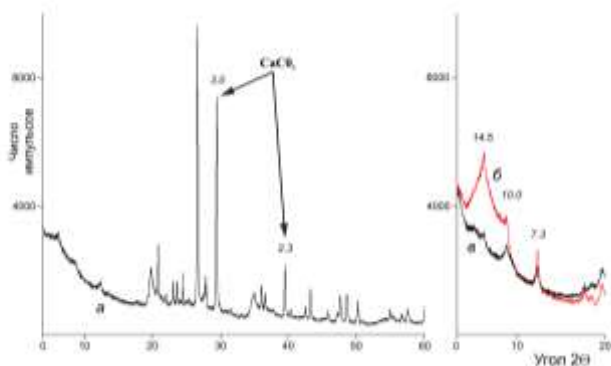


Рис. 1. Рентгендифрактограммы образцов аллювиальной карбонатной почвы в целом (а) и ее иллитовой фракции до (б) и после насыщения этиленгликолем (в), гор. Апак (слой 0–5 см)

Таблица 1. Минералогический состав аллювиальной карбонатной почвы, %.

ГО 1221, 70.												
Горизонт, глубина, см	Каркасные минералы						Слоистые минералы					Соли
	Q	Полевые шпаты				Ch	I	IS	S	K	Ca	
		Al	Ap	Or	M							
Почва в целом												
Апах 0–5	24.0	3.8	3.3	3.6	1.1	5.3	20.2	6.6	1.6	4.9	25.6	
B1 40–50	23.5	5.3	2.9	3.2	1.3	4.8	20.9	7.2	1.9	4.7	24.3	
Илистая фракция												
Апах 0–5	0	0	0	0	0	7.2	43.2	33.2	5.9	10.5	0	
B1 40–50	0	0	0	0	0	4.9	49.5	30.8	4.1	10.7	0	

Примечание. Q – кварц, Al – альбит, Ap – анортит, Or – ортоклаз, M – микроклин, Ch – хлорит, I – иллит, IS – иллит-смектит, S – смектит, K – каолинит, Ca – кальцит.

Известно, что неблагоприятные фильтрационные свойства почв тяжелого гранулометрического состава определяются не столько содержанием в них глины, сколько содержанием в ней набухающей фазы, главным образом смектитов [2, 3]. Как показал анализ исследуемой почвы, в составе илистой фракции преобладают иллиты (43–49%) – минералы не набухающей фазы, содержание смектитов невелико (4–6%), содержание не глинистых минералов (кварц, полевые шпаты, кальцит) не превышает пределов погрешности метода 1–2%. При этом содержание иллит-смектитов достигает 30%. По-видимому, процессы иллитизации, характерные для почв аридных территорий, приводят к существенному росту содержания иллит-смектитов и снижению способности почв к набуханию.

Дополнительное влияние на формирование благоприятных фильтрационных свойств верхней части профиля аллювиальных карбонатных почв может оказывать педогенный кальцит [7, 8]. О наличии микроформ последнего могут свидетельствовать высокие содержания кальцита по всему профилю, а не только в нижней его части, характеризующейся выцветами и скоплениями карбонатов (см. описание разреза). Известно, что педогенный кальцит имеет размеры 0.3–1(2) мкм, участвует в составе глинистой плазмы, кутан и отдельных ультрамикроагрегатов на поверхности зерен каркасных минералов и микроагрегатов почвы, формирует водоустойчивую

микроструктуру почв [5–6, 10, 12, 13]. Первичный кальцит, унаследованный от породы, имеет преимущественно крупно пылеватые размеры.

Действительно, как показал РЭМ анализ, исследуемые почвы при отсутствии агрегатов агрономически ценных размеров характеризуются высокой микроструктуренностью, кальцит сосредоточен в составе микроагрегатов, микрокристаллы кальцита встречаются единично. Так, в гор. Апах. наиболее представительными являются микроагрегаты размером 100–200 мкм (рис. 2а). Микроагрегаты округлые пористые, поры сквозные (рис. 2б, в). В гор. В1 с падением содержания органического вещества (с 1 до 0.5 % $C_{орг}$) число микроагрегатов падает, меняется их форма и уменьшается размер наиболее представительной фракции до 25–100 мкм (рис. 2д). Микроагрегаты в гор. В1 остроугольной формы, рыхлые (рис. 2е, ж) и, по-видимому, менее прочные.

При съемке образцов с предварительным их напылением углеродом на поверхности микроагрегатов было четко зафиксировано образование глинисто-солевых ультрамикроагрегатов с высокой долей кальцита. Ультрамикроагрегаты (рис. 2б, в, з) как и кристаллический кальцит (рис. 2г) диагностируются по яркому отражению в контрасте: среднее атомное число кальцита выше, чем силикатной матрицы и углеродной пленки. Кальцитовый состав глинисто-солевых ультрамикроагрегатов подтверждается данными энергодисперсионного РСМА-анализа (рис. 3б, в, е). Содержание в них Са и Si (атомные проценты) близкое, алюмосиликатная основа согласно соотношению $Si:Al = 2:1$ представлена минералами смектитовой группы. Сами микроагрегаты также содержат кальций, но его существенно меньше соотношение $Ca:Si$ составляет 1:10 (рис. 3а, д). Fe-содержащие глинисто-солевые образования также диагностируются при съемке с BS-детектором (рис. 2з, стрелка). Но они более яркие (больше среднее атомное число), встречаются реже, имеют другую форму, соотношение в них Si к Al существенно меньше (1.2–1.3), чем в кальцитовых.

Съемка образцов при напылении их платиной не позволяет без РСМА анализа диагностировать по отражению в контрасте кальцит и выделения карбонатных глинисто-солевых ультрамикроагрегатов (рис. 4), поскольку по сравнению с Pt разница величин средних атомных чисел кальцита и силикатной матрицы незначительна.

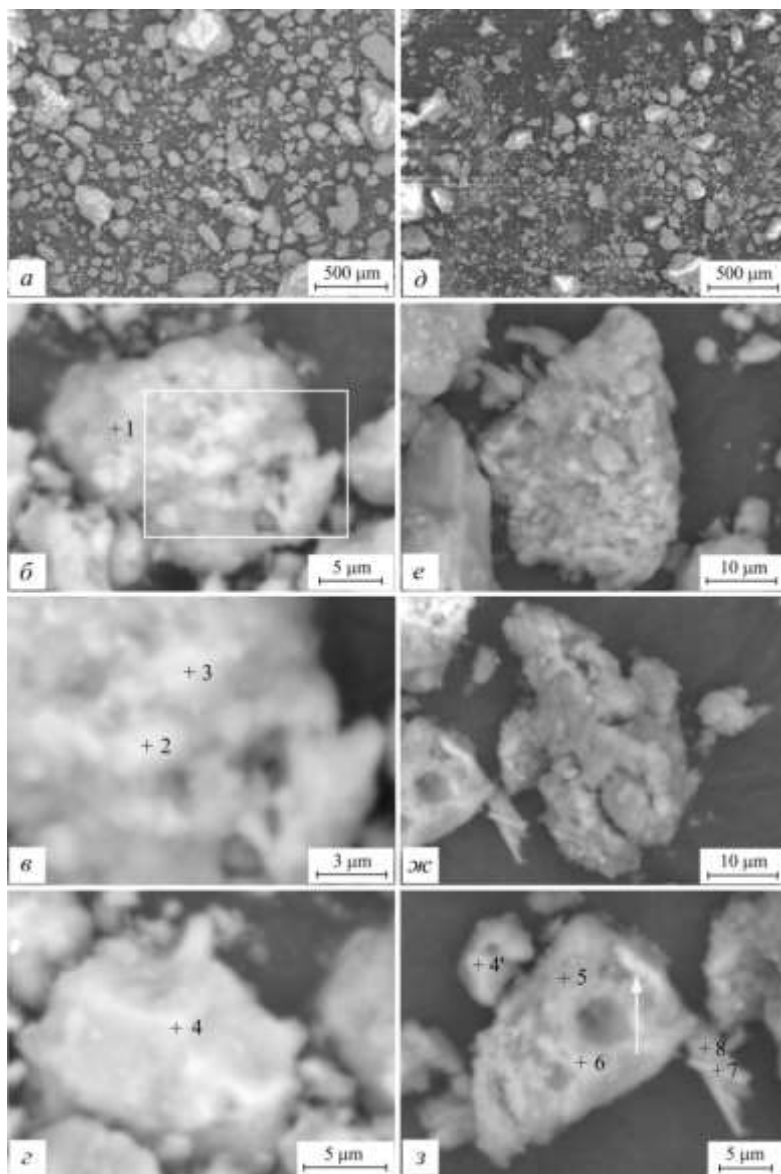


Рис. 2. Микрофотографии образцов аллювиальной карбонатной почвы: гор. А пах (а–с), гор. В1 (д–з). Точки 1–8 – точки, в которых проведен РСМА анализ (см. рис. 3). Рамка – выделенный фрагмент приведен ниже, стрелка – железистые выделения (РЭМ, BS-детектор, напыление С)

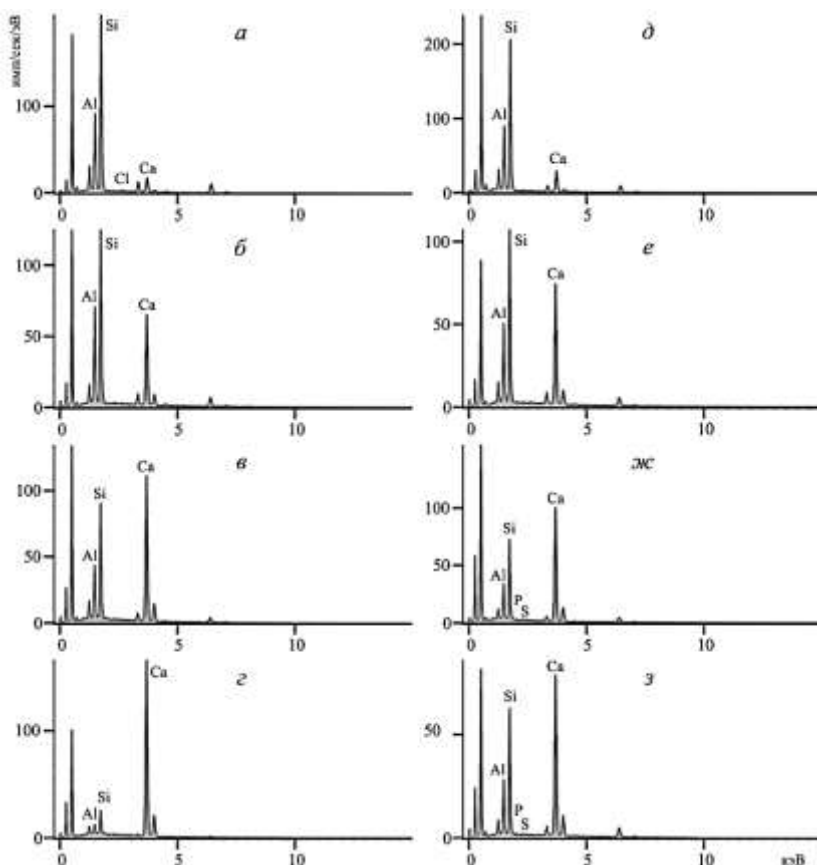


Рис. 3. Энергодисперсионные спектры образцов аллювиальной карбонатной почвы: *а–з* – РСМА анализ точек 1–8 соответственно на рис. 2 (остальные пояснения в тексте)

Однако использование Pt-напыления позволяет оценить морфологию и структуру микроагрегатов, морфологию и упаковку слагающих их частиц, характер и размер пор в микроагрегатах. Так, поры в микроагрегатах сквозные, диаметр пор составляет 3–10 мкм (рис. 4*а*, *б*, *д*, *е*). Преимущественная упаковка глинистых частиц в микроагрегатах плоскость–плоскость со сдвигом. Кальцитовые глинисто-солевые ультрамикроагрегаты (по форме ромбоэдрические и слегка округлые) покрывают поверхность микроагрегатов (рис. 4*в*). Единично они встречаются и на зернах кварца (рис. 4*з*).

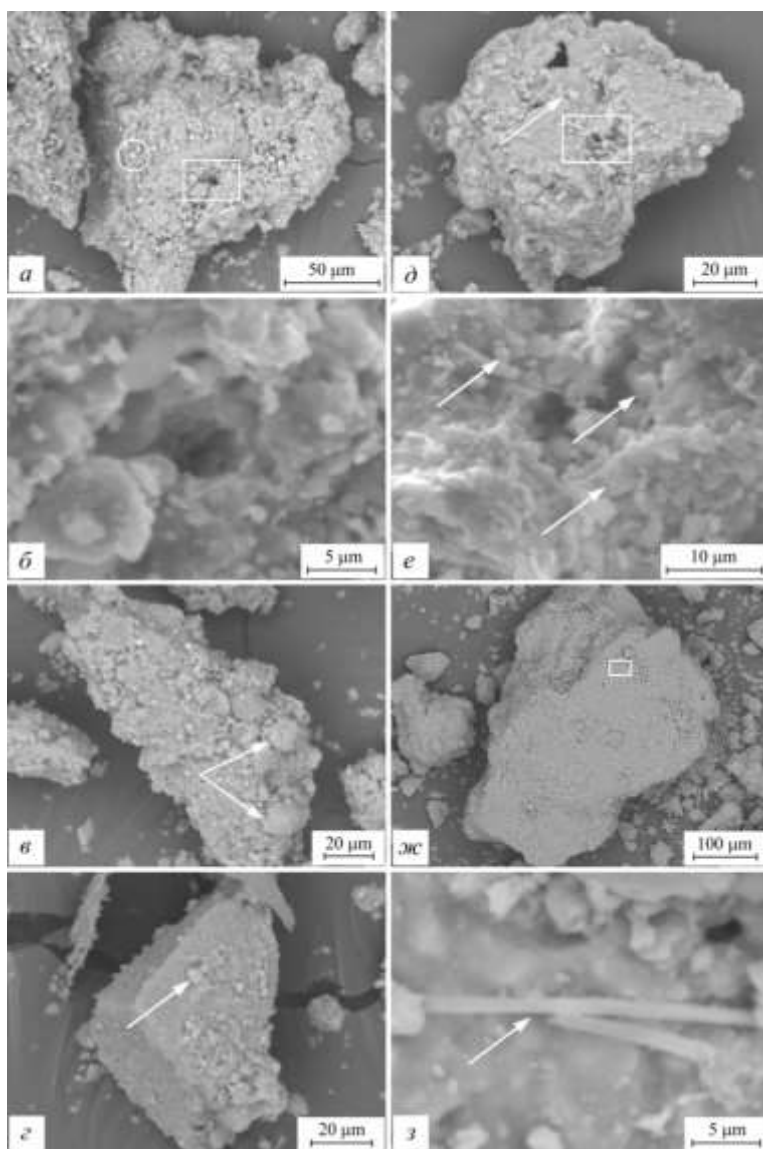


Рис. 4. Микрофотографии образцов аллювиальной карбонатной почвы: гор. А пах (а–с), гор. В1 (д–з). Рамки – выделенные фрагменты приведены ниже, стрелки – кальцитовые глинисто-солевые ультрамикрoагрегаты, окружность – участок повышенного содержания Au (РЭМ, BS-детектор, напыление Pt)

Обнаруженные в образцах единичные микрокристаллы кальцита представлены преимущественно зернами ромбоэдрической формы с относительно четкими ребрами и гранями размером 15–20 мкм (рис. 2, т. 4 и 4¹). Состав кутаны на поверхности зерен соответствует составу глинистой основы ультрамикроагрегатов (рис. 3з). В гор. В1 помимо ромбоэдрических выделений кальцита были отмечены его выделения игольчатой формы 5–25 мкм длиной и 0.5–1 мкм шириной (рис. 2з, точки 7, 8; рис. 4ж, з), содержащие P, S и Fe (рис. 3 ж, з). Последнее может свидетельствовать об их биогенном, возможно микробиальном происхождении [6]: исследуемые почвы характеризуются высокой численностью, биоразнообразием и активностью микробного сообщества [4]. Кроме того, были обнаружены пластинчато (из отдельных пластин) упакованные кристаллы кальцита (рис. 5) с высоким содержанием смектитовой фазы (Ca:Si = 10:1, Si:Al = 2:1). Размер их составляет 40–60 мкм, толщина пластин 0.5–2 мкм.

На следующем рис. 6 представлена фотография контактной зоны зерна кварца и глинистых частиц в микроагрегате. Как следует из энергодисперсионных спектров, место контактов характеризуется наибольшим содержанием кальцита (Ca:Si = 1:2) и смектитовым составом глинистых частиц (Si:Al = 2:1). На удалении от места контакта (~10 мкм) содержание кальцита резко падает (Ca:Si = 1:10), на кварцевом зерне отмечаются только его следы. Из чего с большой долей вероятности следует, что смектит-кальцитовые образования, как и кальцитовые глинисто-солевые ультрамикроагрегаты являются скрепляющим структурным элементом микроагрегатов и определяют устойчивость поровой структуры почвы.

Дополнительно при съемке образцов BS-детектором помимо выделений кальцита были обнаружены характерные для аллювиальных почв акцессорные минералы рутил и циркон (рис. 7а, б), фосфаты редкоземельных элементов (La, Ce, Pr, Nd) (рис. 7в, з), в следовых количествах диагностируются Th (примесь к фосфатам РЗЭ) и Au (до 0.05 ат.%) (рис. 4а). Рутил TiO₂ и циркон ZrSiO₄ представлены зернами размером 40–50 мкм. Размер микровключений фосфатов РЗЭ составляет 5 мкм и менее.

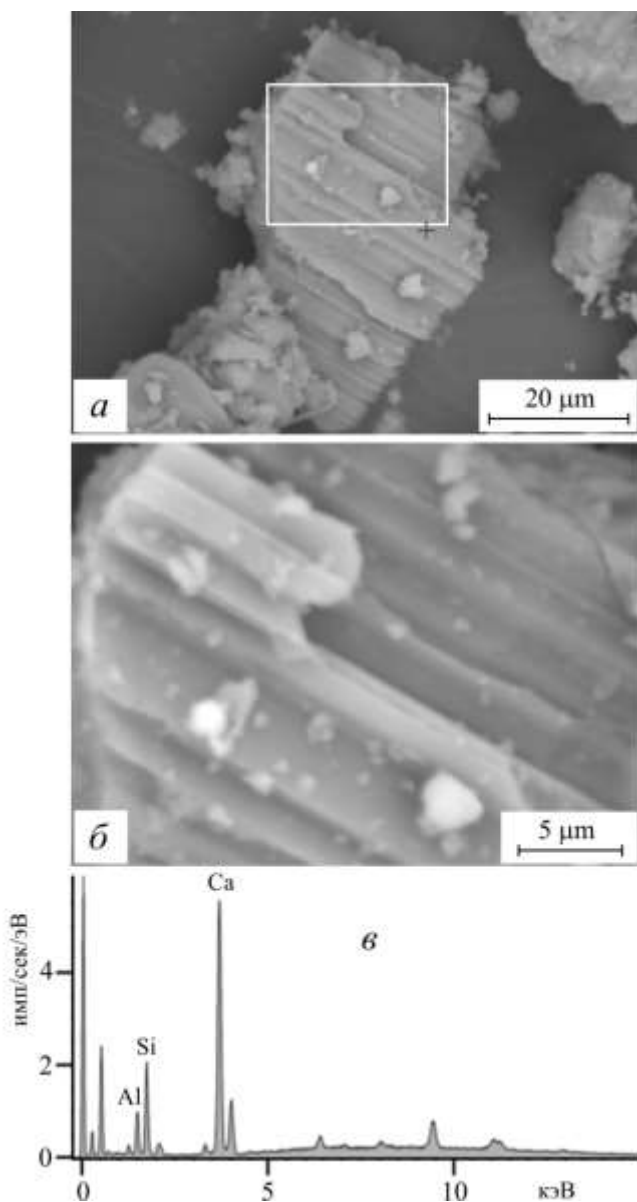


Рис. 5. Микрофотография микрокристалла пластинчато упакованного кальцита из гор. В1 (*a*, *б*) и энергодисперсионный спектр (*в*) в точке (+). Рамка – увеличенный фрагмент приводится ниже (РЭМ, BS-детектор, напыление Pt)

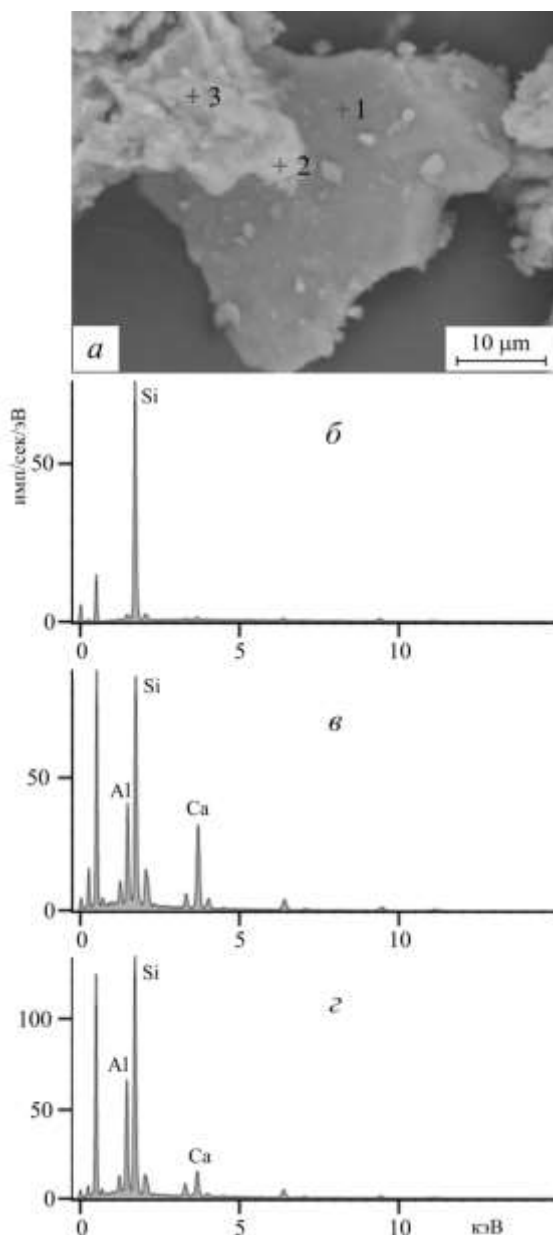


Рис. 6. Микрофотография контактной зоны зерна кварца и глинистых частиц в микроагрегате (а) и энергодисперсионные спектры (б–д) точек 1–3 соответственно

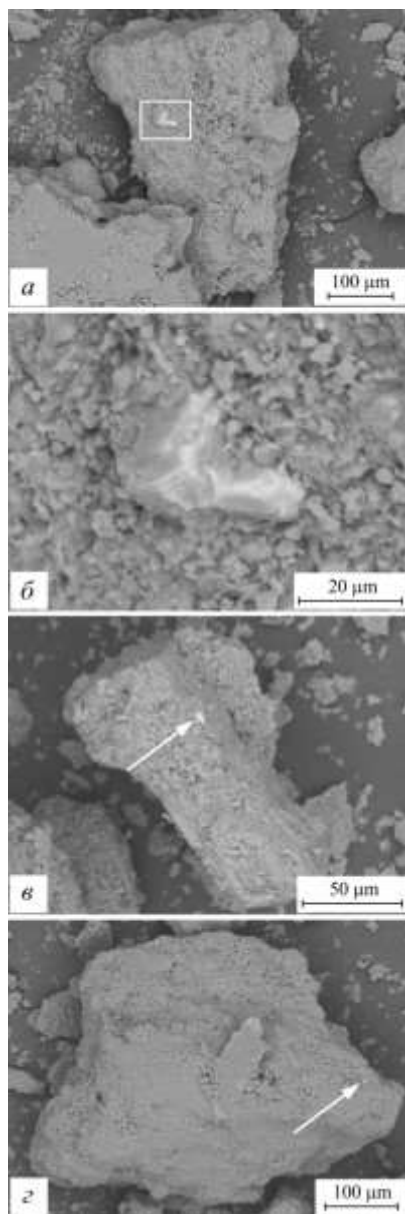


Рис. 7. Микрофотографии зерен циркона (*а–б*) и микровключений фосфатов редкоземельных элементов (*в–г*) (РЭМ, BS-детектор, напыление Pt)

Заключение

Методами рентгендифрактометрии, растровой электронной микроскопии и энергодисперсионного анализа был изучен минералогический состав аллювиальных карбонатных почв (Чумра, Центральная Анатолия, Турция) и их илистых фракций, морфология и состав почвенных микроагрегатов и карбонатных выделений. Установлено, что почвы характеризуется высоким содержанием педогенного кальцита и слоистых минералов, которые определяют их тяжелый гранулометрический состав: содержание глины, пыли и песка составляет 45, 54 и 1% соответственно. В составе илистой фракции преобладают иллиты (43–49%) – минералы не набухающей фазы, содержание смектитов невелико (4–6%). Показано, что высокие фильтрационные свойства почв обусловлены процессами иллитизации, характерными для илистой фракции почв аридных территорий, и микроагрегации твердой фазы почв педогенным кальцитом с образованием кальцитовых глинисто-солевых ультрамикроагрегатов.

Литература

1. Седов С.Н., Шоба С.А. Методы исследования минерального скелета почв: оценка возможностей, применение к решению почвенно-генетических задач // Почвоведение. 1996. № 10. С. 1157–1166.
2. Соколова Т.А., Дронова Т.Я., Толпешта И.И. Глинистые минералы в почвах. Тула: Гриф и К, 2005. 336 с.
3. Теории и методы физики почв (под ред. Е.В. Шеина и Л.О. Карпачевского). М.: Гиф и К, 2007. 616 с.
4. Шейн Е.В., Ерол С.А., Милановский Е.Ю., Верховцева Н.В., Микайылов Ф.Д., Ер Ф., Ершахин С. Агрофизическая оценка аллювиальных карбонатных почв района Чумра (Центральная Анатолия, Турция) // Почвоведение. 2014. № 7. С. 837–841.
5. Шоба С.А., Турсина Т.В., Ямнова И.А., Растровая электронная микроскопия солевых новообразований почв // Биол. науки. 1983. № 3. С. 91–98.
6. Kovda I.V., Wilding L.P., Drees L.R. Micromorphology, submicroscopy and microprobe study of carbonate pedofeatures in a Vertisol gilgai soil complex, South Russia // Catena. 2003. V. 54. P. 457–476.

7. Mermut A.R., Arnaud R.J.St. A micromorphological study of calcareous soil horizons in Sas-katchewan soil // Can. J. Soil Sci. 1981. V. 61 P. 243–260.
8. Mermut A.R., Arnaud R.J.St. A study of microcrystalline pedogenic carbonates using submi-croscopeic techniques // Can. J. Soil Sci. 1981. V. 61 P. 261–272.
9. Moore D.M., Reynolds R.C., Jr. X-ray Diffraction and the Identification and Analysis of Clay Minerals. Oxford, New York: Oxford University Press, 1997. 378 p.
10. Rimmer D.L., Greenland D.J. Effects of calcium carbonate on the swelling behavior of a soil clay // J. Soil Sci. 1976. V. 27. P. 129–139.
11. Shein E.V., Milanovskii E.Yu., Molov A.Z. The effect of organic matter on the difference be-tween particle-size distribution data obtained by the sedimentometric and laser diffraction methods // Eurasian Soil Science. 2006. V. 39. Suppl. 1. P. 194–204.
12. Sposito G.A. The Surface Chemistry of Soils. New York: Oxford University Press, 1984. 234 p.
13. Wang D., Anderson D.W. Pedogenic carbonate in Chernozemic soils and landscapes of south-eastern Saskatchewan // Can. J. Soil Sci. 2000. V. 80. P. 251–261.

СВОЙСТВА ПОЧВ УРБАНИЗИРОВАННОЙ ТЕРРИТОРИИ (НА ПРИМЕРЕ ГОРОДА БИРОБИДЖАН)

Матюшкина Л. А.¹, Калманова В. Б.²

¹ИВЭП ДВО РАН, г. Хабаровск

² ИКАРП ДВО РАН, г. Биробиджан

Функционирование промышленности, энергетики, транспорта и хозяйственно-бытовая деятельность населения в городах приводят к частичной или полной физической нарушенности почвенного покрова и накоплению в почвах различных веществ и артефактов антропогенного происхождения [3]. В почвенном профиле и на его поверхности получают развитие неблагоприятные в экологическом отношении процессы водной и ветровой эрозии, переуплотнения и переувлажнения, вторичного заболачивания, захламливания, загрязнения вредными химическими веществами (соединениями тяжелых металлов и органическими веществами) [9, 16]. Это сопровождается изменением морфологического строения, физико-химических, биологических и многих других свойств почв. Тяжелые металлы (ТМ) при избыточном накоплении в почвах вызывают снижение численности, видового состава и жизнедеятельности почвенных микроорганизмов, подавление ферментативной активности почв, развитие мутагенных процессов [9, 12]. Накопление ТМ на почвенно-геохимических барьерах приводит также к включению их в пищевые цепи и таким образом прямо связано со здоровьем человека.

Начиная с 2006-2008 г.г. и в настоящее время на территории г. Биробиджана, сравнительно молодого и развивающегося города Приамурья, ведутся работы по изучению состояния городских почв, их картографированию и почвенно-геохимическому мониторингу [4, 6, 10]. Эти исследования обоснованы необходимостью выявления вклада почвенных условий в общее экологическое состояние городской среды. Цель настоящей статьи – выявить особенности морфологических и физико-химических свойств почв в различных эколого-функциональных зонах г. Биробиджана. Одной из важных задач было изучение содержания наиболее информативных для экологического контроля ТМ (Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb) и оценка уровня загрязнения ими городских почв.

Материалы и методы

Исходными материалами для настоящей статьи послужили результаты полевых и лабораторных исследований почв и почвогрунтов в различных функциональных зонах Биробиджана. Первостепенное значение имело изучение морфологического строения городских почв, их группировка по степени нарушенности профиля и составление карты почвенно-экологических условий города [10]. О характере нарушенности почвенного профиля судили по наличию и степени сохранности гумусового и нижележащих горизонтов или их отсутствию, количеству и характеру антропогенных включений [3]. На 25 стационарных площадках (размер 10×10 м), заложенных для проведения почвенно-геохимического мониторинга города, из поверхностных почвенных горизонтов (глубина 0–10 см) были отобраны образцы для аналитических работ [8,11]. Химические анализы выполнены в Хабаровском инновационно-аналитическом центре Института тектоники и геофизики ДВО РАН. В отобранных образцах определяли актуальную кислотность (рН водной вытяжки) и валовые содержания тяжелых металлов (Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb) методом ICP-MS спектрометрии. Оценку экологического состояния почв проводили путем сравнения фактических валовых содержаний ТМ с мировыми почвенными кларками [2], показателями местного геохимического фона, величинами ориентировочно допустимых концентраций (ОДК) [13], средними содержаниями каждого элемента в почвах городов России сходной с Биробиджаном категории (т.е. с населением менее 100 тыс. человек) [1]. В качестве фоновой была использована зональная почва (бурозем остаточно-аллювиальный под дубово-широколиственным лесом) в северной части Биробиджана, удаленная от возможных источников ТМ. Степень загрязнения почв ТМ определяли по величине превышения содержания каждого металла значений ОДК для почв [12, 13].

Результаты и их обсуждение.

Биробиджан расположен в пределах высокой поймы и 1-й надпойменной террасы р. Бира и ее притока – р. Икура, преимущественно на низких аккумулятивных поверхностях. В аллювиальных отложениях преобладают супеси, пески, гравийно-галечниковый материал, реже опесчаненные, ожелезненные глины. Западную и юго-западную части города занимают возвышенные

элементы рельефа в виде денудационно-останцовых низких гор (мелкосопочника) и эрозионно-аккумулятивных предгорий со слабоволнистой поверхностью. Здесь почвообразующими породами являются элювиально-делювиальные отложения продуктов выветривания коренных пород, преимущественно эффузивных (андезитов, андезито-базальтов, кварцевых порфиров). Для территории Биробиджана характерно наличие обширных площадей, слабо затронутых антропогенной деятельностью: дубово-широколиственные леса покрывают склоны мелкосопочника в западной части города, заболоченные луга и болота окаймляют город с северо-востока и востока, а большие массивы высоко пойменных лугов располагаются на юге. В настоящее время природные почвы Биробиджана под влиянием технических воздействий, хозяйственно-бытовой и рекреационной деятельности городского населения в той или иной степени трансформированы, и часто заменены почвоподобными или непочвенными образованиями [10].

Для Биробиджана проведена систематизация и типологическая упорядоченность всего разнообразия городских почв на основе анализа степени их антропогенной нарушенности и соответственно степени нарушенности экологических функций. Составлена карта почвенно-экологических условий масштаба 1:25000 [10]. На территории Биробиджана выделены четыре большие экологические группы почв и не почвенных субстратов:

- (1) природные относительно не измененные почвы;
- (2) природные поверхностно нарушенные почвы;
- (3) антропогенные почвы;
- (4) техногенные поверхностные образования (ТПО).

Морфологическое строение почв каждой группы характеризуется определенным набором морфологических показателей, отражающих прежде всего типовую принадлежность почв, диагностические горизонты и их обозначения, целостность или нарушенность почвенного профиля, характер нарушений, мощность гумусовых или органогенных горизонтов, состояние напочвенного покрова.

Природные относительно не измененные почвы 1-ой группы приурочены в основном к природному окружению Биробиджана и представлены типами буроземных, буроземно-дерновых, дерново-луговых глеевых, болотных торфянисто- и торфяно-глеевых и комплексами пойменных почв. Все они сохраняют свойственное

природным почвам морфологическое строение почвенного профиля: буроземы типичные - AY-BM-C, буроземы глееватые - AY-BMg-Cg, буроземно-дерновые остаточного аллювиальные - AY-[BM-C]al. Широко распространены среди естественных ненарушенных почв городской территории дерново-луговые глеевые и торфянисто (торфяно)- глеевые почвы с формулой профиля соответственно AY-G-CG и T-G-CG. В комплексы пойменных почв р. Бира входят дерновые слаборазвитые слоистые (W-C[~]), дерновые луговые глееватые (AYg-Cg[~]) и заболоченные иловато-глеевые почвы (Hmg-G-CG[~]). Индекс [~] обозначает аллювиальные слоистые отложения.

Во 2-ю группу природных поверхностно нарушенных почв (урбопочв по [3]) выделены почвы, в той или иной степени измененные антропогенными воздействиями. Их главной особенностью является сохранение связи с почвообразующей породой, в почвенном профиле всегда диагностируются неизменные средние и нижние горизонты. В то же время связь с растительным покровом нарушена частично или чаще всего полностью. Поэтому изменения морфологического строения, сложения и структуры в почвах этой группы связаны преимущественно с верхней частью профиля мощностью не более 50 см, где формируется горизонт U («урбик»). Общая формула профиля урбопочвы - U(Au)-B-C. Формирование поверхностно нарушенных почв связано в значительной степени с сельскохозяйственным землепользованием (приусадебные хозяйства частного сектора, питомники, тепличные и садово-огородные хозяйства в пределах городской черты). Рекреационное использование, по сравнению с вышеуказанными факторами, приводит к сравнительно слабому, но устойчивому преобразованию верхней части природных почв. Здесь горизонт «урбик» не образуется, но трансформируются ценные в биогеоценотическом отношении органогенные горизонты (лесные подстилки, травяной войлок).

Для застроенной территории Биробиджана характерна 3-я группа почв - антропогенных (урбаноземов и техноземов). Эти почвы диагностируются по отсутствию генетических горизонтов, характерных для природных почв. В основе их формирования лежат глубокие физические и химические преобразования на глубину более 50 см. Профили урботехноземов состоят из различных по окраске и мощности слоев почвенного и насыпного происхождения и всегда включают в разном количестве строительный и бытовой мусор,

промышленные отходы. Общая формула профиля для урбаноземов - $U(Utg)-B-C$ или $U-TG-C$, для техноземов - $TG-C(TG)$.

На территории Биробиджана неуклонно увеличивается распространение техногенных поверхностных образований (ТПО) – открытых отвалов природных и техногенных грунтов, золоотвалов, свалок товарно-бытовых и промышленных отходов, в том числе не санкционированных и т.д. Систематика и диагностика ТПО находятся в стадии разработки. Их морфологические свойства определяются вещественным составом, происхождением (природным или искусственным), временем образования.

Особенности морфологического строения представленных выше групп почв Биробиджана обуславливают определенную преобразованность и других свойств (физических, физико-химических), влияющих в том числе на показатели содержания ТМ. Общей особенностью почв различных функциональных зон Биробиджана является сдвиг значений pH почвенного раствора по сравнению с фоном в сторону слабощелочной и даже щелочной реакции (таблица). Фоновые почвы (буроземы остаточно-аллювиальные в районе медгородка в северной части Биробиджана) имеют слабокислую реакцию среды, присущую бурым лесным почвам зоны хвойно-широколиственных лесов юга Дальнего Востока. Щелочной сдвиг реакции почв промышленных и транспортно-селитебных зон объясняется обилием в городе строительных и бытовых отходов, являющихся источником поступления в воздух и почвы карбонатов кальция и магния. На подщелачивание реакции среды почв сельскохозяйственных участков может существенно влиять широко применяемое известкование и внесение физиологически щелочных минеральных удобрений. Наиболее сильное подщелачивание почв отмечено для индустриеземов в районе городской ТЭЦ. Известно, что нейтральная и слабощелочная реакция среды способствует нахождению ТМ в почвах в прочнофиксированном состоянии, и следовательно, их накоплению. В тоже время некоторые ТМ (например, анионные формы Zn) в щелочных условиях повышают свою растворимость. [7, 14].

Таблица. Средние валовые содержания тяжелых металлов в почвах г. Биробиджана, мг/кг почвы (2006-2008 г.г.)

№ п/п	Местоположение пробных площадок	pH водн.	Элемент							
			Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
1	Ул. Парковая	6,4	285	4433	3,8	11,6	3,5	25,4	0,07	13,6
2	Пер. Швейный	7,3	293	4360	5,8	9,0	7,4	65,1	0,3	29,1
3	Ул. Широкая	7,7	192	1830	2,6	3,6	6,6	56,9	0,14	45,4
4	Ул. Волочаевская	7,9	221	2812	4,8	17,6	13,7	131,0	0,3	59,0
5	Ул. Калинина, 65	7,9	136	4674	7,2	6,7	20,5	182,0	0,71	121,2
6	ТЭЦ	8,1	308	5002	3,5	11,6	14,0	95,2	0,2	35,6
7	Завод Дальсельмаш	7,4	269	2474	4,3	2,2	2,6	27,7	0,39	17,6
8	Возле городской свалки	7,8	181	6344	8,2	12,6	17,1	107,4	0,62	44,7
9	Ул. Индустриальная	7,3	651	3494	3,5	4,6	26,9	355,1	0,43	234,4
10	Сквер ст. Скорой помощи	7,9	236	1880	2,3	2,5	5,1	84,7	0,1	35,6
11	Сквер стад. «Дружба»	6,7	262	2845	3,9	3,8	18,6	160,5	0,5	66,4
12	Городской парк культуры и отдыха	7,8	269	1980	4,3	7,4	24,7	147,8	1,23	56,6
13	Лесхоз	5,5	319	8387	4,5	3,7	4,2	14,4	0,02	13,5
14	Ул. Ульяновская (пос. Лукашово)	7,3	946	1154	2,9	3,2	5,3	125,2	0,53	17,4

Продолжение табл.

Нормативные содержания ТМ в почвах в некоторых системах нормирования									
Средние содержания (кларки) ТМ в почвах [2]	850	38000	80	40	20	50	0,5	10	
Средние содержания ТМ в почвах городов России с населением менее 100 тыс. чел. [1]	457,5	26570	14,6	18,4	28,2	92,4	1,4	39,5	
Местные фоновые содержания (северо-западная окраина города)	224,2	4134,5	3,3	3,78	3,23	19,6	0,08	12,5	
ОДК [12, 13]	1500	-	5	80	120	220	2	130	

Примечание. Пробные площадки сгруппированы в соответствии с эколого-функциональными зонами города и типами почв: 1, 2, 3, 4 – транспортно-селитебная зона (урбаноземы); 5 - 8 –промышленная зона (5, 8 - урботехноземы), 6, 7 – индустриземы); 9 – промышленно-сельскохозяйственная зона (агробураземы на аллювии); 10 - 13 – рекреационная зона (10 - слабо дерновые, 11 - пойменные торфянисто-глеевые, 12 – дерновые, 13 – лугово-глеевые); 14 - сельскохозяйственная зона (агробураземы-дерновые).

Железо и марганец являются очень важными геохимическими компонентами городских почв как между функциональными зонами, так и внутри них. Отмечается явная тенденция среды. Средние валовые содержания Fe в почвах города варьируют от 1154 до 8387 мг/кг и различаются наибольшим содержанием Fe в почвах транспортно-селитебных и промышленных зон (урбаноземах и техноземах). Среди почв рекреационной и сельскохозяйственной зон обращает внимание необычайно высокое содержание Fe в луговых глеевых почвах при относительно низком его содержании в остальных природных почвах. Этот факт связан, повидимому, с химико-биологическим переносом соединений Fe при глееобразовании в почвах подчиненных ландшафтов. Во всех случаях концентрация Fe в почвах Биробиджана существенно меньше мирового кларка в почвах и не превышает среднее содержание Fe в почвах городов России с населением менее 100 тыс. человек. При этом в некоторых точках опробования транспортно-селитебных и промышленных зон наблюдается некоторое превышение местного фоновое содержания Fe.

Содержание валового *марганца* (Mn) в почвах города изменяется в пределах 136-946 мг/кг и за исключением одной точки опробования в сельскохозяйственной зоне не превышает мировой почвенный кларк, а в двух точках (сельскохозяйственная и промышленная зоны) превышено среднее содержание Mn в почвах городов России с населением менее 100 тыс. человек. В большинстве случаев для Mn, также как и для Fe, превышен местный геохимический фон. Что касается ориентировочно допустимых концентраций (ОДК) Mn и Fe в почвах, то для Fe этот норматив не установлен, а для Mn ОДК не превышена ни в одной опробованной точке.

Пределы содержания *никеля* в образцах почв пробных площадок составляют 2,2-17,6 мг/кг. Наиболее высокие концентрации четко привязаны к почвам транспортно-селитебных и промышленных зон (урбаноземам и урботехноземам) со значительным превышением фоновое содержания. Однако мировой почвенный кларк, среднее содержание в почвах сходной с Биробиджаном категории городов России и ОДК для Ni не превышены.

Медь (Cu) в исследованных почвах Биробиджана обнаружена в концентрациях от 2,6 до 26,9 мг/кг. Видна четкая приуроченность наиболее высоких содержаний Cu к почвам промышленной зоны (урботехноземам), где они приближаются к мировому кларку Cu в

почвах. Даже в пределах рекреационной зоны отмечено существенное возрастание содержания *Си* в дерновых и болотных пойменных почвах, что вероятнее всего связано с процессами гидрогенной аккумуляции этого элемента (Ковда, 1985). За исключением единичных случаев отмечается также превышение местного геохимического фона по содержанию *Си*. Однако, содержание валовой *Си* в почвах Биробиджана не превышает среднее содержание в почвах городов России с населением менее 100 тыс. человек и значения ОДК.

Концентрации *кобальта* (*Со*) варьируют в пределах от 2,3 до 8,2 мг/кг. В большей части исследованных образцов содержание *Со* превышает местный фон, но не достигает значения мирового почвенного кларка и среднего содержания *Со* в почвах городов России с населением менее 100 тыс.человек. В двух опробованных точках (урбанозем и урботехнозем) для *Со* немного превышена ОДК.

Содержание валового *цинка* (*Зп*) в опробованных точках изменяется в широких пределах от 14,4 до 355,1 мг/кг (от очень низкого до очень высокого). При этом распределение по территории города неравномерно - как наименьшие, так и наибольшие значения концентраций *Зп* встречаются во всех эколого-функциональных зонах города. В подавляющей части исследованных почв содержание *Зп* превышает приведенные в таблице нормативы. ОДК превышена только в одной точке опробования промышленно-сельскохозяйственной зоны, соответствуя среднему уровню загрязнения этим элементом (согласно шкале экологического нормирования тяжелых металлов) (Мотузова, Безуглова, 2007).

Содержание *кадмия* (*Сд*) варьирует от очень низкого до очень высокого (0,02 - 1,23 мг/кг). В подавляющем количестве исследованных образцов почв во всех эколого-функциональных зонах превышены мировой почвенный кларк по *Сд* и местный геохимический фон. Но ни в одном образце не достигнуты среднее содержание *Сд* в почвах городов России сходной с Биробиджаном категории и значения ОДК.

Концентрации валового *свинца* (*Рб*) в почвах Биробиджана изменяются в пределах 13,5-234,4 мг/кг. Во всех функциональных зонах города они превышают мировой почвенный кларк для *Рб* и его местный фоновый уровень. Так же как и для *Зп*, локально отмечено превышение ОДК почти в 2 раза (территория не действующего тепличного комплекса в промышленно-сельскохозяйственной зоне). Содержание *Рб* в 50 % исследованных образцов превышает его

среднее содержание в почвах городов России с населением менее 100 тыс. человек.

Таким образом, по трем исследованным элементам II класса химической опасности (Co, Ni, Cu) загрязнения почв Биробиджана не обнаружено. Из трех элементов I класса опасности (Zn, Cd, Pb) локально отмечено превышение ОДК для двух – Zn и Pb, соответствующее среднему уровню загрязнения почв.

Литература

1. Алексеевко, В. А., А. В. Алексеевко. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов. Ростов н/Д : Издательство Южного федерального университета, 2013. 380 с.
2. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 238 с.
3. Герасимова М. И., Строганова М. Н., Можарова Н. В., Прокофьева Т. В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Учеб. пособие. / Под общ. ред. акад. Г.В. Добровольского. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
4. Калманова В.Б. Геоэкологический анализ урбанизированных территорий (на примере г. Биробиджана): Автореф. канд. дис. Хабаровск, 2010. 25 с.
5. Калманова В.Б. Выбор и обоснование методов оценки экологического состояния урбанизированных территорий // Региональные проблемы. 2010. Т. 13 (№ 2). С. 67-71.
6. Калманова В.Б., Коган Р.М. Экологическое состояние почвенного покрова г. Биробиджана // Экология урбанизированных территорий, 2008. № 4. С. 46-52.
7. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. М.: Наука, 1985. 264 с.
8. Курбатов А. А., Курбатова А. С., Башкин В. Н. Методические указания по оценке городских почв при разработке градостроительной и архитектурной документации. Москва. Издательство: НИиПИ ЭГ, 2003. 43 с.
9. Курбатова А.С., Башкин В.Н., Касимов Н.С. Экология города. М.: Научный мир, 2004.
10. Матюшкина Л.А., Калманова В.Б. Карта почвенно-экологических условий города Биробиджан: структура и содержание // Геодезия и картография. М.: Издательство «Картгеоцентр-Геодезиздат», 2011. № 9. С. 49-54.

11. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами. М.: ИМГРЭ, 1982. 112 с.

12. Мотузова Г.В., Безуглова О.С. Экологический мониторинг почв. М.: Академический проект; Гаудеамус, 2007. 237 с.

13. Перечень предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно допустимых количеств (ОДК) химических веществ в почве. Минздрав СССР. М., 1991. 7 с.

14. Сает Ю.Е., Ревич Б.А. и др. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.

15. СанПиН 4266-87. Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами. М., 1987. 56 с.

16. Экогеохимия городских ландшафтов / ред. Н.С. Касимов. М.: МГУ, 1995. 336 с.

ГИДРОЛИЗАТЫ ТОРФА ИЗ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ПРИАМУРЬЯ И ПЕРСПЕКТИВЫ ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

Чаков В.В.

ИВЭП ДВО РАН, г. Хабаровск
Chakov@ivep.as.khb.ru

Ключевые слова: Приамурье, гидролизаты торфа, гуминовый комплекс, пелоидотерапия, сорбционная емкость, фракталы

Key words: Priamurye, peat bed, peat hydrolysates, carbon, humic complex, pelotherapy, sorption capacity, fractal.

С физико-химической точки зрения средне- и хорошо разложившиеся виды торфа представляют собой среду, состоящую из твердой, жидкой и газообразной фаз, находящихся между собой в динамическом равновесии. При этом твердая и жидкая фазы торфа содержат наиболее представительный спектр химических веществ и их соединений, образовавшихся в торфяной залежи за счет трансформации органики на протяжении длительных отрезков голоцена [1,4,13]. Наиболее ценные с утилитарной точки зрения подвижные формы органических соединений углерода содержатся, как правило, только в жидкой фазе торфа [14]. Неоднородность гидрологического и температурного режимов при образовании тех или иных видов торфа, экспозиция участков их формирования приводит к тому, что концентрации минеральных веществ и органических соединений в жидкой фазе торфа могут существенно варьировать в зависимости не только от периода ее заготовки, но и глубины скважины. Данное обстоятельство препятствует широкому использованию жидкой фазы торфа в технологических процессах по производству товаров народного потребления. В этой связи специалисты ИВЭП ДВО РАН разработали технологический регламент (ТУ 9158-008-2698312-97) на изготовление и реализацию концентрированного водного торфяного экстракта, в котором перечень компонентов и их концентрация имеют постоянные значения. запатентованный способ получения гидролизата торфа предусматривает использование в его производстве минеральной гидрокарбонатной натриево-углекислой минеральной воды

Мухенского месторождения (Хабаровский край) [12]. Наибольшую ценность в данном препарате имеет углеводно-гуминовый комплекс веществ, содержащих ароматические комплексы, аминокислоты и белковоподобные компоненты. Помимо углерода такие соединения на 30–40%, а иногда и до 60% могут состоять из кислорода, в том числе и его активных форм [1]. Несмотря на то, что корневые системы растений не в состоянии усваивать гумус непосредственно из почвы, тем не менее, плодородие определяется именно наличием гуминовых веществ в корнеобитаемом слое почв и активностью симбиотических микроорганизмов, активирующих переход этих веществ в доступные растениям формы.

Учитывая данное обстоятельство, нами была предпринята попытка оценить эффективность применения торфяного экстракта в земледелии [15]. Для равномерного внесения торфяного экстракта в почву его депонировали в верховой сфагновый торф из расчета 1 л препарата на 10 кг воздушно-сухого торфа. Полученный таким образом «компост» исследовался в тепличном боксе ДальНИИСХ ДВ НМЦ РАСХН и на его опытных полях в полном соответствии с «Методикой полевого опыта» [2].

Для проведения вегетативных опытов пластиковые горшочки объемом 0,7 л набивались тепличным почвогрунтом с добавлением речного песка и опилок в пропорции 7:2:1. Используемый почвогрунт после многолетней поливки местной минерализованной карбонатной водой был заметно засолонцован. Кроме того, на протяжении длительного срока он использовался для выращивания рассады семенного картофеля, что привело к накоплению здесь патогенных микроорганизмов, в т.ч. *Fusarium solani*. Известно, что высокий титр этих грибов, особенно в сырой почве и температурном режиме $\leq 15^{\circ}\text{C}$, приводит к корневым гнилям, подсосу корневой шейки и сосудистым поражениям у пасленовых. Именно такую температуру воздуха и влажность почв можно наблюдать в первой половине мая при выращивании овощной рассады в хозяйствах Приамурья. Смоделировав этот комплекс негативных естественных факторов, мы заложили серию опытов по культивированию семенных проростков томатов (сорт Хабаровский розовый 308), пробирочных стерильных минирастений томатов (сорт Хурма) и пробирочных безвирусных (меристемных) минирастений картофеля (нематодоустойчивый сорт Пушкинец), который обычно хуже других переносит пересадку в грунт из условий *in vitro*. В каждом варианте опыта пикировалось по 210 растений. Изучено три варианта:

1. контроль (без компоста);
2. 7 г компоста в лунку для пикирования;
3. 14 г компоста в центр горшка до высадки растения.

Опыты по испытанию высоких доз минеральных удобрений и компоста проводили на опытном поле в картофельном севообороте с сортом картофеля Андройд, в овощном севообороте с сортом томатов Хурма и огурцом сорта ДВ-27 по единой схеме:

1. контроль (без удобрений);
2. $N_{80}P_{80}K_{80}$ (локально);
3. $N_{160}P_{160}K_{160}$ (локально);
4. торфяной субстрат из расчета 500 кг/га;
5. торфяной субстрат из расчета 1000 кг/га.

Повторность закладки опыта четырехкратная, площадь деланки – 7 м². Посадку картофеля осуществляли на бурой подзолистой тяжелосуглинистой почве. Её агрохимические свойства полностью соответствуют биологическим особенностям культуры (рН сол. – 4.3, гидролитическая кислотность – 5.5 мг-экв/100 г почвы, сумма поглощенных оснований 17.5 мг-экв/100 г почвы, а степень насыщенности ими ППК – 76.1%). Перед посадкой картофеля содержание минерального азота в почве не превышало 4.0–4.9 мг/кг почвы, при этом подвижных фосфатов и обменного калия – 4.1 и 10.6 мг/100 г почвы соответственно.

Изучение влияния торфяного субстрата на приживаемость пикируемой рассады томатов и картофеля показало, что через 20 дней после пикировки растений процент приживаемости в вариантах 1, 2 и 3 соответственно составил в %:

картофеля – 43, 74 и 82;
пробирочная мини рассада томата – 69, 81 и 94;
нестерильные проростки томата (Хабаровский розовый-308) – 87, 94 и 100.

Через месяц после пикировки особенно заметно проявилось стимулирующее воздействие субстрата на рост и развитие томатов (рис. 1).



Рис. 1. Развитие томатов через месяц после посадки: А – внесено 14 г торфяного компоста; Б – внесено 7 г торфяного компоста; В – без компоста (контроль)

Учет снятых растений показал, что средняя высота рассады в вариантах А, Б и В соответственно составила 29,0, 20,0 и 12,5 см. При этом вес сырой надземной массы растений составил 25,5, 11,0 и 7,8 г, а масса сырых корней – 5,2, 3,8 и 1,7 г.

Таким образом, жидкий концентрированный экстракт торфа является эффективным органическим удобрением и стимулятором роста растений. При применении на овощных культурах обладает защитными свойствами от патогенной почвенной микрофлоры. Оказывает положительное воздействие на продуктивность растений. Оптимальная доза для овощных культур и картофеля составляет 500 кг/га компоста или 50 л/га жидкого препарата, внесенных локально в лунку или борозду. Такое количество удобрения обеспечивает высокое качество продукции и прибавку урожая от 3,5% до 28%.

Наряду с возможностью использования концентрированного торфяного экстракта в земледелии он достаточно эффективен и при нейтрализации негативных последствий от воздействия на почву и водные поверхности таких поллютантов как нефть и нефтепродукты, толуол, уксусная кислота и ряд других токсичных жидкостей. Негативные последствия загрязнения водных акваторий и сухоходольных участков экотоксикантами, как правило, определяются количеством и составом загрязняющих веществ, а также составом

почвогрунтов, их химизмом и структурой сложения. В зависимости от перечисленных факторов степень деградации почвы и способность ее к самовосстановлению может существенно варьировать вплоть до существенной перестройки почвенного профиля. Битуминозные вещества нефтепродуктов, депонирующиеся в почвенные слои не только затрудняют поступление влаги к корневым системам растений, но и препятствуют проникновению к ним кислорода, блокируя тем самым жизнедеятельность аэробных микроорганизмов. Кроме этого углеводороды нефти, попадая в почвенный профиль, могут образовывать всевозможные токсичные соединения, которые, как правило, накапливаются в гидробионтах и растительном покрове сухолюбивых экосистем.

Принцип нейтрализации негативных явлений, вызванных поступлением углеводородов нефти на поверхности водных и сухолюбивых экосистем, обычно строится на локализации процесса распространения поллютантов и их деструкции [9]. В большинстве случаев для этих целей используют нефтесорбенты. Среди них предпочтение отдается препаратам, основу которых составляют сфагновые виды мха или торфа. Такое сырье при достижении им воздушно сухого состояния способно не только находиться на плаву в течение 3-5 суток, но обладать деструктивной активностью к углеводородам за счет наличия в нем углеводородокисляющих микроорганизмов (актиномицеты, мезофильные бактерии и т.д.). Сорбционная емкость сфагновых нефтесорбентов составляет 8-10 г нефти на 1 г препарата, что является достаточно высоким значением для аналогичной продукции из других видов сырья. При активации концентрированным торфяным экстрактом сорбционная емкость может быть увеличена до 12-14 г нефти на 1 г препарата. Это связано с тем, что помимо чисто физической сорбции препарат дополнительно приобретает способность химической сорбции. Обеспечивается это за счет наличия в концентрированном экстракте торфа наноразмерных соединений углерода, обладающих способностью объединяться в агрегаты фрактальной формы. Именно такие соединения углерода (рис 2, 3, 4) активно инкорпорируют в структуру фрактальных кластеров и полициклических образований, пестициды, фенолы, нефть и нефтепродукты [16, 17].

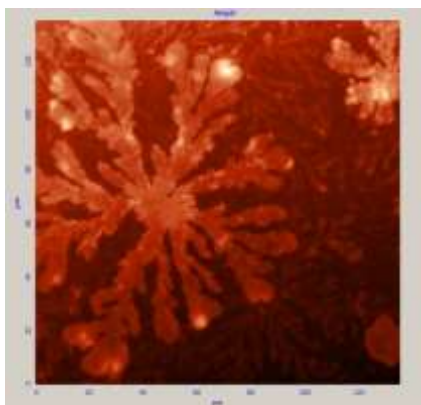


Рис. 2. Фрактальные формы кристаллитов углерода, выявленные при помощи сканирующего зондового микроскопа в концентрированном водном торфяном экстракте

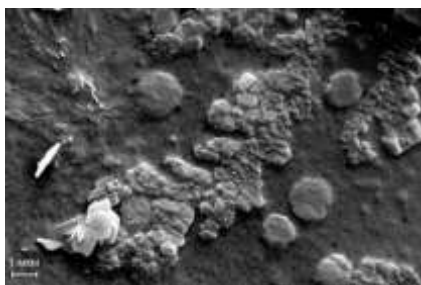


Рис. 3. Рост одного из лучей фрактала за счет локализации кристаллитов при испарении концентрированного водного торфяного экстракта (растровый электронный микроскоп)

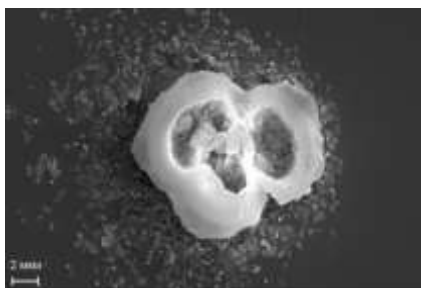


Рис. 4. Локализация кристаллитов углерода при испарении концентрированного водного торфяного экстракта в полициклические формы (растровый электронный микроскоп)

Помимо своеобразных соединений углерода в элементный состав концентрированного водного торфяного экстракта входит кислород, выявленный с помощью энергодисперсионного спектрометра INCA Energy 350 с чувствительностью элементного анализа порядка 0.1% вес (табл. 1).

Таблица 1 Элементный состав углеродных соединений
(гексагональных кристаллитов), выделенных из гидролизата торфа

Элемент	Препарат на алюминиевом столике				Препарат на покровных стеклах			
	Результаты анализа		Результаты анализа за вычетом фона		Результаты анализа		Результаты анализа за вычетом фона	
	Вес. %	Ат. %	Вес. %	Ат. %	Вес. %	Ат. %	Вес. %	Ат. %
C	22.99	34.86	25.59	31.42	21.14	30.76	27.76	33.86
O	29.74	33.86	74.41	68.58	46.73	51.04	72.24	66.14
Na	2.83	2.24			3.99	3.03		
Al	41.95	28.32						
Cu	2.49	0.71						
Mg					0.95	0.68		
Si					14.14	8.80		
Ca					13.04	5.69		

При определенных условиях часть кислорода может переходить в активную форму. Такой кислород обладает повышенной окислительной способностью и беспрепятственно вступает в реакции практически с любыми соединениями органической природы, в том числе и углеводородами. Окисленные нефтепродукты значительно активнее вовлекаются в процесс деструкции, осуществляемый автохтонной микрофлорой торфа. Это позволяет в случаях, когда сбор сорбента затруднен или нерентабелен, оставлять отработанный препарат на месте, так как под действием микроорганизмов происходит разложение и утилизация нефтепродуктов и самого торфа.

Помимо указанных способов использования концентрированного жидкого экстракта торфа в народном хозяйстве Хабаровского края он достаточно широко применяется в бальнеологии, офтальмологии и производстве всевозможных шампуней, ополаскивателей и пеномоющих средств [3,13]. Впервые грязевые аппликации из лечебных торфяных пелоидов Приамурья были апробированы в 1986 году на базе санатория профилактория «Родник» (г. Амурск). Годом позже Хабаровский завод синтетических моющих средств (СМС) приступил к выпуску пеномоющего средства «Тельма» (золотая медаль на выставке бытовой химии стран СЭВ «INCHEVA '90» в Братиславе). В последующем линейка жидких моющих средств этого предприятия на основе жидкой фазы торфа была существенно расширена. К числу лучших образцов продукции

того времени следует отнести шампунь «Тельмин» и ополаскиватель для волос «Айсин». Антисеборейные свойства жидкой фазы торфяных пелоидов Приамурья обеспечили конкурентные преимущества шампуням серии «Тельма лайн». Они производились в регионе ЗАО «Голоцен» по технологии, разработанной специалистами ИВЭП ДВО РАН, [5].

Высокий терапевтический эффект торфяного грязелечения и ограниченное количество мест в лечебном учреждении побудили специалистов института приступить к разработке и созданию пакетированных форм лечебно-профилактических препаратов со сроками годности до года и более. К их числу следует отнести: лечебно-профилактическую пасту «Гур», пакетированную пасту «Киинскую» и профилактический торфяной аппликатор «Тельма». Два последних препарата были запатентованы и неоднократно экспонировались на Всероссийских и международных выставках, где им присуждались дипломы и медали высшего достоинства.

Преимущество пакетированных лечебно-профилактических препаратов перед нативными формами торфяных пелоидов объясняется возможностью их транспортировки на дальние расстояния и использования по назначению в любой районной больнице при наличии физиокабинета, а при необходимости и в домашних условиях под наблюдением врача. Методические приемы лечения широкого спектра заболеваний торфяными пелоидами, как правило, состоят в применении общих и локальных аппликаций. Вместе с тем, в последнее время медики региона все активнее разрабатывают и патентуют совершенно новые способы лечения различных заболеваний с помощью концентрированного жидкого экстракта торфа. Так группа специалистов из Хабаровского филиала ФГУ «МНТК «Микрохирургии глаза» им. академика С.Н. Федорова Росздрава» разработали уникальный «Способ иммунореабилитации при лечении воспалений переднего отрезка глаза» [10] с помощью косметического средства «Гель Реликт 05», основу которого составляет жидкая фаза лечебных торфяных пелоидов. Данный способ предназначен для использования в офтальмологии с целью иммунореабилитации больных, проходящих курс лечения кортикостероидными препаратами по поводу воспаления переднего отрезка глаза. К числу основных преимуществ способа его разработчики и больные относят:

- наружный путь введения препарата, который чрезвычайно прост и может осуществляться в стационаре, амбулаторно и на дому;

- локальное проведение процедур обеспечивает высокую концентрацию препарата непосредственно в тканях переднего отрезка глаза;
- отсутствие соматических противопоказаний и аллергических реакций;
- не требуется динамического контроля иммунограммы, за счет местного введения препарата.

В целом следует отметить, что способ профилактики локальной иммуносупрессии при местном лечении кортикостероидами послеоперационных, посттравматических, инфекционных воспалений переднего отрезка глаза путем применения гелевых форм жидкой фазы торфяных пелоидов является чрезвычайно эффективным. Этот способ в 4,4 раза уменьшает число осложнений, возникновение которых при лечении глазной патологии рассматривается в качестве клинических проявлений наличия признаков иммуносупрессии.

В числе других уникальных методов лечения препаратами из торфа в регионе следует назвать «Способ лечения и профилактики дизметаболической нефропатии у детей», разработанный и запатентованный специалистами ГОУ высшего профессионального образования «Дальневосточный государственный медицинский университет Федерального агентства по здравоохранению и социальному развитию» [11]. Главной причиной, побудившей разработку данного способа лечения этой болезни у детей, служит недостаточная эффективность стандартных терапевтических приемов (использование солей калия и магния) и неблагоприятное влияние длительной лекарственной нагрузки на организм ребенка.

Чаще всего заболевание проявляется у детей, проживающих в районах с неблагоприятной экологической обстановкой, к числу которых относится территория Приамурья с сезонными лесными пожарами и катастрофическим загрязнением вод Амура органоминеральными веществами техногенного генезиса.

Природу данного заболевания специалисты связывают со структурно-функциональным нарушением клеточных мембран, активизацией процессов перекисного окисления липидов, подавления антиоксидантной защиты организма, а также с нарушением метаболизма мочевой и щавелевой кислот [8]. Об эффективности разработанного способа лечения свидетельствуют данные, приведенные на рис. 5.

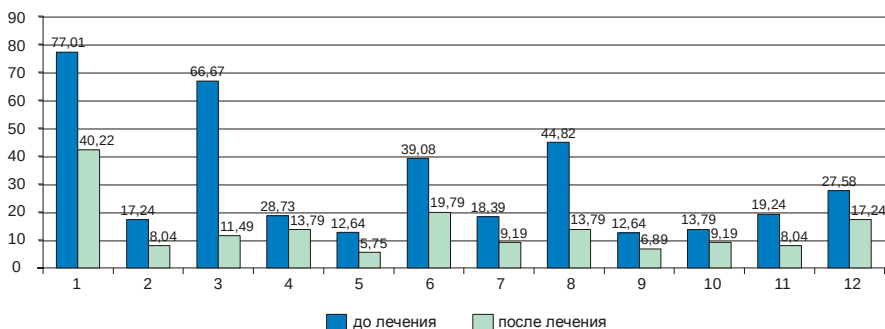


Рис. 5. Влияние пелоидотерапии на динамику клинических симптомов у детей с дисметаболической нефропатией (%) по Сидоренко С.В. 2008 [8]

Обозначения: 1. - Болезненность в животе при пальпации; 2 - Повышенная потливость; 3 - Бледность кожных покровов; 4 - Артериальная гипотония; 5 - Артериальная гипертония; 6 - Симптомы аллергии; 7 - Боли в правом подреберье; 8 - Боли в суставах и позвоночнике; 9 - Хруст в суставах; 10 - Навязчивые движения; 11 - Сухость кожи, высыпания различного характера; 12 – дизурические расстройства.

Длительная апробация метода сопровождалась инструментальными исследованиями с накоплением большого фактического материала, подтверждающего его эффективность. Так, в частности, при анализе динамики фосфолипидного спектра сыворотки крови, после процедуры пелоидотерапии, было отмечено уменьшение количества лизофосфотидилхолина (ЛФХ), обладающего мембранодеструктивным действием ($p<0.05$) и увеличение сфингомиелина (СФМ), инертного к воздействию фосфолипаз ($p<0.01$).

Кроме этого удалось установить, что торфолечение позитивно влияет на снижение уровня холестеринемии ($p<0.05$) и нормализует уровень триглицеридемии ($p<0.01$), липопротеидов высокой плотности (ЛПВП) ($p<0.01$), а также липопротеидов низкой плотности (ЛПОНП) ($p<0.05$), что способствует снижению индекса атерогенности, используемого в качестве диагностического критерия развития дислипидемий.

Грязелечение также способствовало увеличению уровня α -токоферола в сыворотке крови ($p<0.05$), что в свою очередь активировало антиоксидантную защиту организма и существенно

понижило активность процессов перекисного окисления липидов (ПОЛ).

Нормализация концентрации общих фосфолипидов (ОФЛ) в сыворотке крови ($p<0.05$) под влиянием лечения сопровождалась значительным снижением уровня фосфолипидурии ($p<0.001$), что обусловило уменьшение гипероксалурии у наблюдаемых больных в 1.5 раза ($p<0.01$). Наряду с этим комплексное грязелечение оказало положительное влияние на экскрецию продуктов ПОЛ с мочой. Гиперлипидурия снизилась более чем в 3 раза с 53 (60,92% наблюдаемых) до 17 (19,54% наблюдаемых) и уменьшилась её интенсивность, что косвенно указывает на коррекцию процессов перекисного окисления липидов у детей с дизметаболической нефропатией с оксалатно-кальцевой кристаллурией. Кроме всего прочего, грязелечение способствовало увеличению антикристаллообразующей способности мочи (АКОСМ) к оксалатам ($p<0,001$) и к фосфатам кальция ($p<0,01$).

Таким образом, торфолечение оказывает положительное влияние на показатели, отражающие процессы мембранодеструкции и кристаллообразования при дизметаболической нефропатии у детей, что особенно актуально с позиций патогенетического подхода к лечению и профилактике данного заболевания.

В заключение отметим, что гидролизаты, производимые из хорошо разложившихся видов торфа, получивших распространение на территории Приамурья, заслуживают самого пристального внимания со стороны хозяйствующих субъектов региона. Наряду с перечисленными выше способами использования в народном хозяйстве таких препаратов, можно назвать производство нового поколения фильтров для регенерации дыхательных воздушных смесей в значительных по объему закрытых помещениях (аэробусы, субмарины), а также материалов на основе углеродных нанотрубок, использующихся в авиа-и судостроении [6,7,17].

Литература

1. Гуминовые вещества в торфе // под ред. Д.С. Орлова. М.: наука, 1993. 238 с.
2. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта. М.: Колос, 1979. 416 с.
3. Завгорудько В.Н., Завгорудько Т.И., Чаков В.В., Сидоренко С.В., Кортелев В.В. Грязелечение на Дальнем Востоке. Учебное пособие для системы послевузовского профессионального

образования врачей реабилитационного профиля. Хабаровск, 2005. 114 с.

4. Климин М.А., Сиротский С.Е., Копотева Т.А. Пигментные характеристики торфяных отложений различного генезиса Нижнего Приамурья // Биогеохимия и гидроэкология наземных водных экосистем. Вып. 20. Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН. 2013. С. 157-166.

5. Моющее средство личной гигиены: пат.2174831: А 61 К 7/50, 7/75, 7/08 / авторы Варфоломеева Т.М., Чаков В.В.; патентообладатель ЗАО «Голоцен».

6. Онищенко Д.В., Рева В.П., Чаков В.В., Воронов Б.А. Формирование многостенных нанотрубок в результате механической активации аморфного углерода. доклады академии наук. 2012. Т. 447. № 4. С. 418.

7. Рева В.П., Онищенко Д.В., Чаков В.В., Воронов Б.А. Перспективные модификации углерода для механохимического синтеза карбида титана. Доклады Академии наук. 2012. Т. 445. № 4. С. 421.

8. Сидоренко С.В. Природные лечебные факторы Дальнего Востока в терапии дизметаболической нефропатии с оксалатно-кальциевой кристаллурией у детей: Автореф. дис. д-ра мед. наук. Хабаровск, 2009. 46 с.

9. Сорбент для очистки почвы от нефтепродуктов: пат 2318592: B01J 20/24 / автор Чаков В.В.; патентообладатель Чаков В.В.

10. Способ иммунореабилитации при лечении воспалений переднего отрезка глаза: пат. 2310452: А 61К 31/573; А 61К 35/10; А 61Р 27/02 / авторы Смолякова Г.П., Савченко Н.В., Барабанова Г.И.; патентообладатель ФГУ МНТК «Микрохирургии глаза» им. Академика С.Н. Федорова Федерального агентства по здравоохранению и социальному развитию».

11. Способ лечения и профилактики дизметаболической нефропатии у детей: пат. 2328297 РФ: А61К 35/10; А61Р 13/00 /авторы Сидоренко С.В., Чаков В.В., Завгорудько В.Н., Завгорудько Т.И.; патентообладатель ГОУ высшего профессионального образования «Дальневосточный государственный медицинский университет Федерального агентства по здравоохранению и социальному развитию».

12. Способ получения водного экстракта лечебной грязи: пат. 2252768: А 61 К 35/00, 35/10 / автор Чаков В.В.; патентообладатель Чаков В.В.

13. Чаков В. В., Завгородько В.Н. Торфяные ресурсы Приамурья и их использование в пелоидотерапии. Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН. 2008. 127 с.

14. Чаков В.В. Инновационные кластеры в решении вопросов освоения ресурсного потенциала болот Нижнего Приамурья // Вестник ДВО РАН. 2007. № 4. С. 111-119.

15. Чаков В.В., Анненков Б.Г. Оценка эффективности внесения торфяного субстрата «Идеал» при выращивании овощей и картофеля в Приамурье // Природопользование на Дальнем Востоке России. Хабаровск, 2006. С. 111-114.

16. Чаков В.В., Бердников Н.В., Коновалова Н.С. Органическое вещество жидкой фазы торфа и его гидролизатов из месторождений Среднеамурского бассейна. // Тихоокеанская геология. 2008. Т. 27. № 6. С. 100-104.

17. Onishchenko D.V., Chakov V.V. Renewable vegetable raw materials as a base for preparing versatile functional nanocomposites. Russian Journal of Applied Chemistry. 2011. Т. 84. № 9. С. 1611-1615.

ЛЕСНАЯ РАСТИТЕЛЬНОСТЬ УРГАЛЬСКОГО ЛЕСНИЧЕСТВА (БАССЕЙН БУРЕИ)

Бабурин А.А.

ИВЭП ДВО РАН, г. Хабаровск

Среди перспективных ГЭС, проектируемых в бассейне Амура, числится и Ниманская ГЭС. Согласно данным Ленгидропроекта, створ проектируемой Ниманской ГЭС (Ургальской ГЭС – 1) расположен на р. Ниман в 27 км от устья, 60-70 км выше выклинивания Бурейского водохранилища. Объем водохранилища составит 13.5 км³, полезный – 8.3 км³. Высота плотины – 142 м, максимальный напор – 138 м. Зеркало водохранилища – 3710 га. Населенных пунктов в бьефах ГЭС нет. Производство отсутствует. Лишь в верховьях реки и притоках отрабатываются золотиносные россыпи. Годовое производство электроэнергии планируется на уровне 1800 млн. кВт.ч. Затопление земель – 35000 га. Площадь лесопокрываемой территории – 29000 га, болот и заболоченных земель – 4500 га, но влияние водохранилища на окружающую среду охватит гораздо большую площадь [7] и будет сказываться на почвообразовательных и русловых процессах до устья [14]. Особенно большие потери понесет преобладающая здесь лесная растительность, на характеристике которой мы и остановимся на основании лесоустроительных данных по Ургальскому лесничеству.

Введение

По схеме геоботанического районирования Советского Дальнего Востока [8], интересующий нас участок бассейна Буреи входит в Селемджинско-Буреинский округ Алдано-Зейской провинции, относящейся к Восточно-сибирской подобласти светлохвойных лесов Евразийской хвойно-лесной области. По схеме ботанико-географической зональности Б.П. Колесникова, эта территория входит в северную подзону зоны хвойных лесов.

Согласно карте восстановленной растительности этой территории, коренной растительностью являются пихтово-еловые средне-таежные леса, на месте которых сейчас сформировались в основном, лиственничники [1].

Для количественных таксационных характеристик лесной растительности по лесоустроительным данным нами был избран

Ургальский лесхоз по состоянию на 1.1.2005 г. (теперь лесничество). Общая площадь лесного фонда, закрепленная за КГУ «Ургальское лесничество» составляет 3323 тыс. га, из которых 3082.7 тыс. га относятся к лесной, а 2837.5 тыс. га – к лесопокрытой площади. Заросли кедрового стланика нами были отнесены также в лесопокрытую площадь как «стелющиеся леса». Можно сказать, что лесная растительность является доминантом растительного покрова территории и географическая лесистость (отношение лесной площади к общей) составляет 92.8%, а хозяйственная (отношение лесопокрытой площади к общей) – 85.5%. Обезлесено (пустыри, гари, необлесившиеся вырубки) 8.0% лесной площади.

Ургальское лесничество входит в Среднеамурскую лесорастительную область, в которую включены еще два лесничества Хабаровского края (Баджальский и Тырминский) и 16 лесничеств Амурской области.

Вся лесная растительность Дальнего Востока, как неоднократно отмечалось, формируется под непрерывным воздействием пирогенного фактора. Выделяется особый лесопожарный или пирогенный тип лесных сукцессий [12]. Отмечается, что в настоящее время в большинстве лесных формаций Дальнего Востока преобладает трансформация лесов, вызванная пожарами. Некоторые лесные формации настолько адаптировались к постоянному воздействию огня, что пожары для них являются основным фактором обновления древостоев и определяют их естественное существование. Лиственничники вообще находятся в полной зависимости от этого фактора: обновление лиственничных древостоев связано исключительно с периодическим воздействием огня. При умеренном (по времени и интенсивности) воздействии огня происходящие изменения можно считать хозяйственно положительными, а само воздействие огня – вписывающимся в программу природы этих лесов, так как в конечном итоге это не отражается отрицательно на их динамике.

Все отмеченное четко прослеживается в формировании лесного покрова на примере территории Ургальского лесничества, взятой в качестве модельной территории.

Согласно [11] в Ургальском лесопожарном округе за 10 лет наблюдений зарегистрированы следующие пирологические характеристики:

1. Абсолютная горимость: количество пожаров – 667 шт.; площадь пожаров – 165852.7 га.

2. Относительная горимость: количество пожаров на 1 млн. га – 129.3; площадь пожаров на 1000 га – 32.1 га;
3. Количество пожаров в год, 66.7 шт.
4. Средняя площадь пожаров в год – 16585.2 га
5. Средняя площадь одного пожара равна 248.6 га.

Относительная горимость лесов Ургальского лесничества по числу пожаров на 1 млн. га (10шт) получила оценку «ниже средней», а по площади пожаров на 1000га лесфонда (0.8) как «средняя».

Лесная растительность представлена 13 лесными формациями, из которых молодняк кедра на площади 3 гектара, видимо искусственного происхождения (лесные культуры). Хвойные формации занимают 80% территории и 89% по древесному запасу (табл. 1 и 2). Абсолютно господствует лиственничная формация (лиственница Каяндера), представленная тремя геоморфологическими комплексами: равнинным (маревым), горным (среднегорным) и высокогорным (1200-1500м н.ур.м.). Заросли кедрового стланика занимают подгольцовый пояс (1400-1600 м н. ур. м). Интересно отметить, что средний возраст лиственничников равен 100 годам. В этой возрастной категории (средневозрастные) находятся более 36% лиственничников. Возникли они в начале 20 века. Вполне возможно, что происхождение их как то связано с падением Тунгусского небесного тела (1908г), что вызвало масштабные возгорания лесов.

Средние запасы древесины в спелых и перестойных лиственничниках «Фоновая продуктивность» составляют 145.0 м³/га, а средний запас по формации «теневая продуктивность» равен 117.8 м³/га.

Хозяйственные группы типов леса (ХГТЛ) Ургальского лесничества

Лиственничники горные подразделяются на 5 хозяйственных групп типов леса, среди которых наибольшие площади занимает группа крупнокустарниковых лиственничников, (Лг6), объединившая типы с подлеском из кедрового стланика, ольховника (душеики) кустарниковой и Максимовича, ерниковых берез. Во втором подъярусе господствует багульник подбелый, а в третьем – брусника. Представители этой группы типов леса предпочитают средние и нижние части склонов, преимущественно северных экспозиций. Древостой 10Л+Бб, Ос. Бонитет IV, сомкнутость 0.6-0.7. Средняя высота 19-21м, диаметр 24-28см.

Травяные лиственничники (Лг3) предпочитают нижние части среднекрутых и пологих склонов, преимущественно южных экспозиций, высокие террасы, шлейфы. Состав 7-9Л2-3Бб ед. Еа, П, С. Бонитет III, сомкнутость 0.8-1.0. Средние: высота 23-25м, диаметр 30-32см. Подлесок редкий или средней густоты, многовидовой с почти равным смешением или доминированием жимолости Максимовича, шиповников даурского и игольчатого, спирей, можжевельника сибирского, рододендрона даурского. Кустарничково-травяной ярус густой, равномерный с хорошо развитым травяным покровом из вейника, осок, крупнотравья (какалии, дудники) и папоротников, в том числе орляка.

Кустарничково-лишайниковые участки лиственничников встречаются на верхних частях склонов различной крутизны и экспозиции, на высокогорных плато и водораздельных хребтах на примитивных и сильно скелетных почвах, с хорошим провальным и подстильно-сточным дренажем. Состав: 10Л + Бк, бонитет V-Va. Сомкнутость 0.3-0.5. Средние: высота – 12-14м, диаметр 16-20см. Подлесок редкий из кедрового стланика, курильского чая кустарникового и березы Миддендорфа.

Таблица 1 Распределение лесопокрываемой площади лесов Ургальского лесничества по породному и возрастному составу

Порода	Молод- няки	Средне- возраст.	Приспе- вающие	Спелые и перес	Итого тыс га	Доля участия, %
С	2.08	0.08	0.07	-	2.23	0.08
Еа, Ес	19.72	20.20	20.07	148.09	208.08	7.34
П	0.52	0.42	0.41	0.74	2.09	0.07
Л	350.83	698.23	223.45	638.83	1911.34	67.35
К	0.003	0.00	0.00	0.00	0.003	-
Кстл.	10.36	142.31	-	4.96	157.63	5.56
Итого	383.51	861.24	244.00	792.62	2281.37	80.40
Бк	0.58	0.67	0.25	0.51	2.01	0.07
Итого	0.58	0.67	0.25	0.51	2.01	0.07
Бб	61.02	196.76	59.13	42.69	359.60	12.68
Ос	6.44	3.54	2.44	3.39	15.81	0.56
Ол	0.89	0.14	-	-	1.03	0.03
Лп	-	0.005	-	-	0.005	-
Т	166.00	0.92	1.40	5.86	174.18	6.13
Ив. древ	1.00	1.00	0.45	1.00	3.45	0.13
Итого	235.35	202.365	63.42	52.94	554.075	19.53
Всего	619.44	1064.275	307.67	846.07	2837.455	100.00

Лиственничники долинно-равнинные включают 3 ХГТЛ. А именно: кустарниково-травяные (Лр1), травяно-моховые (Лр3) и сфагновые (Лр2). Группа Лр1 сгруппировала много типов леса, в частности *вейниково-разнотравный*, *осоково-вейниковый*, *кустарниково-разнотравный*, *кочкарно-осоковый*, *ерниково-осоковый*, *рябинолистниковый* и другие, растущие на участках плоских или слегка всхолмленных равнин; речных надпойменных и высокопойменных террасах. Состав древостоев: 7-8Л1-2Бб1Еа +Ос, П. Бонитет П-III. Сомкнутость 0,6-0,7. Средние: высота 25-28м, диаметр 36-40см. Подлесок средней густоты, многовидовой: жимолость Максимовича, спирея иволистная, рябинник рябинолистный, можжевельник сибирский и др.

Таблица 2. Распределение по лесопокрытой площади Ургальского лесничества древесных запасов, тыс. м³

Порода	Молодняки	Средне-возраст.	Приспевающие	Спелые и перест	Итого тыс. м ³	Доля участка, %	Средний Возраст
С	28.0	8.7	10.3	0.0	47.0	0.02	16
Еа, Ес	564.3	2579.5	2906.9	26426.9	32477.6	10.81	102
П	14.1	74.4	81.1	221.4	391.0	0.13	79
Л	13330.4	87126.9	32119.6	92605.2	225182.1	74.95	100
К	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	20
Итого	13936.8	89789.5	35117.9	119253.5	258097.7	85.91	100
Кстл.	489.3	8465.2	435.6	22.9	9413.0	3.14	59
Всего	14426.1	98254.7	35553.5	119276.4	267510.7	89.03	-
Бк	33.2	48.3	41.9	26.1	149.5	0.05	-
Итого	33.2	48.3	41.9	26.1	149.5	0.05	-
Бб	1047.3	15393.1	7170.1	5493.9	29104.4	9.69	40
Ос	138.9	364.3	375.8	578.1	1457.1	0.49	32
Ол	3.5	8.3	0.0	0.0	11.8	0.01	19
Лп	0.0	0.3	0.0	0.0	0.3	0.00	60
Т	9.7	167.7	267.5	1252.4	1697.3	0.57	55
Ив. древ	52.4	178.5	88.3	219.8	539.0	0.18	36
Итого	1251.8	16112.2	7901.7	7544.2	32809.9	10.92	40
Всего	15711.1	114415.2	43497.1	126846.7	300470.1	100.00	-

Кустарничково-травяной ярус густой многовидовой из вейника, иван-чая, хвощей, папоротников, василисника, грушанок и др.

Травяно-моховые лиственничники (Лр3) объединяют маревые типы лиственничников с багульником болотным (голубично-багульниково-моховой, голубичный, багульниково-голубичный, кустарничково-моховой и др.). Они занимают периферийные части пологих шлейфов, подошвы склонов, днища межгорных депрессий, надпойменные и высокие пойменные террасы со слабым поверхностно-сточным дренажем. Состав древостоя: 7-8Л1-3Еа1Бб ед. П. Бонитет III-IV. Сомкнутость 0.6-0.7. Средние: высота 21-24м, диаметр – 30-32 см. Подлесок из кустарниковых ив (коротконожковая, черничная), с березой Миддендорфа, жимолостью съедобной, ольховником кустарниковым. Во втором подъярусе – багульник болотный.

Пихтово-еловые леса сохранились всего лишь на 7.41% лесопокрытой площади (табл. 1) в местах, где накапливается много снега и он медленнее тает, т.е. в местах, где опасность позднеосенних и раннелетних палов минимальна. В горной местности это средние и нижние части склонов преимущественно северной экспозиции, а в горно-долинной местности – в каньонообразных долинах. И в том и в другом местоположениях почвы влажные, периодически сырые со слабым дренажем. Фоновый запас древесины (средний запас спелых и перестойных древостоев) равен 178.5 м³/га, а теневой – 156.1 м³/га.

ХГТЛ *травяно-кустарниковые (Е22)* объединяет травяные, травяно-кустарниковые, кустарниково-высокотравные, разнотравно-вейниковый, кустарниково-разнотравный и другие типы леса. Состав древостоя: 8-10Еа 1Л 1-2Бк, бонитет IV реже III или V. Сомкнутость 0.8-1.0. Средние: высота 15-20м, диаметр -20-30см. Подлесок редкий, но в окнах до средней густоты, разнообразный по видовому составу (жимолости Максимовича и съедобная, смородина маньчжурская, Пальчевского; спиреи березолистная и низкая, шиповники даурский и игольчатый, кедровый стланик).

Кустарничково-травяной ярус хорошо выражен, преобладают осоки, вейник, хвощи, папоротники, а из мелкотравья линнея, майник, дерен канадский, седмичник, мителла и др.

ХГТЛ *Ельники долинные (Ед)* объединяют насаждения, занимающие днища узких долин, высокие поймы, переходные и надпойменные террасы с сырыми условиями увлажнения. Увлажнение проточное, дренаж поверхностно-проточный, слабый. Состав древостоя: 6-8Еа2-4Л+Т,Бб,Бк,Ос. Бонитет III-IV. Сомкнутость 0.6-0.7. Средние: высота -18-22м, диаметр – 20-30см. Подлесок

средней густоты из шиповников, жимолостей, рябинника, свидины белой, спиреи иволжистой. Кустарничково-травяной ярус средней густоты из осок, хвощей, папоротников, вейника, брусники (угнетена).

Мягколиственные породы занимают около 20% лесопокрытой площади. Они представлены 6 лесными формациями, из которых заметное влияние на облик территории оказывают насаждения березы плосколистной (12.75% площади) и тополя душистого (6.1%). Липняки из липы амурской занимают всего 5 га. Это порослевые древостои, предпочитающие самые теплые места, которые может обеспечить инверсия температур на определенной высоте по южным склонам гор. Осина и ольха также встречаются спорадически на определенных условиях местопроизрастания: осина, как и липа порослевого происхождения и размещается на относительно теплых участка рельефа. А ольховники из ольхи волосистой осваивают более увлажненные и даже закочкаренные участки низин.

Короткопроизводные послепожарные белоберезники представлены травяными типами лесов. Средний запас спелых и перестойных белоберезовых (береза плосколистная) древостоев равен $128.7 \text{ м}^3/\text{га}$, а теневой запас – $80.9 \text{ м}^3/\text{га}$. Береза плосколистная легко восстанавливается порослью от пня, и эта способность сохраняется у нее до 60-80 лет, хотя уже к 40 годам значительно понижается [10]. В качестве примеси березы участвуют практически во всех лесных формациях, но особенно часто встречаются в лиственничниках, где играют существенную роль в формировании запасов древесины. В чистых белоберезовых насаждениях максимальные запасы могут достигать $150\text{-}200 \text{ м}^3$ на 1 гектар. Растущие по линии III класса бонитета чистые белоберезовые леса к возрасту спелости (80-100 лет) достигают высоты 20-21 м и диаметра 20-22 см. Белые березы не способны к сколько-нибудь заметному самовозобновлению под своим пологом, как и под пологом других пород.

Белоберезняк с вейниковым покровом – самый распространенный тип леса. Занимает нижние части покатых склонов всех экспозиций, а также вторые и третьи террасы широких долин рек. Древостой растет по линии III-IV классов бонитета. Состав: 7-9Бб2-3Л+Еа,Ес. Подлесок редкий из рябинника, шиповника, спиреи. Травяной покров густой, осоково-вейниковый с участием лабазника, василисника

Тополевники пойменные (долинные) папоротниково-травяные с темнохвойными породами (Гд2) занимают острова и высокую пойму горных рек. В составе древостоя на разных этапах развития они

включают как предшественников-спутников, так и идущих им на смену темнохвойным или, южнее, широколиственным породам. В первом случае это древовидные ивы, чозения; а во втором – ель, пихта, кедр, ильм японский, ясень маньчжурский.

На стадии приспевания и, особенно, спелости древостои обычно двухъярусные, с фоновым запасом древесины 213.7 м³/га, а теневой средний запас около 10 м³/га. Это объясняется тем, что на молодняки 1 класса возраста (до 10 лет) приходится 95% площади тополельников. Состав древостоя: I ярус 8-9Тд 1-2 Еа+К,П,Ив,Чз. II ярус 2-4Еа, 1-3П, 1-2Ив+К. Бонитет 1а-П. Сомкнутость I яруса 0.6-0.7, II яруса 0.2-0.3. Средние: высота I- 28-30м, II – 9-12м; диаметр I-24-36 см, II -10-14см. Подлесок групповой густой из свидины, шиповников, смородины, спиреи, рябинника. Кустарничково-травяной ярус средней густоты или густой, разнообразный по составу, без четко выраженного доминирования из вейника, осок, крупных папоротников (кочедыжники, осмунда, страусопер), крупнотравья (какалии (недоспелки), волжанка, борцы), смилацина, подмаренник, лабазник, грушанка и др.

Направления смен: естественных – грушанково-зеленомошные или папоротниково-зеленомошно-травяные долинны елово-пихтовые с тополем душистым леса, а послепожарных – хвойно-ивовые с березой или ивово-широколиственные редины по кустарниковым зарослям. Сохраняется возможность появления лиственничников.

Леса из древовидных ив занимают в пойменно-долинном комплексе те или иные террасы, образуя аллювиальные ряды развития растительности. На прирусловых участках свежего аллювия формируются полосы ивняков из ивы Шверина. На более высоких поверхностях, выходящих из частых и долгосрочных затоплений появляются леса из ивы росистой, чозении, ложнотопля сердцелистного.

Оценка состояния лесной растительности

По разработанной ранее методике [2] дана оценка состояния лесной растительности, объективность (достоверность) которой будет проверена с использованием методики оценки степени нарушенности лесной растительности [16]. Сумма «оценка состояния [2] плюс оценка степени нарушенности [16] должна = 100» и не должна существенно отклоняться за пределы, ограниченные точностью лесоучетных работ, то есть ±10%.

Оценка состояния лесной растительности Ургальского лесничества (табл. 3) рассчитана по разработанной нами методике [2] которая прошла проверку временем [4, 6, 13].

Таблица 3. Оценка состояния лесной растительности Ургальского лесничества

Площадь, тыс.га		Средние запасы, м ³ /га			Оценка состояния, (в баллах и %%)				
Лесная	лесопо- крытая	фоно- вый	тене- вой	опера- тив- ный	1	2	3	4	5
3082.7	2837.5	149.9	105.9	97.5	35.0	29.4	5.6	54.5	43.8

Примечание: Показатели потери продуктивности: 1 – комплексная, 2 – в т.ч. за счет ухудшения качества лесов и 3 – за счет уменьшения лесистости территории. Оценки состояния: 4 – по сумме баллов [2], 5 – по проценту нарушенности [16].

Оценка состояния лесной растительности

1. Для определения степени потери продуктивности лесного покрова лесничества рассчитываются средние запасы древесины трех категорий:

Фоновый запас (а) – это средний запас спелых и перестойных лесов, который в определенной мере характеризует потенциальные лесорастительные возможности территории, при данной, несущей печать антропогенной нагрузки, породной структуре.

Теневой запас (b) – это средний запас древесины на 1га покрытой лесом (затененной деревьями) площади. Он отражает степень измененности породной, полнотной и возрастной структуры лесного покрова под влиянием различных воздействий.

Оперативный запас (с)– это средний запас древесины на 1 га лесной площади. Он отражает, кроме изменения качественных характеристик, перечисленных выше, и степень обезлесивания территории.

Рассчитанные характеристики средних запасов древесины используются для определения потерь «фоновой продуктивности» (запасов древесины) по формулам:

$$1). \text{ Комплексная потеря продуктивности лесов, \%} = \frac{(a - c) \times 100}{a};$$

$$2). \text{ Потеря продуктивности за счет ухудшения качества лесов, \%} \\ = \frac{(a - b) \times 100}{a};$$

$$3). \text{ То же за счет уменьшения лесистости, \%} = \frac{(a - c) \times 100}{a} - \\ \frac{(a - b) \times 100}{a}.$$

Обработанные таким образом данные учета лесного фонда дают возможность оценивать состояние природного фона и степень его измененности. При этом следует иметь ввиду, что фоновые запасы древесины всегда ниже потенциально возможных, так как в рубку в первую очередь назначаются всегда более продуктивные выдела.

Таким образом, было определено, что комплексная потеря продуктивности составляет 35.0%, из которых за счет ухудшения качества потеряно 29.4%, а за счет обезлесивания – 5.6% (табл. 3).

2. На основе учета признаков производности лесов, отраженной в их породной и возрастной структуре, нами был предложен метод экспертных оценок состояния лесной растительности в баллах [2]. Алгоритм расчета оценки состояния предусматривает следующие действия: устанавливается доля участия разных типов лесных биогеоценозов (как покрытых лесом, так и обезлесенных) в процентах от лесной площади (табл. 4). Далее вычисляется сумма баллов с учетом «цены» разных типов лесных выделов в ресурсно-экологическом потенциале территории. Приняты следующие «цены»: спелые и перестойные хвойные леса, в том числе стланиковые – 1,0, то же твердолиственные – 0,9, а мягколиственные – 0,8. Далее, в зависимости от породного состава: приспевающие хвойные – 0,7, а лиственные – 0,6; средневозрастные хвойные – 0,5, а лиственные – 0,4 и молодняки вне зависимости от породного состава – 0,2. При этом сумма баллов будет принимать значения от 0 (сплошные пустыри, гари и необлесившиеся сплошные вырубки) до 100 (сплошные коренные хвойные леса).

Полученная оценка характеризует степень благополучия лесного растительного покрова как среднюю, равноудаленную от начальной точки лесообразовательного процесса и конечной климаксовой стадии.

Таблица 4 Породно-возрастная структура лесных площадей Ургальского лесничества (в тыс. га и в процентах от лесной площади) и оценка состояния лесной растительности в баллах с использованием «ценовых» коэффициентов

Породные и возрастные категории лесной растительности									Итого
Выруб-ки, гари	Моло-дняки	Средне-возрастн.		Приспева-ющие		Спелые и перестойные			
		Хвойн	Листв	Хвойн	Листв	Хвойн	Т.лист в.	М.лист в.	
245.20	619.4	861.1	203.0	244.0	63.67	792.6	0.51	52.94	3082.7
	4	4	4	0		2			
8.0	20.0	27.9	6.6	7.9	2.1	25.7	-	1.8	100.0 %
«цена»	0.2	0.5	0.4	0.7	0.6	1.0	0.9	0.8	-
Баллы	4.0	14.0	2.6	5.5	1.3	25.7	-	1.4	54.5

3. Для проверки объективности полученной нами оценки состояния лесной растительности было решено воспользоваться методикой А.С. Шейнгауза [16], предложившего степень нарушенности лесной растительности определять по следующей шкале: спелые и перестойные хвойные леса, кустарниковые заросли, естественные редколесья – 0 %, а пустыри – 100 % с переменным (от 1 до 15 %) шагом категории земель и лесов. Шкала отличается детальностью (15 шагов) и учитывает возраст и породный состав с выделением кедровников. В этой шкале оценка нарушенности по данным учета лесного фонда, как и в нашей методике, учитываются три показателя: категории лесных земель, преобладание групп пород и возрастная группа древостоев. Запасы древесины и их потеря также учитываются, но не напрямую, а опосредовано. Характерное время от сингенеза до достижение климакса принято за 400-500 лет. По мнению автора, еловый молодняк оказывается менее нарушенной категорией, чем березовый, ибо последнему для достижения климакса предстоит пройти более долгий путь.

За нулевую нарушенность принимается климаксовое состояние, а за 100%-ную нарушенность – начало лесообразовательного процесса, т.е. пустырь, а все остальное выражается в процентах как отношение лет, остающихся до достижения климакса к общей длине полного цикла лесообразовательного процесса, (табл. 5).

Таблица 5 Шкала нарушенности лесного растительного покрова [16].

Возрастные категории	Категории земель и лесов			
	Хвойные	Т. Листв.	М. листв.	Прочие
Спелые и перестойные леса	0	50	70	-
Приспевающие леса кроме кедровых	15	60	75	-
Средневозрастные леса	45	70	80	-
Молодняки 1 и 2 классов возраста	80	85	90	-
Вырубки	-	-	-	95
Гари	-	-	-	96
Пустыри	-	-	-	100

Выделяется 5 классов нарушенности: 1 – (0-10%), 2 – (11-33%), 3 – (34-50%), 4 – (51-75%) и 5 – (76-100%) от почти девственных (степень нарушенности 0-10%) до молодняков, вырубок и пустырей (степень нарушенности 76-100%).

Закключение

1. Лесная растительность является доминантом растительного покрова территории и географическая лесистость (отношение лесной площади к общей) составляет 92,8%, а хозяйственная (отношение лесопокрытой площади к общей) – 85,5%. Обезлесено (пустыри, гари, необлесившиеся вырубки) 8,0% лесной площади.

2. Лесная растительность представлена 13 лесными формациями, из которых хвойные формации занимают 80% территории и 89% древесного запаса.

3, Абсолютно господствует лиственничная формация (лиственница Каяндера), представленная тремя геоморфологическими комплексами: равнинным (маревым), горным (среднегорным) и высокогорным (1200-1500м н.ур.м.). Лиственничники занимают 67,4% лесопокрытой площади. На долю спелых и перестойных лесов приходится 33% площади формации и 41% древесного запаса.

4. Средние запасы древесины в спелых и перестойных лиственничниках «Фоновая продуктивность» составляют 145,0 м³/га, а средний запас по формации («теневая продуктивность» равен 117,8 м³/га.

5. Пихтово-еловые леса сохранились на 7,4% лесопокрытой площади. На долю спелых и перестойных древостоев приходится 71% площади формации и 81% запаса сырораствующей древесины. Фоновый запас древесины (средний запас спелых и перестойных древостоев) равен 178,5 м³/га, а теневой – 156,1 м³/га.

6. Мягколиственные породы занимают около 20% лесопокрытой площади. Они представлены 6 лесными формациями, из которых заметное влияние на облик территории оказывают насаждения березы плосколистной (12,75% площади) и тополя душистого (6,1%).

7. Короткопроизводные послепожарные белоберезники представлены травяными типами лесов. Средний запас спелых и перестойных белоберезовых (береза плосколистная) древостоев равен 128,7 м³/га, а теневой запас – 80,9 м³/га.

8. Тополевники пойменные (долинные) занимают острова и высокую пойму горных рек. На стадии приспевания и, особенно, спелости древостой обычно двухъярусные, с фоновым запасом древесины 213,7 м³/га, а теневой средний запас около 10 м³/га. Это объясняется тем, что на молодняки 1 класса возраста (до 10 лет) приходится 95% площади тополевой формации.

Литература

1. Амурская тайга (комплексные ботанические исследования). Л.: Наука, 1969. 198 с.
2. Бабурин А.А. К методике оценки современного состояния лесного растительного покрова // География и природные ресурсы. 1984. № 1. С.134–137
3. Бабурин А.А. Динамика состояния лесной растительности Амурско-Комсомольского ТПКа // География и природные ресурсы. 1986. №1. С.151–157.
4. Бабурин А.А. Состояние лесной растительности северного и среднего Сихотэ-Алиня (Хабаровский край) // Исследования водных и экологических проблем Приамурья. Владивосток-Хабаровск: Дальнаука, 1999. С.13–18
5. Бабурин А.А. Биоразнообразие лесных формаций Хабаровского края. Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 2002. 45с.
6. Бабурин А.А. Динамика состояния лесной растительности Амурско-Комсомольского промузла (Хабаровский край) 1983-2008гг. // Материалы V Всероссийской конференции Леса Российского Дальнего Востока «Мониторинг динамики лесов Российского Дальнего Востока». Владивосток: ЛАИНС, 2012. С. 23–26.
7. Готванский В.И. Бассейн Амура: Осваивая – сохранить. Хабаровск: ООО «Архипелага Файн Принт», 2007. 200с.
8. Колесников Б.П. Очерк растительности Дальнего Востока. Хабаровск: Кн. Изд-во, 1955. 104 с.

9. Корякин В.Н., Романова Н.В., Дидиченко Ю.В. Нормативы выделения молодняков на Дальнем Востоке по таксационным характеристикам подроста // Леса и лесное хозяйство в современных условиях. Материалы Всероссийской конференции с международным участием. Хабаровск: ДальНИИЛХ. 4-6.10.2011г. С. 22–30.

10. Леса Дальнего Востока. М.: Изд-во «Лесная промышленность», 1969. 392с.

11. Лесной план Хабаровского края на 2009-2018 гг. Книга 1. Хабаровск, 2008. 710 с.

12. Лесной комплекс Дальнего Востока России (аналитический обзор /Под редакцией А.С. Шейнгауза // Владивосток–Хабаровск: ДВО РАН, 2005. 160 с.

13. Петропавловский Б.С., Бабурин А.А. Состояние лесного покрова Сихотэ-Алиня // Биологические исследования на Горнотаежной станции. Сборник научных трудов. Выпуск 4. Владивосток: ДВО РАН, ОАО «Дальприбор», 1998. С. 54–86.

14. Сиротский С.Е., Климин М.А., Бабурин А.А., Уткина Е.В., Чижикова Н.П., Харитонов Г.В. Почвы и донные отложения зоны влияния Бурейской ГЭС // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 20. Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 2013. С. 7 – 39.

15. Справочник для учета лесных ресурсов Дальнего Востока. Хабаровск: ФГУ ДальНИИЛХ, 2010. 526с.

16. Шейнгауз А.С. Нарушенность лесного покрова: классификация и картографирование по показателям лесообразовательного процесса // Лесоведение. 1994. № 1. С. 7–12.

ДОННЫЕ БЕСПОЗВОНОЧНЫЕ ЖИВОТНЫЕ РЕК ЗОЕВКА И КАЗАКЕЕВКА (БАССЕЙН Р. УССУРИ, ХАБАРОВСКИЙ КРАЙ)

Яворская Н.М.

ИВЭП ДВО РАН, Хабаровск

Влияние деятельности человека на природные сообщества чрезвычайно разнообразно и прослеживается на всех уровнях биосферы. Современный подход к проблеме охраны природы предусматривает помимо охранных мероприятий проведение фундаментальных экологических исследований и использование их результатов для активного вмешательства в нарушенные экосистемы с целью повышения их устойчивости и продуктивности [1]. В Хабаровском крае в настоящее время активно выполняются работы по прокладке газо- и нефтепроводов, которые затрагивают экосистемы водотоков. В связи с этим в 2006 г. до строительства трассы газопровода были проведены обследования рр. Зоевка (Зоя) и Казакеевка (система р. Уссури – пр. Амурская).

Основная часть бассейна р. Уссури расположена в пределах Центрального и Западного Сихотэ-Алиня. Центральный Сихотэ-Алинь с высотами до 1400–1800 м – нагорье расчлененное густой речной сетью. В рельефе Западного Сихотэ-Алиня преобладают небольшие средневысотные хребты, вытянутые в северо-восточном направлении и разделенные межгорными впадинами, долинами рек и всхолмленным низкогорьем. Западную часть бассейна занимают отроги Восточно-Маньчжурского нагорья с высотами до 600–700 м, плавно понижающиеся к востоку. Между низкогорьем Западного Сихотэ-Алиня и отрогами Восточно-Маньчжурских гор расположена обширная Западно-Приморская равнина. Уссури в низовьях течет по юго-восточной окраине Среднеамурской низменности. Поверхность равнины переувлажнена, на отдельных участках заболочена [2].

Речная сеть в бассейне р. Уссури хорошо развита лишь в горной его части, где коэффициенты ее густоты составляют 0,7–0,9 км/км². В переходной зоне от высоких хребтов Сихотэ-Алиня к Западно-Приморской равнине коэффициенты уменьшаются до 0,6–0,7 км/км². В пределах Западно-Приморской равнины густота речной сети снижается до 0,3–0,4 км/км² [3]. Бассейн р. Уссури характеризуется среднегодовым количеством осадков 600–800 мм, 90 % из них

выпадает в течение теплого сезона. Питание рек в основном дождевое, снеговое составляет 5–20 %, подземное – 10–20 %. Максимальные расходы наблюдаются в мае и августе, редко в июле или сентябре, наименьшие расходы – в феврале–марте [4, 5].

Река Зоевка, протяженностью 24 км, является левым притоком р. Чирка и впадает в нее в 40 км от устья. Имеет 3 притока, общая длина которых составляет 6 км. Площадь водосбора 156 км² [5]. Река берет начало на обширном болотном массиве, принимает воды из системы дренажных канав осушительной системы. Территории болота вдоль русла реки покрыта осокой. На бровках русла и на минеральных островах растут кустарник и одиночные деревья. В период паводков прилегающая к реке территория болота затопливается. Большая часть русла р. Зоевка сформировано в торфах, поступление минеральных частиц от размыва участков болотных островов незначительное. Воды р. Зоевка характеризуется отсутствием запаха и слабой цветностью. Донные отложения в районе обследования в основном представлены заиленным торфом.

Река Казакеевка, протяженностью 12 км, является левым притоком р. Зоевка и впадает в нее в 5 км устья [5]. Пойма реки шириной 50–100 м представляет собой систему болотных массивов, покрытых осокой, травами и кустарником, и минеральных островов, на которых произрастает ива, березы, ольха и дуб. Русло реки слабоизвилистое. На участке обследования река имеет кочкарниковые травяные берега. На урезе реки в пределах болотных массивов часто произрастает ивовый кустарник. Вода в р. Казакеевка имеет светло-коричневый оттенок; без запаха. Грунт дна – отложения торфа и ила.

Целью настоящей работы является изучение структурных характеристик сообществ донных беспозвоночных (групповой состав зообентоса, основные показатели структуры) рр. Зоевка и Казакеевка.

Материал и методы

Материалом послужили пробы зообентоса, собранные автором в сентябре 2006 г. в рр. Зоевка и Казакеевка рядом с автодорожными мостами (см. рис.). Температура воды в реках составила 15,5 °С. Количественные пробы (2) отбирались с помощью бентометра В.Я. Леванидова (площадь захвата 0,16 м²) с глубины 0,5 м и фиксировались 4 %-м раствором формальдегида. Дополнительно, для уточнения видовой принадлежности амфибиотических насекомых, выполнялись сборы качественных и имажинальных проб, которые фиксировались 75% этанолом и жидкостью Удеманса соответственно.

Собранный материал обрабатывался по общепринятым гидробиологическим методикам.



Рис. 1. Схематическая карта рр. Зюевка и Казакеевка.
Точками отмечены места отбора проб

Доминирующими считали донных беспозвоночных животных, плотность и биомасса которых составляла 15 и более процентов от общей составляющей [6]. Для определения качества воды применялись олигохетный индекс [7] и биотический индекс Вудивисса [8]. Типы распространения даны по К.Б. Городкову [9].

Результаты и обсуждение

Основу зообентоса р. Зюевка составили 12 групп животных – Plecoptera, Ephemeroptera, Chironomidae, Megaloptera, Coleoptera, Simuliidae, Gastropoda, Ostracoda, Asellus, Hydrachnidae, Oligochaeta, Turbellaria (табл. 1). По количественным показателям доминировали Simuliidae. В разряд субдоминантов по плотности вошли Chironomidae, второстепенных – Plecoptera, Asellus и Hydrachnidae. Категорию субдоминантов по биомассе представляли Asellus, второстепенных – Chironomidae и Gastropoda.

Бентосное сообщество р. Казакеевка представлено – Ephemeroptera, Trichoptera, Chironomidae, Coleoptera, Tipulidae, Bivalvia, Gastropoda, Hydrachnidae, Asellus, Turbellaria, Oligochaeta (табл. 1). Основная роль в формировании плотности принадлежала Oligochaeta и Chironomidae. Лидерами в формировании биомассы являлись Asellus, Gastropoda и Oligochaeta. К категории субдоминантов по плотности относились Asellus, по биомассе –

Chironomidae. В разряд второстепенных по плотности вошли Ephemeroptera, Coleoptera, Tipulidae, Bivalvia, Gastropoda, Asellus и Hydrachnidae, в разряд по биомассе – Bivalvia.

Таблица 1. Показатели плотности (N) и биомассы (B) зообентоса рр. Зоевка и Казакеевка

Группа	р. Зоевка				р. Казакеевка			
	N, экз./м ²	B, г/м ²	N, %	B, %	N, экз./м ²	B, г/м ²	N, %	B, %
Plecoptera	100	0,019	1,0	+	—	—	—	—
Ephemeroptera	63	0,116	0,6	0,5	19	0,001	1,4	+
Trichoptera	—	—	—	—	6	0,001	0,4	+
Chironomidae	938	0,645	9,5	2,9	531	0,243	38,3	8,2
Megaloptera	13	0,131	0,1	0,6	—	—	—	—
Coleoptera	25	0,050	0,3	0,3	31	0,023	2,2	0,8
Tipulidae	—	—	—	—	31	0,028	2,2	0,9
Bivalvia	—	—	—	—	38	0,091	2,7	3,1
Simuliidae	8200	18,925	83,3	83,5	—	—	—	—
Gastropoda	13	0,800	0,1	3,5	56	0,769	4,1	25,9
Ostracoda	38	0,004	0,4	+	—	—	—	—
Asellus	338	1,775	3,4	7,8	106	1,175	7,7	39,6
Hydrachnidae	100	0,010	1,0	+	19	0,003	1,4	+
Oligochaeta	—	0,131	—	0,6	544	0,625	39,2	21,2
Turbellaria	25	0,063	0,3	0,3	6	0,008	0,4	0,3
Всего	9852	22,67			1388	2,97		

Примечание. «—» – данные отсутствуют, «+» — менее 0,1%.

Предварительный список фауны амфибиотических насекомых р. Зоевка (1) включает 16 видов и форм из 13 родов и 4 семейств; р. Казакеевка (2) – 16 видов и форм из 15 родов и 3 семейств.

Отряд Plecoptera

Сем. Nemouridae

1. *Nemoura* sp. (1)

Отряд Trichoptera

Сем. Arctopsychidae

2. *Arctopsyche* sp. (2)

Отряд Ephemeroptera

Сем. Baetidae

2. *Baetis vernus* Curtis, 1834 – транспалеарктический вид (1)

3. *Baetis* sp. (1), (2)
Сем. Heptageniidae
4. *Rhitrogena* sp. (1)
Отряд Diptera
Сем. Chironomidae
Подсем. Tanypodinae
5. *Ablabesmyia* sp. (2)
6. *Procladius* gr. *choreus* (1), (2)
Подсем. Orthocladiinae
7. *Cricotopus* gr. *bicinctus* (2)
8. *Parametriocnemus stylatus* (Kieffer, 1924) – голарктический (2)
9. *Rheocricotopus* gr. *chalybaetus* (1)
10. *Rheocricotopus* gr. *panciseta* (2)
Подсем. Chironominae
Триба Chironomini
11. *Chironomus* sp. (2)
12. *Clyptotendipes* (*Clyptotendipes*) *pallens* (Meigen, 1804) –
палеарктический трансевразийский полидизъюнктивный (2)
13. *Cryptochironomus* sp. (2)
14. *Dircotendipes* sp. (1)
15. *Endochironomus* sp. (1)
16. *Microtendipes* gr. *rydalensis* (1)
17. *Polypedilum* sp. (1), (2)
18. *Stictochironomus* sp. (1)
19. *Synendotendipes dispar* (Meigen, 1830) – палеарктический
трансевразийский полидизъюнктивный (2)
Триба Tanytarsini
20. *Cladotanytarsus* sp. (1)
21. *Paratanytarsus laccophilus* (Edwards, 1929) – голарктический (2)
22. *Rheotanytarsus* sp. (1), (2)
23. *Tanytarsus brundini* Lindeberg, 1963 – голарктический (1)
24. *Tanytarsus* gr. *eminulus* (1), (2)
25. *Tanytarsus* sp. (1), (2)

В зообентосе рр. Зоевка и Казакеевка наиболее высоким видовым разнообразием представлено семейство Chironomidae, из которого по плотности населения преобладали *Dircotendipes* sp. и *Synendotendipes dispar* соответственно (табл. 2).

Таблица 2. Структура сообществ зообентоса по плотности и биомассе (в %) в рр. Зоевка и Казакеевка

2 %), в пр. Зоевка и Казакеевка				
Категория	Зоевка	%	Казакеевка	%
по плотности				
Доминанты	Simuliidae	83,3	Oligochaeta	39,2
Субдоми- нанты	<i>Dircotendipes</i> sp.	6,3	Asellus	7,7
			<i>Procladius</i> gr. <i>chorens</i>	5,9
			<i>Synendotendipes dispar</i>	7,7
			<i>Rheotanytarsus</i> sp.	5,4
Второ- степенные	<i>Nemoura</i> sp.	1,0	Hydrachnidae	1,4
	Hydrachnidae	1,0	Gastropoda	4,1
	Asellus	3,4	Bivalvia	2,7
	<i>Rheotanytarsus</i> sp.	1,3	Coleoptera	2,2
			<i>Baetis</i> sp.	1,4
			Tipulidae	2,2
			<i>Chironomus</i> sp.	3,2
			<i>Clyptotendipes</i> (C.)	
			<i>pallens</i>	3,6
			<i>Cricotopus</i> gr. <i>bicinctus</i>	2,3
			<i>Rheocricotopus</i> gr.	
			<i>panciseta</i>	4,5
			<i>Tanytarsus</i> gr. <i>eminulus</i>	1,4
по биомассе				
Доминанты	Simuliidae	83,5	Asellus	39,6
			Gastropoda	25,9
			Oligochaeta	21,2
Субдоми- нанты	<i>Asellus hilgendorffii</i> <i>aculeiferus</i>	7,8		
Второ- степенные	Gastropoda	3,5	Bivalvia	3,1
	<i>Dircotendipes</i> sp.	2,1	<i>Chironomus</i> sp.	2,4
			<i>Clyptotendipes</i> (C.)	1,0
			<i>pallens</i>	
		<i>Procladius</i> gr. <i>chorens</i>	1,5	

Воды р. Зоевка по значению индекса Вудивисса (9 баллов) «чистые» характеризуются II классом качества (олигосапробная зона). Воды р. Казакеевка по величине олигохетного индекса (42 %) «умеренно-загрязненные» соответствуют III классу качества (бетагамезосапробная зона); по значению индекса Вудивисса (8 баллов) – «чистые», II класс качества, олигосапробная зона.

Заключение

Согласно исследованиям зообентоса рр. Зоевка и Казакеевка относится к чистым. Наиболее высокие количественные показатели зообентоса и группового состава зафиксированы в р. Зоевка, в которой также выявлены стенотермные личинки веснянок и ортокладиин. В р. Казакеевка отмечен комплекс эвритермных амфибиотических насекомых. Анализ бентосной фауны показал, что рр. Зоевка и Казакеевка характеризуется относительно высоким видовым разнообразием водных насекомых. Всего в данных водотоках выявлено 26 видов и форм из 22 родов и 5 семейств амфибиотических насекомых. В биогеографическом отношении на обследованных участках рек встречаются виды с голарктическим и палеарктическим трансевразийским полидизъюнктивным (транспалеарктическим) типам ареалов.

Полученные структурные характеристики сообществ водных беспозвоночных могут быть в дальнейшем использованы как фоновые для определения степени их изменения в результате антропогенных воздействий (строительство и использование газопровода).

Автор выражает искреннюю благодарность за помощь в определении амфибиотических насекомых М.А. Макаренко, О.В. Орел, Т.М. Тиуновой, В.А. Тесленко (БПИ ДВО РАН, г. Владивосток), за организацию полевых исследований Г.В. Новомодному, Н.М. Панасенко (Хф ТИНРО, г. Хабаровск).

Литература

1. Шилов И.А. Экология. М.: Высшая школа, 2001. 512 с.
2. Мордовин А.М. Годовой и сезонный сток рек бассейна Амура. Препринт. Хабаровск: ИВЭП ХНЦ ДВО РАН, 1996. 72 с.
3. Ресурсы поверхностных вод СССР. Дальний Восток. Приморье. Т. 18. Вып. 3. Л.: Гидрометеиздат, 1972. 245 с.
4. Луценко Т.Н. Тренды динамики химического состава поверхностных вод бассейна реки Уссури (Приморский край) // Чтения памяти Владимира Яковлевича Леванидова. Вып. 6. Владивосток: Дальнаука, 2014. С. 400–407.
5. Гидрологическая изученность. Т. 18. Вып. 1. Амур. Ленинград. 1966. 487 с.
6. Леванидов В.Я. Биомасса и структура донных биоценозов реки Кедровой // Пресноводная фауна заповедника «Кедровая падь». Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1977. Т. 45 (148). С. 126–158.

7. Goodnight C.J., Whitley L. Oligochaetes as indicators of pollution // Proc. 15th Ind. Waste Conf. Purdue Univ. Ext. Ser. 106. 1961. P. 139–142.

8. Вудивисс Ф.С. Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л.: Гидрометеиздат, 1977 г. 230 с.

9. Городков К.Б. Типы ареалов насекомых тундры и лесных зон европейской части СССР. Л.: Наука, 1984. С. 3–20.

УДК 550.7

Ивашов П.В. **Памяти Сергея Егоровича Сиротского (09.05.1957 – 23. 09. 2014)** // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ДВО РАН, 2015, С. 9-18.

Изложены биографические сведения о жизнедеятельности выдающегося учёного-гидроэколога, кандидата биологических наук, заведующего лабораторией гидроэкологии и биогеохимии Института водных и экологических проблем ДВО РАН, руководителя Межрегионального центра экологического мониторинга гидроузлов Дальнего Востока и Сибири Сергея Егоровича Сиротского, скончавшегося 23 сентября 2014г. на 58 году жизни.

УДК 556.533.6

Дугина И.О., Явкина Е.Н., Дунаева И.М., Сальников В.И., Крамарева Л.С., Католиков В.М., Шалыгин А.Л., Махинов А.Н. **Выдающееся Амурское наводнение 2013 года. Два года спустя** // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ДВО РАН, 2015, С. 19-44.

Ил. 13, табл. 4, библи. 8.

УДК 574.5

Готванский В.И., **Сиротский С.Е.** **Проблемы Амурского мегакомплекса в свете наводнения 2013 г.** // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ДВО РАН, 2015, С. 45-51.

В статье рассматриваются проблемы Амурского мегакомплекса, обсуждаются возможности их решения.

Библи. 6.

УДК 556.114.6

Шестёркин В.П., Шестёркина Н.М. **Зимний гидрохимический режим Амура после исторического наводнения 2013 года** // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ДВО РАН, 2015, С. 52-61.

Рассмотрен зимний гидрохимический режим Амура после исторического наводнения 2013 года. Установлено повышение величины минерализации и содержания микроэлементов по сравнению с 2008-2013 гг. В декабре 2013 г. зафиксирован максимальный сток нитратного азота за весь период наблюдений.

Ил. 3, табл. 2, библи. 11.

УДК 631.412:631.74:551

Харитонова Г.В., Ким В.И., Шалдыбин М.В., Лопушняк Ю.М., Уткина Е.В., Дембовецкий А.В., Коновалова Н.С., Юдина А.В., Стенина А.С. **Состав отложений реки Амур в зоне Хабаровского гидроузла** // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ДВО РАН, 2015, С. 62-79.

Изучен состав донных отложений и наилок р. Амур в зоне Хабаровского гидроузла после катастрофического наводнения 2013 г. Установлено, что состав влекомых и взвешенных наносов Амура соответствует гидрологическим условиям исследуемого участка. Показано, что наилки экстремального наводнения 2013 г. и наилки периодов низкой водности Амура характеризуются близким гранулометрическим, валовым и минералогическим составом. Последнее связано с переносом их тонких фракций в относительно устойчивых микроагрегатах.

Ил. 4, табл. 5, библи. 27.

УДК 556.31

Кулаков В.В., Штенгелов Р.С. **Покровные отложения Амуро-Тунгусского междуречья – биогеохимический барьер от загрязнения подземных вод** // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ДВО РАН, 2015, С.80-87.

Рассмотрены защитные свойства покровных слабопроницаемых отложений гидрогеологического разреза аллювиальных отложений долины р. Амура для обоснования и оценки возможности создания зон санитарной охраны водозаборов питьевых подземных вод не только по площади, но и в объеме геологической среды. По результатам гидродинамического моделирования показано, что на междуречье Амура и Тунгуски покровные суглинки обеспечивают защиту подземных вод от микробного загрязнения, что позволяет размеры II пояса санитарной охраны водозаборов совмещать с границами первого пояса.

Библи. 6.

УДК 556.315

Фишер Н.К., Кулаков В.В. **Влияние гидравлической неоднородности на активность биотрансформации нефтепродуктов в подземных водах** // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ДВО РАН, 2015, С. 88-94.

На основе анализа пространственно-временной динамики геохимических индикаторов проанализирована зависимость активности микробиологических процессов деградации нефтепродуктов в подземных водах от гидравлической неоднородности водоносных горизонтов. Впервые для Среднеамурского артезианского бассейна определено влияние гидродинамических условий на анаэробные процессы биотрансформации нефтепродуктов.

Ил. 3, табл. 1, библи. 8.

УДК5 50.7

Ивашов П. В. **Биогеохимическая индикация загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами** // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ДВО РАН, 2015, С. 95-99.

Изложена концепция, теоретические основы и практические приёмы биогеохимической индикации загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами на основе опробования биообъектов растительного и животного происхождения. Предложены новые способы биогеохимической индикации повышенных содержаний химических элементов в наземных и водных экосистемах.

Библи. 10.

УДК 622.88

Махинов А.Н., Махинова А.Ф. **Экологические последствия эксплуатации месторождений в северных районах Дальнего Востока** // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ДВО РАН, 2015, С. 100-110.

Проанализировано влияние твердых горнопромышленных отходов на почвенный покров при разработке месторождений, выявлены основные источники его загрязнения. Описаны геоэкологические процессы, протекающие при их хранении

горнопромышленных отходов. Предложены основные методы снижения отрицательных последствий хранения отходов.

Ил. 1, табл. 1, библи. 8.

УДК 550.7

Климин М.А., Ри Т.Д., Сиротский С.Е. **Валовое содержание ртути в торфяниках Дальнего Востока России** // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ИВЭП ДВО РАН, 2015. С. 111-118.

В работе рассмотрены данные по распределению валового содержания ртути по профилям торфяников нескольких регионов Дальнего Востока России. Установлено, что содержание ртути в получивших здесь распространение торфяных отложениях колеблется в широких пределах, нередко превышая сходные показатели, характерные для торфов других регионов России и мира. Показано, что содержание ртути в некоторых торфяниках зависит от близости такого ее природного источника, как действующие вулканы, поскольку пики максимумов количества ртути зачастую приурочены к слоям торфа, содержащим продукты вулканической деятельности.

Ил. 2, библи. 10.

УДК 622.88

Ф.С. Кот, М. Кохва, Т. Суго, Р. Фарран, К. Фудзивара, Г.В. Харитоновна, А. Шавив. **Бор в системе «растения–опад–почва»** // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ДВО РАН, 2015, С.119-137.

Бор – незаменимый элемент в структуре растительного лигнина. Вместе с лигнином он наследуется почвенным органическим веществом. Приходится констатировать, что до сих пор очень мало известно о роли растительного опада в кругообороте бора в системе «растения-почвы». Мало что известно и о формах биодоступных соединений бора и механизмах их образования. В большинстве ранее описанных экспериментов изучалось взаимодействие растворов борной кислоты высокой и очень высокой концентраций с отдельными неорганическими компонентами почв – оксидами и гидроксидами Fe и Mn и глинистыми минералами. Результаты таких экспериментов вряд ли приложимы к почвам *in vivo*. Нами была поставлена серия опытов с использованием материалов, содержащих высокоэффективные бор-специфические NMG-группы. Объектами исследования послужили растительный опад и листва; водные

вытяжки из почв. Показано, что главным источником подвижных и биодоступных соединений бора являются растительный опад и листва. С дождями и аэрозольными выпадениями в почву поступает бора на 1–3 порядка ниже, еще меньше поступает бора в результате выветривания горных пород. Установлено, что оборот бора происходит в полузакрытой самодостаточной системе «растения–опад–почва» («растения–опад–почвенное органическое вещество–доступные соединения бора»). Основными носителями доступного бора являются коллоиды водной фазы размера $0.20 < d < 0.45$ мкм. Характер связывания бора в последних позволяет предполагать наличие в них двух форм соединений: легко-обменные рН зависимые и прочносвязанные бор-органические комплексы, возможно, специфического характера.

Ил. 7, табл. 2, библ. 36.

УДК 631.434

Шеин Е.В., Ерол С.А., Милановский Е.Ю., Микайылов Ф.Д., Коновалова Н.С., Шалдыбин М.В., Лопушняк Ю. М., Харитонов Г.В.
Глинисто-солевые агрегаты аллювиальных карбонатных почв (Чумра, Центральная Анатолия, Турция) // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ДВО РАН, 2015, С. 138-152.

Методами рентгендифрактометрии, растровой электронной микроскопии и энергодисперсионного анализа был изучен минералогический состав аллювиальных карбонатных почв (Чумра, Центральная Анатолия, Турция) и их илистых фракций, морфология и состав почвенных микроагрегатов и карбонатных выделений. Установлено, что почвы характеризуется высоким содержанием кальцита и слоистых минералов, которые определяют их тяжелый гранулометрический состав: содержание глины, пыли и песка составляет 45, 54 и 1% соответственно. В составе илистой фракции преобладают иллиты – минералы не набухающей фазы, содержание смектитов невелико. Показано, что высокие фильтрационные свойства почв обусловлены процессами иллитизации, характерными для илистой фракции почв аридных территорий, и микроагрегации твердой фазы почв педогенным кальцитом с образованием кальцитовых глинисто-солевых ультрамикроагрегатов.

Ил. 7, табл. 1, библ. 13.

УДК 631.48+550.423(571.61)

Матюшкина Л.А., Калманова В.Б. **Свойства почв урбанизированной территории (на примере города Биробиджан)** // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ДВО РАН, 2015, С. 153-163.

Показано, что особенности морфологического строения и физико-химических свойств почв г. Биробиджан определяются размещением их в той или иной эколого-функциональной зоне города. Содержание наиболее опасных для городской территории тяжелых металлов: (Cu, Zn, Pb, Ni, Co, Cd) сравнивается с кларками этих элементов в почвах мира, средним содержанием в почвах городов России с населением менее 100 тыс. чел., местным фоновым уровнем и ориентировочно допустимой концентрацией (ОДК) для почв. Для всех исследованных металлов зафиксировано превышение ОДК, наибольшее для свинца.

Табл. 1, библ. 16.

УДК [553.97:553/086](571.61/620)

Чаков В.В. **Гидролизаты торфа из месторождений Приамурья и перспективы их использования** // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ДВО РАН, 2015, С.164-176.

Показано, что гидролизаты торфа содержат в концентрированной форме гуминовые вещества, являющиеся первой в природе устойчивой формой органических соединений углерода вне живых организмов. Помимо углерода такие соединения на 30–40%, а иногда и до 60% могут состоять из кислорода. Приводятся примеры эффективного использования гидролизатов торфа в различных сферах хозяйственной деятельности.

Табл. 5, библ. 16.

УДК 630*652(571.61)

Бабурин А.А. **Лесная растительность Ургальского лесничества (бассейн Буреи)** // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ДВО РАН, 2015, С. 177-190.

Представлены результаты оценки состояния лесной растительности Ургальского лесничества по показателям породно-возрастной структуры древостоев по трем взаимосвязанным параметрам: комплексной потере продуктивности (35%), оценке

благополучия (54,5 балла) и оценке степени нарушенности (43,8 %). Отмечена тенденция снижения ресурсно-экологического потенциала лесов.

Табл. 5, библ. 16.

УДК 574.587

Яворская Н.М. **Донные беспозвоночные животные рек Зоевка и Казакеевка (бассейн р. Усури, Хабаровский край) // Биогеохимия и гидроэкология наземных и водных экосистем. Вып. 21. Хабаровск: ДВО РАН, 2015, С. 191-198.**

Приводятся первые сведения о биоразнообразии донных беспозвоночных животных рр. Зоевка и Казакеевка (бассейн р. Усури, Хабаровский край). Выявлено 26 видов и форм из 22 родов и 5 семейств амфибиотических насекомых. Наиболее высоким видовым разнообразием представлено семейство Chironomidae. Выполнена оценка качества воды.

Ил. 1, табл. 2, библ. 8.

СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие.....	7
<i>Ивашов П.В.</i>	
Памяти Сергея Егоровича Сиротского.....	9
<i>Дугина И.О., Явкина Е.Н., Дунаева И.М., Сальников В.И.,</i>	
<i>Крамарева Л.С., Католиков В.М., Шалыгин А.Л., Махинов А.Н.</i>	
Выдающееся Амурское наводнение 2013 года. Два года спустя.....	19
<i>Готванский В.И., [Сиротский С.Е.]</i>	
Проблемы Амурского мегакомплекса в свете наводнения 2013 г.	45
<i>Шестёркин В.П., Шестёркина Н.М.</i>	
Зимний гидрохимический режим Амура после исторического наводнения 2013 года.....	52
<i>Харитонов Г.В., Ким В.И., Шалдыбин М.В., Лопушняк Ю.М.,</i>	
<i>Уткина Е.В., Дембовецкий А.В., Коновалова Н.С., Юдина А.В.,</i>	
<i>Стенина А.С.</i>	
Состав отложений реки Амур в зоне Хабаровского водного узла	62
<i>Кулаков В.В., Штенгелов Р.С.</i>	
Покровные отложения Амуро-Тунгусского междуречья – биогеохимический барьер от загрязнения подземных вод.....	80
<i>Фишер Н.К., Кулаков В.В.</i>	
Влияние гидравлической неоднородности на активность биотрансформации нефтепродуктов в подземных водах.....	88
<i>Ивашов П. В.</i>	
Биогеохимическая индикация загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами	95
<i>Махинов А.Н., Махинова А.Ф.</i>	
Экологические последствия эксплуатации месторождений в северных районах Дальнего Востока	100
<i>Климин М.А., Ри Т.Д., [Сиротский С.Е.]</i>	
Валовое содержание ртути в торфяниках Дальнего Востока России	111
<i>Кот Ф.С., Кохва М., Суго Т., Фарран Р., Фудзивара К.,</i>	
<i>Харитонов Г.В., Шавив А.</i>	
Бор в системе «растения–опад–почва»	119

*Шеин Е.В., Ерол С.А., Милановский Е.Ю., Михайлов Ф.Д.,
Коновалова Н.С., Шалдыбин М.В., Лопушняк Ю. М.,
Харитонова Г.В.*

Глинисто-солевые агрегаты аллювиальных карбонатных
почв (Чумра, Центральная Анатолия, Турция) 138

Матюшкина Л. А., Калманова В. Б.

Свойства почв урбанизированной территории (на примере
города Биробиджан) 153

Чаков В.В.

Гидролизаты торфа из месторождений Приамурья и
перспективы их использования..... 164

Бабурин А.А.

Лесная растительность Ургальского лесничества (бассейн
Буреи) 177

Яворская Н.М.

Донные беспозвоночные животные рек Зоевка и
Казакеевка (бассейн р. Уссури, Хабаровский край) 191

CONTENT

Introduction	7
<i>Ivashov P.V.</i>	
In Memory of Cergei Egorovich Sirotsky	9
<i>Dugina I.O., Yavkina E.N., Dunaeva I.M., Salnikov V.I.,</i> <i>Kramareva L.S., Katolikov V.M., Shalygin A.L., Makhinov A.N.</i>	
Outstanding Amur Flood in 2013. Two Years Later.....	19
<i>Gotvansky V.I., Sirotsky S.E.</i>	
Problems of the Amur Mega Complex as Related to the Food in 2013.....	45
<i>Shesterkin V.P., Shesterkina N.M.</i>	
Winter Hydrochemical Regime of the Amur River after the Historic Flood in 2013.....	52
<i>Kharitonova G.V., Kim V.I., Shaldybib M.V., Lopushnyak YU. M.,</i> <i>Utkina E.V., Dembovetsky A.V., Konovalova N.S., Yudina A.V.,</i> <i>Stenina A. S.</i>	
The Amur Sediment Composition in the Khabarovsk Hydrosystem Zone	62
<i>Kulakov V.V., Shtengelov R.S.</i>	
Surface Deposits in the Amur-Tunguska Interfluve – a Biogeochemical Barrier against Groundwaters Contamination ...	80
<i>Fisher N.K., Kulakov V.V.</i>	
Effects of Hydraulic Irregularity on Oil Biotransformation Intensity in Groundwaters	88
<i>Ivashov P.V.</i>	
Biogeochemical indication of pollution with heavy metals	95
<i>Makhinov A.N., Makhinova A.F.</i>	
Mining Impacts on the Environment in the Northern Regions of the Far East	100
<i>Klimin M.A., Ri T.D., Sirotsky S.E.</i>	
The Total Content of Mercury in the Russian Far East Peatlands.....	111
<i>Kot F.S., Kochva M., Sugo T., Farran R., Fujivara K., Kharitonova</i> <i>G.V., Shaviv A.</i>	
Boron in the “Plant–Litter–Soil” System	119

<i>Shein E.V., Erol S.A., Milanovsky E.Yu., Mikayilov F.D.,</i>	
<i>Konovalova N.S., Shaldybib M.V., Lopushnyak YU. M., Kharitonova</i>	
<i>G.V.</i>	
Clay-Salt Aggregates of Alluvial Carbonate Soils (Cumra, Central Anatolia, Turkey)	138
<i>Matyushkina L. A., Kalmanova V. B.</i>	
Soil Properties in the Urbanized Areas (Birobidzhan City as an Example)	153
<i>Chakov V.V.</i>	
Peat Hydrolysates from Priamurje Deposits and Prospects for Their Use	164
<i>Baburin A.A.</i>	
Forest vegetation of the Urgalsk Forestry (Bureya Basin)	177
<i>Yavorskaya N.M.</i>	
Benthic Invertebrates of Zoevka and Kazakeevka Rivers (Ussuri basin, Khabarovsky Krai)	191

Научное издание

БИОГЕОХИМИЯ И ГИДРОЭКОЛОГИЯ НАЗЕМНЫХ И ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Выпуск 21

Электронное издание

Ответственный редактор выпуска 21

д-р. б. наук Г.В. Харитонов

Оригинал-макет

Дробот Е.А.

Системные требования:

PC не ниже класса Pentium I;

32 Mb RAM; свободное место на HDD 16 MB; мышь;

Adobe Acrobat Reader

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки

Институт водных и экологических проблем

Дальневосточного отделения РАН

680000, г. Хабаровск, ул. Дикопольцева, 56; тел.: (4212) 32-57-55

E-mail: ivep@ivep.as.khb.ru; <http://ivep.as.khb.ru>

Дата подписания к использованию 27.11.2015 г.

Объем 2,8 Мб